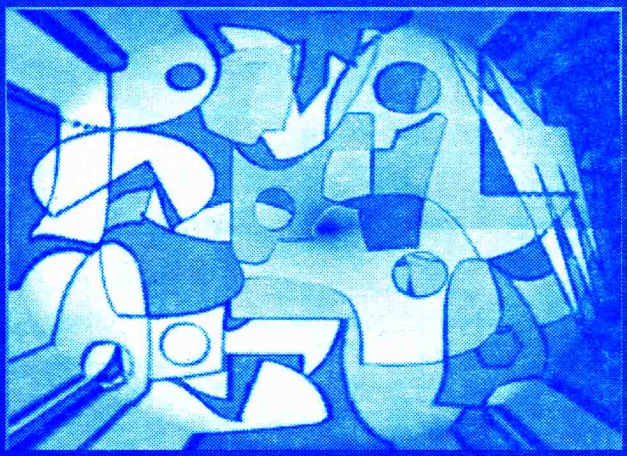
Международный Союз Радиоэкологов
Российская Экологическая Академия
Институт экологии растений и животных УрО РАН
Техноцентр "Лазерная диагностика и чистые технологии" НИКИЭТ
Фонд развития Заречного Технополиса

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 2



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

г. Заречный

Международный Союз Радиоэкологов
Российская Экологическая Академия
Институт экологии растений и животных УрО РАН
Техноцентр "Лазерная диагностика и чистые технологии" НИКИЭТ
Фонд развития Заречного Технополиса

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 2

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

Во второй сборник вошли статьи следующих авторов:
Н.В.Васильева, А.В.Трапезникова, В.Н.Позолотиной, П.И.Юшкова, В.Н.Трапезниковой, И.В.Молчановой, Е.Н.Караваевой, М.Я.Чеботиной, А.Ааркрога, Х.Дальгаарда, С.П.Нильсен, К.Чена ,С.М.Вовка, В.П.Сметанникова, В.Л.Кошелева, С.А.Наумова, С. В.Пушкарева, В.В.Тестова, А. Л.Кононовича, И.М.Донник, Г.В.Талалаевой, Н.В.Чемериса, М.А.Изюмова, Л.Н.Михайловской, В.В.Лунева.

Приложение к журналу "Аналитика и контроль"
Редакция журнала "Аналитика и контроль":
620002, г.Екатеринбург, ул. Мира,19, УГТУ-УПИ, ФТФ, ком.311.
тел.(3432) 75-45-05,75-93-95
Гл.редактор: В.Музгин
Издательство УГТУ.
Лицензия ЛР 020315 от 23.12.96г.
Главный редактор издательства: Т.Споршева
Заказ № 2273 Тираж 250.
Бумага 60x84 1/16, офсетная.
Усл.печ.л.: 20,25 Гарнитура: прагматика
Отпечатано в Асбестовской типографии.
624060, Свердловская обл., г.Асбест, ул.Садовая,5.

Многоуважаемый читатель!

Редакторы рады представить Вашему вниманию второй выпуск сборника “Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин”, издание которого стало возможно благодаря заинтересованному отклику авторов и читателей первого номера. Это еще более укрепило нас в понимании полезности издания периодического сборника.

Из бесед со многими коллегами мы вынесли убеждение в необходимости публикации крупных работ обобщающего и систематизирующего плана, в том числе дисциплинарных и мировоззренческих, которые явились бы промежуточным звеном между журнальными статьями и монографиями.

Особенностью настоящего сборника является полемическая заостренность ряда работ, в которых рассматриваются весьма сложные и, дискуссионные по самой сути, проблемы. Это прежде всего относится к статьям академика РАМН Н.В. Васильева, д.б.н. Б.В. Тестова, д.т.н. А.Л. Кононовича.

Редакторы считают необходимым сохранение авторского стиля, что обеспечивается минимальной редакторской правкой. Значительная часть статей посвящена решению актуальных задач радиоэкологии и пограничных дисциплин.

Начиная с этого выпуска мы планируем публикацию серии статей, посвященных методологическим вопросам развития науки и наукоемких технологий.

Выражаем глубокую благодарность всем авторам сборника и надеемся на дальнейшее сотрудничество.

Особая благодарность читателям первого выпуска за доброжелательные критические отзывы. Просим читателей присылать свои работы, предложения и замечания для дальнейшего развития сборника “Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин”.

А. Трапезников.
С. Вовк.

Заречный, апрель 1999 года.

НАУКА И ОБЩЕСТВО В XXI ВЕКЕ

Н. Васильев

Любой прогноз развития общественных явлений и прогресс науки содержит большой элемент риска в силу стохастичности и многофакторности этих процессов. Опыт показывает, что попытки такого рода, как правило, редко бывают успешными, в особенности, если речь идет о прогнозировании технологий.

Интересно, что наибольший шанс на успех в данной области имели прогнозы не узких профессионалов, а людей, не являющихся таковыми или, по крайней мере, аутсайдеров, находившихся вне принятых в данное время научных парадигм.

Таким, безусловно, был Жюль Верн, явивший своим творчеством (особенно "80 тысяч лье под водой") беспрецедентный пример инженерно-технологического прогноза.

Таким, в сущности, был Циолковский, который не соответствовал имиджу ученого современной ему эпохи, но опередил ее на бесконечность.

Таковыми были Беляев и Алексей Толстой, предвосхитившие межпланетные станции и изобретение лазеров.

Это и инженер писатель -фантаст А.П. Казанцев, своими экскурсами в область учения о Тунгусском метеорите, по существу, переломивший судьбу этой проблемы (то, что взрыв "метеорита" произошел не на земле, а в воздухе, он понял в 1946 г., а специалисты-метеоритоведы - лишь в 1961).

Автор этих строк не является ни писателем-фантастом, ни ученым-аутсайдером. Следовательно, и шансов на успех в отношении технологического прогнозирования он имеет немного, будучи как профессионал скован современными канонами (ученому-профессионалу уйти от них труднее, чем выскочить из собственной кожи). Поэтому не обходя стороной технологическое прогнозирование полностью, мы не будем останавливаться на нем подробно, перенеся акцент на прогнозирование в иной сфере, - сфере научно-общественной.

Говоря о технологическом прогнозировании, мы должны естественным образом остановиться на подводных камнях и рифах, которые ожидают любого, кто рискует отправиться в плавание по этому полному неожиданностей морю.

Первая трудность и первая опасность - это привязанность каждого из нас к своей эпохе вообще и к своей технологической эре в частности. Сирано де Бержерак, собираясь на Луну, планировал совершить это путешествие на воздушном шаре, кто-то еще - на воздушном корабле, и даже гениальный Жюль Верн предложил для этой цели далеко не оптимальный вариант в виде стрельбы по Луне из суперпушки.

Вторая принципиальная трудность состоит в зависимости и научного, и технологического процесса от такого малопредсказуемого фактора,

как феномен открытия, связанного, в свою очередь с феноменом человеческой гениальности. Природу гениальности мы пока не поняли. Мы не знаем, как и почему появляются гении, и отчего гениальность, как правило, не бывает наследственной. Но зато нам хорошо известно сколь велика их роль в развитии современной цивилизации: без Пушкина и Шекспира мировая литература существовала бы, но она была бы какой-то иной, чем мы видим ее сегодня. Без Чайковского, Бетховена и Баха также невозможно представить себе современную музыкальную культуру, как и без Платона, Гераклита и Гегеля - совре-менную философскую мысль.

Все это относится и к современному естествознанию: здание нашей науки неотделимо от имен Леонардо да Винчи, Ломоносова, Фарадея, Эйнштейна, Дарвина, Планка и других гигантов, благодаря озарению которых всякий раз совершался прорыв из одного горизонта знания в другой.

И хотя справедливо говорят, что для самореализации гений не только должен творить, но и общество должно быть подготовлено к восприятию его творчества, все же появление гениев и связанных с ним открытий (озарений) есть процесс стохастический, а, следовательно, и трудно прогнозируемый.

На пороге XX века лорд Рамзай прогнозировал дальнейшее развитие физики и предсказал "зачистку", завершение ее классического ньютоновского варианта, ссылаясь на наличие в ее хрустальных чертогах лишь двух небольших непроясненных пятен. Как известно, одно из них породило релятивистскую физику, второе - квантовую механику, а оба они вместе взятые, - пересмотр физической картины мира, сформированный к концу прошлого столетия.

Если бы в середине 30-х годов в нашей стране кто-либо попробовал спрогнозировать развитие медицинской науки даже не на 50, а на 20 лет вперед, он непременно бы заговорил о лизатотерапии, ныне позабытой, хотя, возможно, и незаслуженно, но, конечно же, не о стоявшем уже на пороге ренессанса химиотерапии, и тем более не об антибиотиках, хотя до победного их выхода на арену мировой медицины оставались считанные годы.

Говоря так, мы ни в коей мере не отрицаем возможность прогнозирования научного прогресса и не восклицаем: "Ignorabimus". Мы лишь подчеркиваем трудности ситуации и хотим предостеречь от самодовольного ребяческого оптимизма, который нередко дает себя знать на страницах печати (особенно печати популярной) в связи с теми или иными реальными (а иногда и малопроверенными) научными сенсациями.

Во-первых, исходить из того, что мы уже сегодня все или почти все обо всем знаем, нелепо. Произнесенные в конце своей жизни слова великого грека "я знаю лишь то, что я ничего не знаю", созвучные известным сентенциям Исаака Ньютона об игре в камешки на берегу

океана, полностью относятся и к настоящему и к любому другому времени, потому что каждый наш шаг вчера по винтовой лестнице познания лишь увеличивает (по крайней мере, пока) круг непознанного. Процесс этот подобен восхождению на высокую башню, с вершины которой отчетливо видно, сколь удалился от нас горизонт.

Не навязывая никому свою личную точку зрения и свое сугубо личное ощущение, скажу, что познанная нами доля Мира составляет, вероятно, даже не проценты, а их тысячные от непознанной его части, и представляем мы себе его истинную природу и сложность не лучше, чем муха устройство компьютера, на чехле которого она потирает лапки.

В этом нас убеждает, прежде всего, величайшее (и во многом еще неосознанное) открытие XX века - построение модели "расширяющейся Вселенной" Гамова и связанные с нею концепции "Большого взрыва", поставившие под сомнение то, чего никто и никогда под сомнение не ставил (ни в науке, ни в философии) - вечность категории времени. Это факт принципиального гноисеологического значения, ибо в случае его подтверждения в следующем (или в последующих) столетии постулат Джорджано Бруно о множественности миров и бесконечности Вселенной выводится на принципиально новую ступень - ступень не просто тиражирования однотипных миров, а на уровень применения возможности существования множественной типологии Миров как таковых. Принцип множественности и бесконечности из одномерного качества переходит, следовательно, в ранг принципа многомерного, объемного, а сложность окружающего нас Мира неимоверно возрастает.

Представляется вероятным, что здесь мы вплотную подошли к началу времени отсчета совершенно нового этапа развития науки, поскольку ныне ни методологических, ни методических подходов к решению задач подобных классов не найдено, а сами задачи эти пока четко не определены. Весьма возможно, что указанные вопросы будут решаться не в XXI веке, а гораздо позднее (ведь должна же наука чем-то заниматься и через тысячу лет после нас). Однако говорить об этом сейчас преждевременно, ибо для него как минимум необходимо, чтобы человечеству хватило "времени и огня".

А это, к сожалению, не очевидно. И здесь, обходя вопрос о "технологическом" прогнозировании, необходимо остановиться на проблеме, являющейся сегодня более важной и, возможно, даже судьбоносной.

Речь идет о соотношении значимости научного прогресса, о соотношении науки и о соблюдении как conditio sine qua non выживания человечества.

Поясним о чем идет речь.

Идея о "конце света", "Страшном суде" и "Армагеддоне" не нова. Она присутствует практически во всех великих религиях мира, отражая, по-видимому, издавна занявшее прочное место в сознании Homo Sapiens представление о конечности, как индивидуальной жизни, так и

существования отдельных человеческих сообществ (этносов, государств и т.д.). Обсуждение этой идеи, однако, до последнего времени было прерогативой или теологов, или фантастов. И это понятно: если не считать маловероятной (в рамках научных представлений первой половины XX века) возможности столкновения Земли с крупным космическим объектом, в ближайшей исторической перспективе не просматривалось каких-либо событий или процессов, которые могли бы привести к глобальной экологической катастрофе, чреватой гибелью цивилизации и тем более распадом биосферы.

Чингиз-хан или Атилла мог " жечь города и в церкви гнать табун", но он, был, не в силах высушить Аральское море.

Даже Гитлер, учинив мировой погром, привел в действие механизмы только социальных, но не экологических потрясений.

Однако 9 августа 1945 года стрелка часов на циферблате истории пересекла рубежную черту, и начался отсчет времени в новом измерении. Атомные взрывы в Хиросиме и Нагасаки показали, что варвары (а человечество еще и сегодня не вышло из фазы цивилизованного варварства) получили доступ к силам и средствам, по разрушительности своей на многие порядки превосходящим все известные до сих пор. Канонада ядерных испытаний последующих десятилетий подтвердила опасения наиболее дальновидных ученых: экологические последствия этих безответственных экспериментов затронули не только лик Земли, но и ближний космос, вызвав формирование искусственных радиационных поясов.

Когда-то Ф.Энгельс полагал, что изобретение дальнобойной артиллерии, сметающей батальон, появляющиеся на горизонте, кладет конец дальнейшему прогрессу военной техники, делая его явно бессмысленным. Прогноз этот тогда, во второй половине XIX века, оказался преждевременным. Но сейчас, когда в арсеналах ядерных держав скопились многие тысячи ядерных зарядов, стало очевидным, что для дальнейшего развития милитаризма Земной шар становится просто тесен.

Прогресс в области ядерных вооружений ставит под угрозу существование не только цивилизации, но и биосферы.

Переход стрелки через красную черту на циферблате часов истории произошел, однако, не только в военно-прикладной сфере. Экспоненциальный рост промышленного производства вызвал огромные по своему масштабу техногенные загрязнения окружающей среды, породив феномен экологического кризиса, первые признаки которого обнаружились уже в 60-е годы.

Человечество, как и предполагал В.И. Вернадский, действительно стало могучей геологической силой, но силой, действующей явно не по оптимальному варианту. Цифры, свидетельствующие о соизмеримости техногенных выбросов с природными процессами,

общеизвестны, и мы не будем их тиражировать. Скажем лишь, что уже сегодня техногенные загрязнения окружающей среды оказывают реальное влияние на планетарные процессы, меняя газовый состав атмосферы, разрушая озоновый слой (проблема "озоновых дыр") и воздействуя на тепловой баланс ("парниковый эффект"). Помимо химического загрязнения природных сред большее значение приобретают техногенные физические факторы, например, изменение радиоволнового фона планеты.

При этом техническая вооруженность человечества растет не только количественно, но и меняется качественно: в XX веке колоссально увеличилась - и продолжает нарастать энерговооруженность производства, что иллюстрируется, прежде всего, развитием атомной промышленности.

Совершенно очевидно, что процесс этот необратим - человечество никогда уже не вернется добровольно в шалаши и пещеры. По закону Долло развитие необратимо, а без ядерной энергии прогресс человечества немыслим. Однако бездумное, волюнтаристское отношение к этим процессам чревато последствиями, по сравнению с которыми авария на ЧАЭС покажется детскими шалостями на цветочной клумбе. Одной из причин такого сценария может стать столкновение Земли с каким-либо достаточно крупным космическим объектом наподобие Тунгусского метеорита в случае, если подобное событие произойдет в густонаселенном, насыщенном ядерными силовыми установками районе Земли.

А число таких районов постоянно растет: за последнее столетие численность человечества более чем удвоилась, что привело к резкому увеличению его плотности и к ускорению темпа истощения природных ресурсов.

Подвинули стрелку мировой истории к красной черте и события в сфере информационного обеспечения, позволившие в короткое время сформировать (в глобальном масштабе) четвертую часть власти, эффективность которой наглядно демонстрируется политическими событиями конца 80-х, начала 90-х годов, в том числе в нашей стране. Нетрудно показать, что и этот процесс, помимо позитивной, имеет и негативную сторону: никогда еще за всю историю существования человечества возможность манипулирования сознанием, пропаганды насилия, воинствующего эгоизма, секса и всяческого мракобесия не получали таких возможностей, как сегодня. Все громче звучащие и никем не опровергнутые сообщения о разработках в области создания психотронного оружия подтверждают сказанное.

Отсюда вытекают как минимум четыре следствия.

Во-первых, антропогенные воздействия на биосферу и на цивилизацию приобретают настолько разрушительный характер, что дальнейшее неконтролируемое развитие этих тенденций может приобрести

уже в следующем столетии необратимый характер и привести к катастрофическим для цивилизации последствиям.

Во-вторых, сказанное относится не только к военной, но и к "мирной" деятельности человека.

В-третьих, история развития науки в XX веке полностью подтвердила известную истину, согласно которой практически любое научное открытие либо изобретение используется человечеством в первую очередь не столько в созидательных, сколько в разрушительных целях.

И, наконец, в - четвертых. Если до недавних пор констатация перечисленных тенденций не требовала еще незамедлительных действий, то теперь речь идет о жизненной необходимости принципиальной переориентации стратегии развития общества, смещения акцентов с категорий "я" и сиюминутной прибыли, на понятие "мы" и "развитие человечества на перспективу".

Готово ли общество к подобной смене вех, особый вопрос, но от правильного выбора в данной ситуации зависит его судьба. И не в "светлом будущем", а в ближайшей исторической перспективе.

Возникает вопрос о причине возникновения столь острой проблемной ситуации. Она достаточно элементарна, хотя и не всегда очевидна именно по причине своей элементарности. Речь идет, прежде всего, о наличии драматической и все более углубляющейся диспропорции между темпом наращивания технического потенциала общества, с одной стороны, и прогрессом в области нравственных категорий - с другой.

Если технические возможности человечества в настоящее время и в начале христианской эры не идут ни в какое сравнение, то различия в моральных и этических категориях оказываются гораздо менее контрастными.

Как и две тысячи лет назад, человечество остается эгоистическим, жадным, непредусмотрительным и жестоким. Отметим прежде всего, что насилие и в том числе войны по-прежнему остаются одним из главных способов решения конфликтных (особенно межгосударственных) ситуаций. Свидетельством этому служат две мировые войны, потрясшие планету в XX столетии. И даже в так называемое "мирное время" в разных регионах Земли постоянно имеют место войны, жертвами которых являются сотни тысяч и миллионы людей. Чаще они происходят в т.н. странах "третьего мира", и в России широкой аудитории о них вообще мало что известно. Далеко не все знают, например, что за 20 лет гражданской войны в Анголе погибло свыше миллиона человек, что миллионами исчисляются жертвы во Вьетнаме, Алжире, в Иране и Ираке и т.д. Практически не бывает такого времени, когда бы в том или ином районе планеты не гремели выстрелы и не лилась кровь. И все это варварство происходит, прежде всего в т.н. развивающихся странах, не свободна от него и просвещенная Европа, которая совсем недавно, немногим 50 лет назад, явила всему миру и самой себе, сколь непрочен накопленный человечеством культурный

слой и к каким инфернальным последствиям ведет его прорыв. Освенцим и Бухенвальд - это не только позор Европы, но и суровое напоминание о разрушительном потенциале, томящемся в недрах современной цивилизации под тонкой скорлупой культурных традиций и моральных запретов.

И сейчас, находясь на рубеже 3-го тысячелетия, мы не имеем гарантии от рецидивов милитаристского варварства: pax Americana, о наступлении которого неустанно возвещали трубадуры англо-саксонской цивилизации не состоялся, мир все более становится многополюсным, договор о нераспространенности ядерного оружия после ядерных испытаний в Индии и Пакистане приобретает по существу символический характер. И, что самое главное, деление человечества на "чистых" и "нечистых" на "с жиру бесящися", "золотой миллиард" и слизывающий крохи с барского стола "третий мир" не может продолжаться бесконечно. Между этими полюсами неизбежен разряд, и быстро набирающий силу мусульманский фундаментализм является лишь одним из наиболее экстремистских проявлений этих объективно существующих угрожающих тенденций. Не может не учитываться на перспективу и нарастающая год от года мощь полуторамиллионного Китая. Мы уже не говорим о малопредсказуемых процессах, происходящих на просторах СНГ, в особенности в России.

С учетом сказанного, XXI век не будет идиллически спокойным. Это накладывает огромную ответственность как на ученых, так и на политиков, ибо жить в XXI столетии по канонам предыдущих веков нельзя.

Человечество стоит перед жестким выбором. Или оно кардинально ускорит наращивание своего морального потенциала, сделав его соизмеримым с темпом технического прогресса, или технический прогресс, не будучи согласован с моральными нормами, выйдет из-под контроля и приведет к экологическому коллапсу и к гибели цивилизации. Времени для самоопределения в рамках указанной альтернативы остается предельно мало - вряд ли более 100-150 лет.

Если же этого не произойдет, земная цивилизация рискует на собственном примере продемонстрировать один из возможных вариантов объяснения известного в наблюдательной астрономии феномена, который можно назвать "парадоксом Шкловского" (по имени крупного советского астрофизика профессора Шкловского) первым, по-видимому, обратившего на него внимание. Сущность этого парадокса состоит в отсутствии в доступной наблюдениям части Вселенной проявления внеземной жизни, в то время как такие следы должны были бы непременно существовать, если бы динамика развития внеземных цивилизаций хотя бы на протяжении нескольких тысячелетий соответствовала экспоненциальному развитию техногенной цивилизации на Земле. А отсюда следуют три возможных варианта объяснения означенного выше парадокса:

1) земная цивилизация - единственная, по крайней мере, в данной

области Вселенной, и ее возникновение есть уникальное явление, своего рода чудо;

2) цивилизации, пройдя определенный этап своего развития, как бы "закукливаются" и в дальнейшем на контакты не выходят;

3) цивилизации, пройдя этап быстрого взлета, имеют высочайший шанс погибнуть за счет внутренних противоречий, связанных с их развитием.

Первый вариант, к которому склонялся в конце своей жизни сам Шкловский, трудно принять ввиду его явной телеологичности. Кроме того, он противоречит общепризнанному житейскому опыту, известному каждому грибнику: если я (наблюдатель) нахожу в бору (Вселенной) один гриб (земную цивилизацию), но не вижу других грибов (внеземных цивилизаций), то я как грибник конечно же сделаю вывод не об уникальности данного гриба в данном бору вообще, а о том, что:

а) грибы в этом бору имеются;

б) встречаются они редко;

в) даже если в данный конкретный момент в лесу действительно имеется только один гриб, это не значит, что здесь не было десять грибов вчера и не будет сто грибов завтра;

г) средняя продолжительность индивидуальной жизни гриба, скорее всего, невелика.

Учитывая ключевой характер данного положения, хотелось бы проиллюстрировать его еще одним метафорическим примером.

Раз в год из муравейника происходит массовый вылет принцесс и принцев. Совершив брачный танец, ставшие королевами принцессы разлетаются по лесу, начиная самостоятельную жизнь и закладывая основы множества новых муравьиных цивилизаций. Но из тысяч и тысяч микромуравейников превращаются в развитые муравьиные империи считанные единицы, а остальных элиминирует беспощадный естественный отбор, действие которого проявляется в наиболее жесткой форме в переходные периоды развития биосистемы, что имеет место в нашем случае. И если эта аналогия имеет право на жизнь (а скорее всего, это так, потому что речь идет о судьбе однотипных систем), то представляется очевидным, что именно сейчас земная цивилизация проходит исключительно опасный период своего развития.

Безусловно, земная цивилизация относится к разряду технически развитых. Но она, конечно же, не является цивилизацией зрелой, о чем свидетельствует уже сам экспоненциальный характер кривой, описывающий ее динамику в последние два столетия (о зрелости можно будет говорить только в случае выхода кривой развития на плато, если таковой выход вообще состоится: экспоненциальный взлет может закончиться "срывом" кривой и ее катастрофическим спадом).

Одним из признаков незрелости земной цивилизации является не только дисгармония техногенного и нравственного процесса, о чем было сказано выше, но и уровень развития гуманитарных, биологических

и технических наук в современном обществе.

Об экспоненциальном развитии технических наук было уже сказано выше. Темп прогресса в этой области высок и продолжает оставаться таковым в настоящее время.

Сравнительное отставание развития биологических наук частично преодолено благодаря открытию структуры ДНК и синтеза белка в 1953-1961 г.г. В настоящее время происходит явный дрейф распределения сил и средств на научном фронте в пользу биологических дисциплин. Подчеркнем, однако, что речь идет в данном случае почти исключительно о молекулярной биологии, где действительно происходят судьбоносные события, но никак не о теории эволюции и тем более не о биологии человека, все еще находящемся по существу в зачаточном состоянии.

Между тем, именно это направление развития науки должно стать ныне ключевым, ибо, как говорилось выше, гарантированное будущее человечеству может быть обеспечено только на путях нравственного прогресса, последний же невозможен без изучения основ мотивации поведения человека, как на индивидуальном, так и на популяционном уровне. Образно говоря, и бог, и дьявол находятся не вне, а внутри нас, ибо в каждом человеке существуют детерминанты добра и зла, речь может идти лишь о сдвиге их соотношения и создании условия для их проявления как объективных, так и субъективных. Откуда возникает "дьявольское" (не в теологическом, а в биологическом) смысле, эгоистическое, злое начало, предстоит понять на путях изучения генетики поведения и исследования зоопсихологического и этологического филогенеза. К сожалению, отставание в этой области является поистине ужасающим, а преодоление его натыкается на множество вненаучных - и, прежде всего, идеологических - рогаток, различных по своему происхождению и знаку, но во всех случаях вредоносных.

Историки науки когда-нибудь ответят на вопрос, какие именно идеологические штампы и "табу" сыграли и продолжают играть здесь свою крайне негативную роль. Трудно измерить вред, причиненный, с одной стороны, абсолютизацией правильного в своей основе тезиса о недопустимости подмены социальных закономерностей биологическими, а с другой стороны - приобретшим ныне воинствующий характер креационизма, переходящий порою в прямое мракобесие и напрямую связанный с политическими событиями, развернувшимися в СССР после 1985 г.

В любом случае очевидно, что без развития науки о человеке, которая в муках рождается на стыке истории, социологии, этиологии, популяционной биологии, психиатрии и физиологии высшей нервной деятельности абсолютно невозможно. Но было бы большой ошибкой считать, что прорыв на этом участке научного поиска произойдет сам по себе и не натолкнется на многочисленные препятствия как на научном, так и вненаучном поле.

Что же касается гуманитарных наук, то в этой сфере налицо вопиющее противоречие между уровнем накопления фактов и познанием глубинных закономерностей исторического процесса. Между тем именно в этом состоит условие обеспечения "техники безопасности" развития человечества на ближайшее историческое будущее. Представляется перспективным изучение проблемы взаимосовмещения научных направлений, основанных Марксом и В.И. Вернадским (учение о ноосфере, формационная модель) и Л.Н. Гумилевым (закономерность этногенеза). Задача эта грандиозна, однако, прежде всего нужно осознать хотя бы необходимость различных знаков, тем более что расцвет обскурантизма может крайне осложнить дело.

То же следует сказать и о философии, являющейся основой миропонимания, а, следовательно, и развития всей науки в целом и гуманитарных в особенности.

Иными словами, смещение акцентов в сторону гуманитарных, социальных и социально-биологических наук является не просто велением времени, а непременным условием "безаварийного развития" человечества на ближайший обозримый исторический срок.

Наука все больше становится общественной силой. Открытие феномена клонирования означает, что в ближайшем будущем будут предприняты попытки вмешательства в святая святых природы - в процессы воспроизводства популяций, в том числе популяций человека. Следует подчеркнуть, что этот раздел биологии вообще и антропобиологии в особенности изучен очень слабо. Поэтому любые практические шаги в данной области должны делаться с чрезвычайной осторожностью и под эффективным контролем общества. Как и в случае практического использования ядерной энергии человечество должно написать на фронтоне науки II-го тысячелетия крупными буквами слово "ответственность", которое должно сопровождать и теоретическую, и практическую деятельность ученых в будущем, Человечество не имеет право вести себя подобно ребенку, играющему с гранатой в пороховом погребе.

* * *

И все же, как мы не уходим от прогноза в области конкретных отраслей знания, необходимо в заключение их обозначить, подчеркнув при этом еще раз, что наше видение этих конкретных аспектов ни в коей мере не претендует ни на всеобщий охват , ни на энциклопедию.

В области гуманитарных наук изучение основных социальных и социально-биологических законов развития человеческого общества и их связи с законами популяционного развития у других биологических видов;

- изучение природы человеческой агрессивности;
- изучение закона этногенеза и эволюции этносов, разработка проблемы "этнос и биосфера";
- философские и социологические аспекты освоения солнечной

системы и дальнего Космоса;

В области биологических наук;

- формирование антропобиологии (не путать с антропологией);

- изучение закономерностей развития био- и ноосферы. Изыскание совместно с гуманитарными областями знания методических подходов к переходу человечества на автотрофный образ жизни на основе использования энергии термоядерного синтеза;

- изучение механизмов наследственности, включая возможность обратной трансляции;

- изучение механизмов преадаптации;

- дешифровка природы саль... ;

попытка создания синтетической теории эволюции на основе классических концепций Дарвина, Ламарка, Берга, Вернадского, Кропоткина и ряда современных вариантов теорий недарвинской эволюции;

- разработка теоретических и практических аспектов клонирования;

- проблема происхождения жизни в связи с общей теорией эволюции Вселенной (Большой взрыв, пространственно-временная асимметрия, элементогенез, раценическая космическая органика, естественный отбор на макромолекулярном уровне, роль слабых электромагнитных полей в генезе живой материи);

- проблема формирования человеческого сознания (филогенетический раздел);

- роль электромагнитных колебаний, в том числе световых потоков, в дистантной передаче структурной информации;

В области точных наук:

- изыскание методологических подходов к изучению различных вариантов пространственно-временного континуума (развитие постулата Джорджано Бруно о многочисленности миров);

- создание единой теории поля;

- изучение возможности взаимопереходов в системе энергия - масса информация - время, развитие идей Козырева о материальной природе Времени;

- развитие теории Большого Взрыва;

- разработка теории катастроф. Создание на этой теоретической основе системы “Космический щит”, минимизирующей опасность столкновительных процессов;

- исследование роли симметрии в химических и особенно биохимических процессах;

- управляемый термоядерный синтез как энергетическая основа перехода человечества к автотрофному существованию;

Сколько-нибудь полный перечень предполагаемых к развитию направлений составить невозможно, и более чем вероятно, что факты неожиданности (открытий) будет вносить здесь большие коррективы.

Говоря специально о перспективах развития медицины в XXI столетии, необходимо четко разграничить как минимум три аспекта

проблемы:

а) развитие фундаментальной медицинской науки;

б) возможность внедрения достижений медицинской науки в общественную практику, в том числе в практику здравоохранения;

в) ближайшие и отдаленные биосоциальные последствия успехов медицины.

Прогноз по первому направлению, при всей его условности может быть сформулирован следующим образом:

- стратегическая цель: раскрытие механизмов регуляции гомеостаза биологических систем различных иерархических уровней - от клеточного до популяционного.

Основные задачи, подлежащие решению:

- расшифровка молекулярно-генетических и организменных "программ старения";

- раскрытие биохимических и биофизических механизмов генетической и нейроиммуноэндокринной регуляции жизненных процессов, включая тканевой организменный гомеостаз управления ими;

- раскрытие биологической роли "немой ДНК" и ее вероятность участия в обеспечении "видовой памяти".

Как следствие:

- преодоление барьера чисто несовместимости (трансплантационного барьера);

- решение проблемы рака и атеросклероза;

- лечение системных аутоиммунных заболеваний;

- разработка на этой основе новых методов лечения психических заболеваний;

- развитие заместительной хирургии и терапии;

- генно-инженерная коррекция наследственных заболеваний;

- раскрытие механизмов эволюции инфекций и причин возникновения новых инфекционных заболеваний на основе изучения действия закона параллельной эволюции хозяина и паразита в условиях человеческого общества;

- раскрытие природы и биологического смысла персистенции вирусов, изучение других форм симбиотической доклеточной жизни (прионы), как следствие предыдущих п.п.:

- ликвидация СПИД'а;

- профилактика рака, разработка мер по предотвращению проявления "новых инфекций";

- разработка новых поколений вакцин;

- разработка новых способов лечения психических заболеваний;

- раскрытие роли сверхслабых биогенных электромагнитных полей в жизнедеятельности организмов, разработка на этой основе новых методов управления жизненными процессами (фотонная биология, "фотонная медицина");

- клонирование органов и тканей, клонирование человека (последнее

- под жестким контролем государства и общества);

- разработка стратегий глобального мониторинга качества среды обитания человека с использованием аэрокосмических и ядерно-физических методов, компьютерное моделирование, развитие и адаптация сложных и сверхсложных открытых неравновесных саморегулирующихся систем;

- изучение роли следовых элементов (trace elements, микроэлементы), инертных газов и природных радионуклидов в жизненных процессах.

Безусловно, здесь перечислены далеко не все даже основные направления, и реестр их будет со временем расширен.

Стратегической целью внедрения достижений науки в общественную практику является продление продолжительности жизни человека до 90-95 лет, что представляется вполне реальным.

Следует однако иметь в виду, что по оценке специалистов лишь 20% патогенных факторов, воздействующих на человека, могут быть устранены средствами и силами здравоохранения, а 80% зависят от социальных факторов, и в компетенцию медиков , строго говоря, не входят.

Перспективы внедрения достижений медицинской науки в практику здравоохранения зависят от того, по какому пути пойдет социальное развитие человечества (и стран СНГ в том числе) в XXI столетии. Если сохранится отмечавшееся нами с глубокой тревогой разделение мира на "просвещенную аристократию" и на "быдло", на "брахманов" и "шудру", на "золотой миллиард" и многомиллиардный нищий "третий мир", то в лучшем случае можно ожидать использование плодов медицинской науки "чистыми" при отсутствии гармонического развития человечества в целом. Если это действительно будет так, XXII столетие человечество встретит в более плачевном состоянии своего общественного здоровья, чем XXI -ом.

Что же касается практического пути и развития мирового здравоохранения, то в случае благополучного решения глобальных социальных проблем (вариант, на который хочется надеяться, но в который нелегко поверить), программа его может быть охарактеризована краткой формулой: "первичная профилактика, ранняя диагностика и эффективное лечение", формулой, уже давшей великолепные результаты в некоторых странах (Япония) и с успехом апробированной в прошлом в ряде регионов бывшего СССР. Однако в ближайшем историческом будущем ни страны т.н. "третьего мира", ни страны СНГ, включая Россию, все более приобретающие полуколониальные черты, к восприятию и реализации этой формулы не будут готовы, и вследствие этого, по-видимому, развитие мирового здравоохранения будет проходить в рамках элитарной двуполюсной модели: "бублик" - для "золотого миллиарда" и "дырка от бублика" - для всего остального человечества. В этом случае к рубежу XXII столетия

"третий мир" не только не достигнет 90-летней индивидуальной продолжительности жизни, но даже не ликвидирует гельминтозы, которыми в настоящее время страдают даже не сотни миллионов, а миллиарды людей в развивающихся странах.

Точно так же нелепо говорить о решении проблемы рака на основе прогресса в области молекулярно- генетических исследований, если не будет решена проблема техногенных загрязнений и повального распространения курения, представляющего собою "подошву" айсберга наркоманий.

И точно таким же образом невозможно всерьез обсуждать вопрос о психическом здоровье населения, не решив вопроса о популяционных стрессах.

И, наконец, прежде чем говорить о первичной профилактике, ранней диагностике на молекулярно-генетическом уровне, население Земли (все, а не только аристократическую его часть) нужно элементарно накормить и одеть. Без того все наши прогнозы превратятся в обсуждение вопроса о совершенствовании медицинского обслуживания рабовладельцев, обитающих в демократическом рабовладельческом обществе (глобальный вариант республиканских Афин).

Что касается антропоэкологических последствий развития медицины и биологии на перспективу, то они нуждаются не столько в аплодисментах и восторгах, сколько в реальной оценке баланса их плюсов и минусов.

Разумеется, никто не собирается возвращаться в эпоху тотального распространения эпидемий оспы, чумы и желтой лихорадки, ликвидированных благодаря успехам современной медицины.

Но нельзя забывать и о том, что при ликвидации (или резком ограничении) при распространения классических, особо опасных инфекций, мы по существу перечеркнули их роль как фактора естественного отбора, что послужило одной из причин стремительного накопления в популяции иммунодефицитных состояний.

Если 200- лет назад из 10-12 новорожденных достигали зрелого возраста 4-5 генетически весьма сильных индивидуумов, то в настоящее время в развитых странах выживают практически все родившиеся, и это, безусловно, является крупнейшим достижением медицины нашего столетия.

Но вместе с тем мы имеем резкое и постоянно прогрессирующее увеличение числа наследственных заболеваний.

Нельзя не считаться с мнением ряда специалистов о том, что ликвидация некоторых инфекций (оспа) высвобождает в биосфере экологические ниши, которые могут заполняться возбудителями новых инфекций, что доказывается примером СПИД'а. Хотя эта точка зрения не может считаться окончательно доказанной, сам факт ее появления симптоматичен.

Эти обстоятельства не могут не приниматься в расчет, ибо с каждым

десятилетием пресс человека на естественные, стихийные популяционные процессы, происходящие в обществе, усиливается и клонирование - организма, включая человека, которое, безусловно, будет воплощено в жизнь , таит в себе некоторое великое благо, но и великую угрозу. Во всяком случае, медицина XXI столетия должна позаботиться о формировании службы долгосрочных экологических и популяционно-генетических прогнозов - понимая под экологией не только влияние на человека природной либо техногенной среды, но и трансформацию внутрипопуляционных и внутриобщественных связей.

В целом развитие диалектично, и абсолютные плюсы так же нереальны, как абсолютные минусы. И чем масштабнее успех медицины, тем больше масштаб его мыслимых негативных последствий. Формулировку "на каждый прилив - по отливу" необходимо помнить не только поэтам, но и ученым.

Заключая, подчеркнем еще раз: любые конкретные прогнозы развития науки намного уступают в точности кратковременным метеорологическим прогнозам. Однако некоторые обстоятельства общего порядка не вызывают никаких сомнений, и мы хотели бы перечислить их еще раз, использовав для этой цели курсив. К ним относятся:

- драматичность ситуации;
- близость человечества к "красной черте" резервных возможностей биосферы;
- устрашающая безответственность и беззаботность современной цивилизации в лице ее политиков;
- необходимость общественного контроля за использованием достижения науки;
- необходимость смещения акцентов развития отдельных отраслей науки, гуманитаризация знания;
- приоритетность формирования синтетической науки о человеке;
- необходимость беспристрастного изучения механизмов развития биосферы, ноосферы и человеческого общества.

В случае, если человечество не опомнится и не перестанет строить стратегию своего развития на потребительских принципах, цивилизацию ожидает близкий и необратимый крах даже в случае, если ему удастся избежать ядерных войн.

ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В РЕКАХ ТЕЧА и ИСЕТЬ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ СБРОСАМИ ПО "МАЯК"

А.В.Трапезников, В.Н.Позолотина, П.И.Юшков, В.Н.Трапезникова, И.В.Молчанова, Е.Н.Караваева, М.Я.Чеботина, А.Ааркрог*, Х.Дальгаард*, С.П.Нильсен*, К.Чен*
Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия,
* Risoe National Laboratory, Denmark

Реки Теча и Исеть принадлежат к крупнейшей в Западной Сибири Обь-Иртышской речной системе, площадь водосбора которой составляет 2,9 млн км^2. Имеется несколько источников радиоактивного загрязнения этой пресноводной экосистемы: во-первых, глобальные выпадения от испытаний ядерного оружия, произведенных в разных точках мира, включая региональные выпадения от ядерных взрывов на северном полигоне "Новая Земля", а также на южных - в Семипалатинске и в Лоп Нор (Китай); во-вторых, локальные выпадения от аварийных взрывов на ядерных предприятиях, расположенных в зоне водосбора (крупнейший из которых - Кыштымский инцидент 1957 г.); в-третьих, прямые сбросы в открытую гидрографическую сеть жидких радиоактивных отходов с ядерных предприятий, расположенных на притоках Оби и Иртыша (ПО "Маяк", Томск-7, Белоярская АЭС и некоторые другие).

Наиболее крупный вклад в загрязнение Обь-Иртышской речной системы поступил в результате деятельности ПО "МАЯК". В первые годы реализации ядерной программы (1949-1952) жидкие радиоактивные отходы предприятия сбрасывались в р. Течу в 6 км от ее истока. За этот период было сброшено $76 \cdot 10^6$ м^3 отходов общей радиоактивностью 10^{17} Бк, среди которых долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs составляли соответственно 11,6 % и 12,2 % ("Заключение...",1991). Сейчас, 45 лет спустя, с учетом радиоактивного распада содержание ^{90}Sr оценивается в $4{,}3 \cdot 10^{15}$ Бк, а ^{137}Cs - $4{,}6 \cdot 10^{15}$Бк. В мировой практике были и другие случаи прямого сброса радиоактивных отходов в реки, например, в Ханфорде (США) делящиеся материалы сбрасывали в р. Колумбию, к настоящему времени они практически полностью распались (Cate et al,1970), поскольку состояли в основном из короткоживущих радионуклидов.

В 1951-1964 годах в верховье р. Течи был построен каскад искусственных водохранилищ, включивший в себя обводные каналы и ранее существовавшие пруды. Эта система ограничила поступление радионуклидов в реку, однако, к тому времени большая часть поймы и дно реки были уже в значительной степени загрязнены. В настоящее время основным источником поступления радионуклидов в речную систему являются Асановские болота в верховье р. Течи, кроме того

обнаружена миграция радиоактивных веществ из каскада водохранилищ и обводных каналов. Объем фильтрационных вод составляет около 10^7 $м^3$ ежегодно ("Генезис...", 1993).

В настоящей работе представлены данные о современных уровнях загрязнения воды, грунтов, гидробионтов рек Течи и Исети, испытывающих наибольшее влияние ПО "МАЯК", а также почвенно-растительного покрова пойменных ландшафтов этих рек. Дана оценка общего запаса наиболее биологически значимых радионуклидов (^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$) в основных компонентах водной экосистемы. На основании полученных данных предложены модели, характеризующие пространственное распределение радиоактивного загрязнения (вдоль по течению рек, в ширину с охватом затопляемой поймы и по глубине донных отложений и почв). Методом датировки по ^{210}Po проведена идентификация слоев в грунтовых и почвенных профилях, соответствующих годам максимальных сбросов отходов с ядерного предприятия.

Материал и методы

Отбор грунтов, воды, водных растений, рыбы и пойменных почв проводили в период с 1990 по 1996 гг. Места отбора проб указаны на прилагаемой карте-схеме (рис.1). Воду отбирали по 80-100 л в двух повторностях. Для удаления макропримесей воду фильтровали через ватный фильтр, затем выпаривали досуха, сухие остатки озоляли при температуре 450° С.

Образцы грунтов отбирали с помощью специального пробоотборника (площадь сечения 36 $см^2$) до глубины 40 см. Колонки разделяли на слои по 5 см. В большинстве случаев каждый слой керна анализировали отдельно. Грунты высушивали, просеивали через сито с диаметром отверстий 0,1 см. Водные растения и ихтиологический материал отбирали, как правило, в 3-х повторностях по 2-3 кг в каждой. Растения высушивали и озоляли. Тушки рыбы высушивали и озоляли целиком.

Почвенные образцы отбирали на разном расстоянии от уреза воды в пределах прирусловой и центральной поймы рек Теча и Исеть. Отбор проводили послойно с учетом почвенных горизонтов до глубина 30 см. Учет площади отобранных образцов позволил рассчитать плотность радиоактивного загрязнения 30-см слоя пойменных почв. Пробы растительного покрова анализировали без разделения на виды. Кроме того, в поймах были исследованы старицы и соровые озера, грунты из которых отбирали тем же методом и с помощью того же оборудования, что и донные отложения рек.

Содержание ^{90}Sr в пробах определяли радиохимически по дочернему ^{90}Y, радиометрию которого проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 и ошибкой счета не более 15 %. Содержание ^{137}Cs определяли гамма-спектрометрическим методом, используя многоканальный гамма-анализатор фирмы Canberra-Packard

с германиевым полупроводниковым детектором, эффективность счета которого составляла 25 % по ^{137}Cs. Повторная гамма-спектрометрия большинства образцов была проведена в Дании в Risoe National Laboratory. Два блока данных по содержанию ^{137}Cs в одних и тех же образцах использовали для интеркалибровки методов исследования.

Определение $^{239,240}Pu$, ^{241}Am и ^{99}Tc было сделано в Risoe National Laboratory в Дании с использованием методов выделения и очистки этих радионуклидов путем ионного обмена и последующего электроосаждения на диски для альфа-спектрометрии (Talvitie, 1971; Holm at al., 1979).

Результаты и обсуждение

Общая характеристика р.Течи.

Река Теча принадлежит к речной системе Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. Она берет начало из оз. Иртяш и впадает в р. Исеть по правому берегу (рис.1). Общая длина реки составляет 243 км, площадь водосбора - 7600 км^2. Весеннее половодье на Тече бывает обычно в апреле. Максимальный уровень воды в это время около села Муслюмово - 2,2 м, а в низовье (с. Затеченское) - 4 м. Зимой река в верховье замерзает на 4-6 дней раньше, чем в низовье ("Ресурсы...", 1973).

В районе между дамбой последнего из каскада искусственных водоемов и селом Муслюмово река протекает по заболоченной зоне шириной около 200-1000 м (Асановские болота), во время половодья эта территория затапливается. Мощность торфяного слоя болота составляет от 0,1 до 3 м, подстилающие почвы - глины и суглинки. В период наиболее активных сбросов ПО "МАЯК" (1949-1951 годы) Асановские болота накопили значительные количества радионуклидов. Ниже с. Муслюмово р. Теча протекает извилистым руслом по долине с низкими склонами шириной до 2 км. Пойма реки представляет собой открытый луг, местами поросший кустарником. Ландшафт поймы - холмистая равнина с колками смешанного леса. Дно реки представлено илистыми, песчано-илистыми и песчаными отложениями. Основные гидрологические характеристики реки Течи приведены в табл. 1, здесь же указаны данные для р. Исети, которые будут обсуждаться в следующем разделе.

Вода р. Течи (данные гидрометеопункта в селе Першинское) имеет pH=7,4 и содержит в расчете на 1л: 40,3 мг Ca^{2+}, 13,2 мг Mg^{2+} , по 4,3 мг K^+ и Na^+. Кроме того, в воде содержатся анионы: HCO_3^- -134,2 мг; SO_4^{2-} - 30,1 мг; Cl^- - 16,4 мг и молекулярный кислород O_2 - 8,8 мг.

Радиоэкологическая характеристика р. Течи.

Вода

Ранние исследования р. Течи показали, что среднегодовые концентрации долгоживущих радионуклидов в воде реки со временем уменьшались (табл.2). Так, за 40 с лишним лет с момента начала сбросов

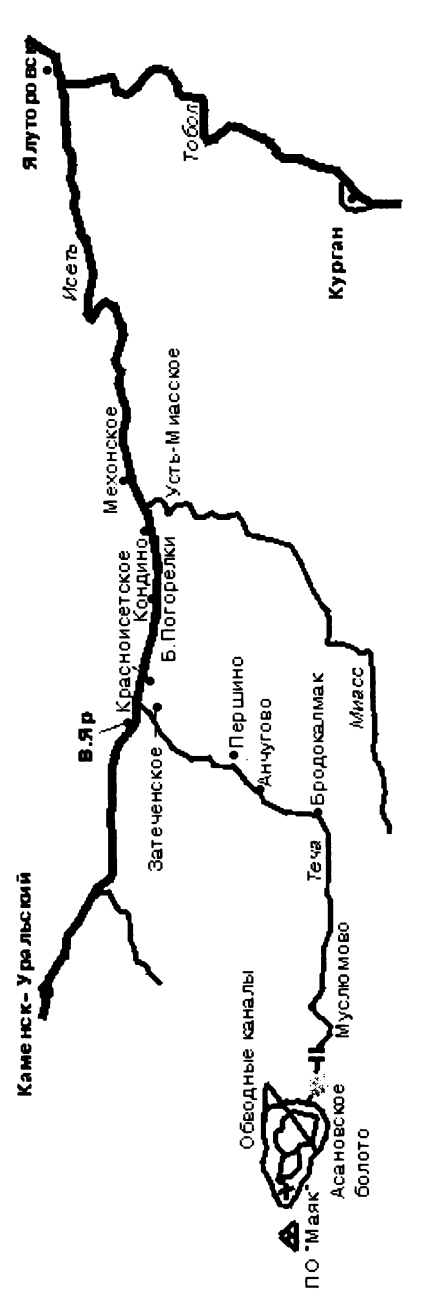


Рис1. Карта - схема района исследования

Таблица 1.

Основные гидрологические характеристики рек Течи и Исети ("Ресурсы...", 1973)

Местоположение	Расстояние от истока р.Течи, км	Средняя ширина, м	Средняя глубина, м	Водный сток, $км^3$ в год	Перенос грунтов, кг в год
Надыров мост (р.Теча)	49	37	2,1	0,02	$1,66x10^6$
Муслюмово (р.Теча)	78	20,5	1,1	0,06	$5x10^6$
Верхняя Теча (р.Теча)	177	25,5	0,5	0,14	$12x10^6$
Першинское (р.Теча)	214	78,5	0,7	0,18	$15x10^6$
Затеченское (р.Теча)	237	25,5	1,0	0,35	$30x10^6$
Мехонское (р.Исеть)	356	82,9	1,2	2,57	не опред.
Исетское (р.Исеть)	480	131	2,6	2,48	$0,05x10^9$
Ялуторовск (р.Исеть-р.Тобол)	597	164	3,0	3,11	$0,11x10^9$

Таблица 2.

Среднегодовые концентрации радионуклидов в воде р.Течи, вблизи с.Муслюмово ("Материалы...", 1990).

Год	^{90}Sr, Бк/л	^{137}Cs, Бк/л
1951	1500	20000
1962	350	150
1964	100	9
1973	75	1,5
1978	60	1,3
1983	13	0,9
1988	16	1,5
1990*	4	0,5

* - Данные ИЭРиЖ УрО РАН

радионуклидов концентрация ^{90}Sr в воде в районе села Муслюмово уменьшилась в 400 раз, а ^{137}Cs - в 40 000 раз ("Материалы...", 1990). Это свидетельствует о том, что ^{137}Cs прочнее и в большей степени, чем ^{90}Sr, удерживается в речных грунтах и в пойменных почвах. Процесс самоочищения воды от ^{137}Cs протекал очень эффективно, уже за первые 10 лет концентрация этого радионуклида снизилась более чем в 130 раз. Содержание ^{90}Sr в воде за тот же срок уменьшилась в 4,3 раза.

В наших исследованиях 1990 г. пробы воды были отобраны в р. Тече в 4 местах на расстоянии 49, 78, 177 и 237 км от истока реки (Trapeznikov et al., 1993). Показано, что концентрация ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде р. Течи уменьшается с удалением от места сброса радионуклидов (табл. 3). Анализ отношений концентраций разных радионуклидов в одних и тех же местах отбора проб, приведенный в таблице 3, позволяет оценить их относительную миграционную способность в воде р. Течи. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде в верховье реки равно 8,1, а в низовье оно увеличивается до 49,0, что свидетельствует о большей миграционной способности ^{90}Sr относительно ^{137}Cs. Отношение $^{90}Sr/^{239,240}Pu$ возрастает при движении вниз по течению реки в 2,4 раза, что свидетельствует о большей миграционной подвижности ^{90}Sr относительно $^{239,240}Pu$. Сравнение отношения $^{137}Cs/^{239,240}Pu$ в воде на 49 км от истока реки и у ее устья показывает, что эта величина уменьшается с 1192 до 583, т.е. миграционная подвижность ^{137}Cs меньше, чем у $^{239,240}Pu$. Таким образом, по степени миграционной подвижности в воде р.Течи исследуемые

Таблица 3

Содержание радионуклидов в воде р. Течи, Бк/м^3 (1990г.) и величины изотопных отношений (в скобках указана относительная ошибка измерений в %).

Расст. от истока, р.Течи, км	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{241}Am	$^{90}Sr/^{137}Cs$	$^{90}Sr/^{239,240}Pu$	$^{137}Cs/^{239,240}Pu$
49	2,2(19	5000 (1)	620(5)	0,52 (6)	0,020 (14)	8,1	9615	1192
78	2,6(20)	4200 (8)	550(1)	0,35 (10)	не опред.	7,3	11429	1571
177	4,8(11)	3200 (15)	155(10)	0,17 (7)	0,011 (18)	21,3	18824	882
237	3,2(11)	2800 (32)	68(2)	0,12 (6)	0,005 (29)	40,0	23333	583

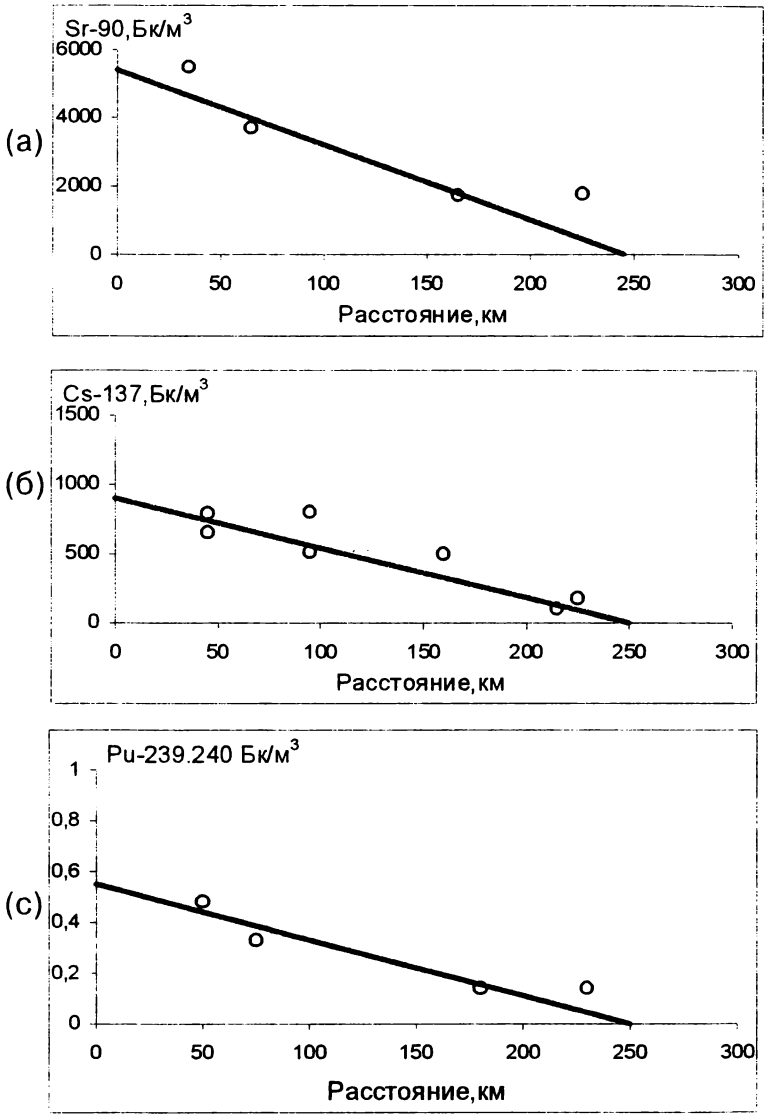


Рис 2. Концентрация Sr-90(а), Cs-137(б) и Pu-239,240 (с) в воде реки Течи (июль 1990г.)

радионуклиды могут быть выстроены в следующий ряд: ^{90}Sr > $^{239,240}Pu$ > ^{137}Cs. Годовой сток воды в районе Надырова моста оценивается в 0,02 км^3, а в Затеченском вблизи устья он возрастает до 0,35 км^3 в год ("Ресурсы...",1973). Таким образом, суммарное количество ^{90}Sr, переносимого рекой, варьирует на ее протяжении от $0,1 \cdot 10^{12}$ до $1 \cdot 10^{12}$ Бк в год. Перенос ^{137}Cs составляет примерно $(0,02+ 0,01) \cdot 10^{12}$ Бк/год и несущественно различается в верховье и низовье реки. Концентрация ^{60}Co в речной воде изменяется на протяжении реки в пределах 2,2 - 4,8 Бк/м^3.

Обращает на себя внимание тот факт, что сток воды от верховья реки до устья возрастает примерно в 10 раз, а концентрация ^{90}Sr уменьшается только в 2 раза; концентрация ^{60}Co остается практически неизменной, т.е. ожидаемого уровня разбавления радионуклидов не происходит. Это значит, что при прохождении воды от истока до устья реки в нее поступает какое-то дополнительное количество радионуклидов. Организованных сбросов радиоактивных веществ в среднем течении р. Течи нет, следовательно, можно предполагать, что дополнительным источником вторичного загрязнения речной воды являются грунты реки и затапливаемые пойменные почвы.

Концентрации радионуклидов в воде р. Течи можно сравнить с таковыми в р. Колумбии (США), которая была загрязнена радиоактивными отходами от предприятия по производству плутония в Ханфорде (Eisenbud,1987). В низовье р. Колумбии в 1984 году содержание ^{60}Co в воде составляло 0,3 Бк/м^3, ^{90}Sr - 1 Бк/м^3, ^{137}Cs - 0,2 Бк/м^3 , т.е. на 1-3 порядка величин ниже, чем в низовье р. Течи. Сравнение с концентрациями радионуклидов в реках северных умеренных широт, поступивших в результате глобальных выпадений, показывает, что содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Течи на 2-3 порядка величин выше (Aarkrog et al.,1991).

Зависимость концентраций радионуклидов в воде р. Течи от расстояния от места сброса (рис.2) наилучшим образом описывается экспоненциальным уравнением:

$$\mathbf{K = e^{(a+bx)}}.,$$

где "**K**"- концентрация радионуклида,

"**x**" - расстояние от места сброса.

Коэффициенты **a** и **b**, полученные эмпирическим путем, приведены ниже:

для ^{90}Sr a = 8,62 $\pm$ 0,05	b = -(0,0029 $\pm$ 0,0003)
для ^{137}Cs a = 7,03 $\pm$ 0,13	b = -(0,0120 $\pm$ 0,0008)
для $^{239,240}Pu$ a = -(0,38 $\pm$ 0,11)	b = -(0,0074 $\pm$ 0,0007)

В последующие годы нами были отобраны дополнительно пробы воды в 12 местах в среднем и нижнем течении р. Течи. Сравнение оценок, предсказанных с помощью предложенной модели, с реально измеренными концентрациями радионуклидов в воде показало хорошее

сходство результатов с доверительной вероятностью 95 %. При этом отношение наблюдаемых и прогнозируемых данных составило для ^{90}Sr - 1,9±0,9, для ^{137}Cs - 0,7±0,5 (Trapeznikov et al., 1993в).

Используя установленную зависимость концентраций от расстояния, а также данные о содержании радионуклидов в воде и основные гидрологические характеристики р. Течи (табл. 2 и 3), можно рассчитать общий запас радионуклидов "М" в воде реки как функцию расстояния "х" в м от места сброса:

$$\text{для } ^{60}CO \qquad M = \int_{49000}^{237000} 9 \cdot 10^{3} x^{-0.4} dx \cong 10^{7} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{90}Sr \qquad M = \int_{49000}^{237000} 5 \cdot 10^{10} x^{-1.1} dx \cong 2 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{137}Cs \qquad M = \int_{49000}^{237000} 4 \cdot 10^{14} x^{-2.1} dx \cong 10^{9} \text{ Бк}$$

$$\text{для } ^{239,240}Pu \qquad M = \int_{49000}^{237000} 2 \cdot 10^{9} x^{-1.7} dx \cong 10^{6} \text{ Бк}$$

Таблица 4.

Концентрации радионуклидов в грунтах (0-10 см) р.Течи, Бк/кг сух.массы (в скобках указана относительная ошибка измерений в %).

Расстояние от истока р.Течи, км	Тип грунта	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{241}Am
49	торф	1080 (21)	280000 (51)	не опред.	не опред
	ил	2050 (48)	141000 (1)	42 (1)	1,6 (1)
78	песок	1230 (7)	4000 (16)	4,7 (8)	0,16 (37)
	ил	670 (28)	47000 (12)	43 (6)	1,6 (9)
177	песок	39 (26)	150 (1)	0,40 (16)	н.п.о.*
	ил	150 (40)	550 (11)	1,04 (16)	0,15 (39)
237	песок	22 (9)	34 (6)	0,18 (23)	н.п.о.
	ил	200 (36)	200 (2)	0,43 (20)	н.п.о.

н.п.о.* - ниже предела обнаружения.

Таким образом, в воде р.Течи на момент исследования (начало 90-х годов) содержалось $2 \cdot 10^{10}$ Бк ^{90}Sr; 10^9 Бк ^{137}Cs и 10^6 Бк $^{239,240}Pu$.

Грунты

Грунты р. Течи в большей степени обогащены ^{137}Cs, чем другими радионуклидами (табл. 4). Содержание радионуклидов в донных отложниях р. Течи можно сравнить с аналогичными показателями для грунтов р. Саванны в США, которая была загрязнена отходами ядерного предприятия "Саванна - Ривер" (Albert et al., 1986). Концентрации $^{239,240}Pu$ в грунте этой реки вблизи предприятия оцениваются в 0,01-0,13 Бк/кг. Это стравнимо с уровнями загрязнения грунтов р. Течи в районе села Затеченского, но значительно ниже, чем в верховье реки. Сравнение с концентрациями радионуклидов в речных грунтах, обусловленными глобальными выпадениями, показывает, что содержание ^{137}Cs в грунтах р. Течи выше фонового на 1 - 4 порядка величин в зависимости от расстояния от места сброса (Aarkrog et al.,1991). Измерения ^{137}Cs были проведены в двух лабораториях, в Отделе континентальной

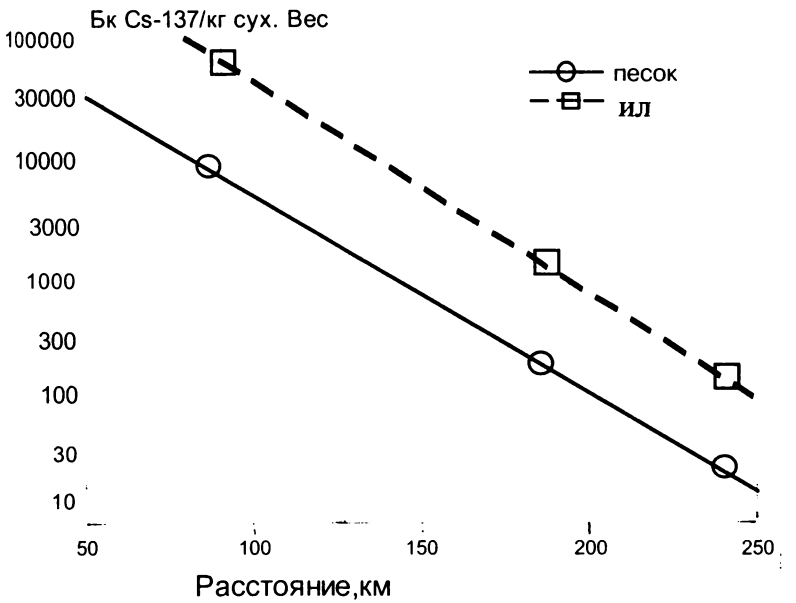


Рис 3. Концентрация Cs-137 в донных отложениях реки Течи.

радиоэкологии Института экологии растений и животных Уро РАН и в Risoe National Laboratory (Дания). Интеркалибровка методов показала хорошую сходимость результатов.

Степенная функция позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации радионуклидов в верхнем 0-10-см слое грунта от расстояния "**x**" в км от места сброса отходов (рис.3, 4):

$K = e^a x^b$, где "K"- концентрация радионуклида, "**x**" - расстояние от места сброса, "**a**" и "**b**" - эмпирические коэффициенты, значения которых приведены ниже для разных элементов и разных типов грунтов:

для ^{90}Sr

песок	a=23±2	b= 3,7±0,5
ил	a=12±3	b= 1,2±0,6

для ^{137}Cs

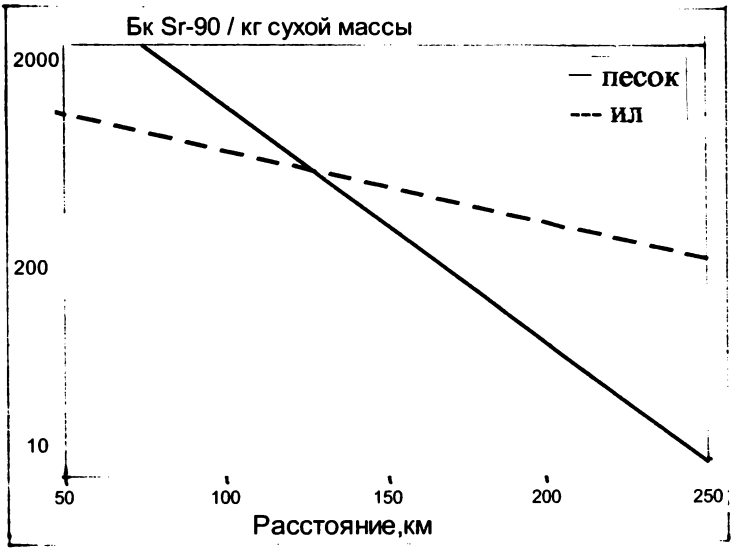
песок	a = 28±2	b=-(4,5±0,4)
ил	a= 33±1	b=-(5,1±0,2)

для $^{239,240}Pu$

песок	a=14,4±0,3	b=-(3,0±0,1)
ил	a=22±2	b=4,2±0,3

Следует подчеркнуть, что приведенные уравнения действительны только для донных отложений на участке реки в пределах 49-237 км. Уравнения предсказывают очень высокие концентрации радионуклидов в грунтах у истока реки. Для проверки модели в последующие годы грунты были отобраны еще в 13 местах, расположенных между 163 и 240 км от истока реки. Сравнение реальных данных с оценками, предсказанными с помощью модели, показало, что отношение наблюдаемых и прогнозируемых величин было: для ^{90}Sr в песчаных грунтах 2,3±1,4, в илистых 0,8±0,5; для ^{137}Cs в песчаных грунтах 2,0±1,8, в илистых 1,1±0,7. Таким образом, в большинстве случаев прогнозируемые моделью оценки совпали с измеренными величинами (доверительная вероятность составила 95%) (Trapeznikov et al., 1993a).

На основании данных табл 1 и 4 мы оценили запас радионуклидов "**M**" в грунтах р. Течи как функцию расстояния "**x**" (в м), предполагая,



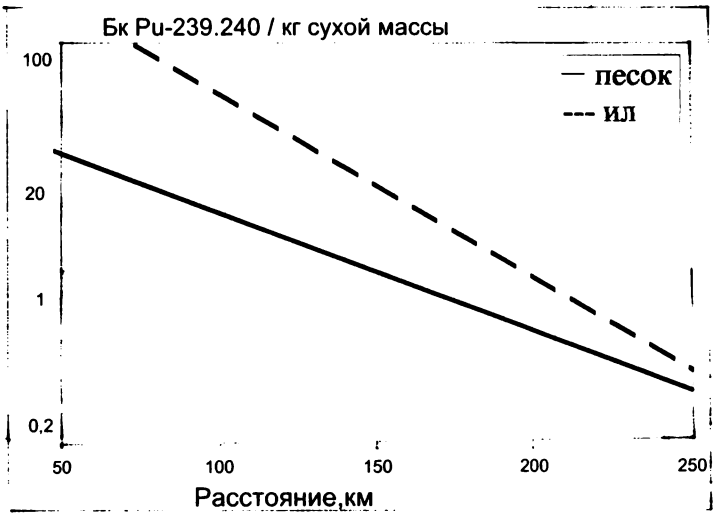


Рис 4. Концентрация Sr-90(а) и Pu-239,240 (б) в донных отложениях реки Течи.

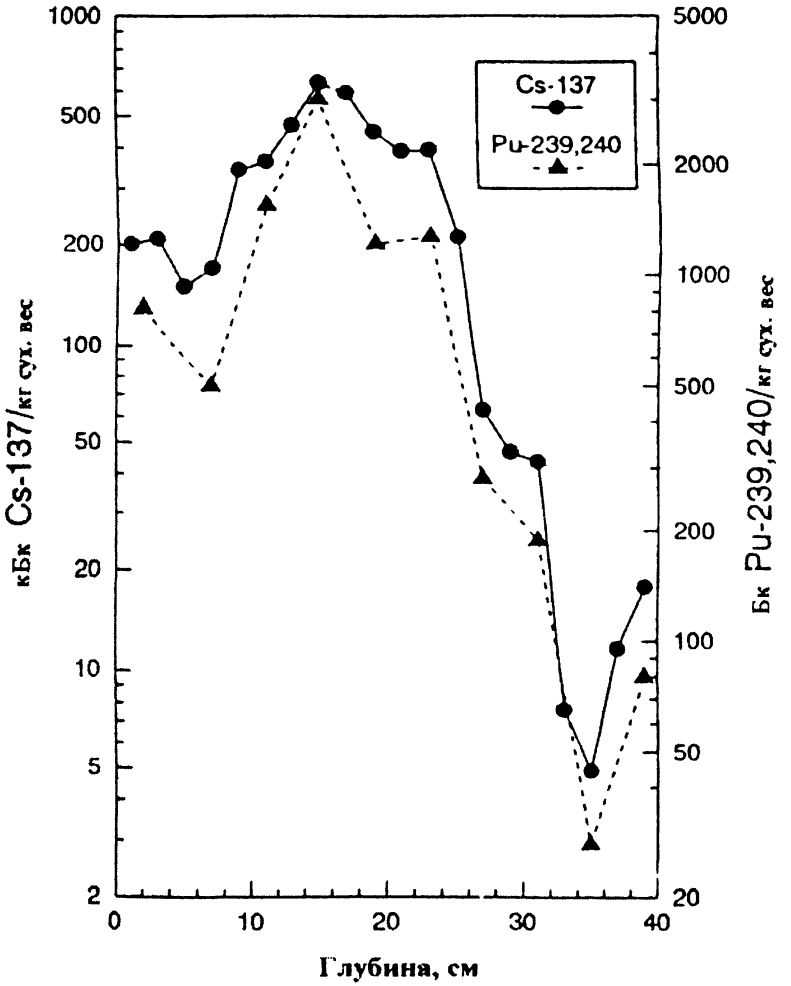


Рис 5. Вертикальное расположение Cs-137 и Pu-239,240 в донных отложениях Надырова Моста.

что средняя масса 0-10-см слоя грунта составляет 150кг/м^2:

$$\text{для } {}^{90}Sr \qquad M = \int_{49000}^{237000} 8 \cdot 10^{17} x^{-2.3} dx \cong 3 \cdot 10^{11} \text{Бк}$$

$$\text{для } {}^{137}Cs \qquad M = \int_{49000}^{237000} 1.3 \cdot 10^{31} x^{-4.8} dx \cong 6 \cdot 10^{12} \text{ Бк}$$

$$\text{для } {}^{239,240}Pu \quad M = \int_{49000}^{237000} 10^{24} x^{-3.9} dx \cong 8 \cdot 10^{9} \text{Бк}$$

Более поздние и детальные исследования показали, что загрязнение донных отложений р. Течи радионуклидами распространяется на большую, чем 10 см глубину. На рис. 5 показано вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в профиле грунта, отобранном на расстоянии 49 км от истока реки в районе Надырова моста. Очевидно, что характер распределения этих элементов аналогичен, и максимум их концентрации находится на глубине около 15 см.

Для того чтобы датировать слои донных отложений в данном профиле, в них был измерен ^{210}Po, который находится в равновесном состоянии с ^{210}Pb. Уровень гамма-активности образцов был столь высок, что определить спектрометрически ^{210}Pb и ^{226}Ra было невозможно. Для оценки фонового содержания ^{226}Ra, который обусловливает появление естественного ^{210}Po, был проведен анализ слоев грунта ниже 20 см, поскольку на этой глубине можно пренебречь вкладом искусственно привнесенного ^{210}Po. Распределение этого ^{210}Po по профилю грунта может быть описано экспоненциальным уравнением:

$y=e^{(a+bx)}$, где “x” - вес слоя грунта в кг/м^2 ,

“a” и “ b “ - эмпирически установленные коэффициенты:

a =4.3$\pm$0,14; b = 0,0254$\pm$0,0067.

Учитывая, что период полураспада ^{210}Pb, который находится в равновесии с ^{210}Po, составляет 22,3 года, мы определили годовую скорость осаждения грунта в районе Надырова моста, которая оказалась равной:

ln2/0,0254x22,3 = 1,22 кг/м^2 в год

(амплитуда изменчивости равна 0,97-1,66)

Умножив среднюю годовую скорость седиментации на прошедшие с момента сбросов годы, получаем величину 51,2 кг/м^2, которая соответствует весу осадка, образовавшегося на дне реки в период с момента начала сбросов до настоящего времени. Согласно расчетам мощность этого слоя составляет 14 см. Если учеть амплитуду изменчивости скорости осаждения, то окажется, что слой 12-19 см соответствует периоду максимального загрязнения, что и доказано фактическим распределением радионуклидов в слоях. Среднее отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в грунте р. Течи в районе Надырова моста равно $(4.1\pm1.0)\cdot10^{-3}$, $^{238}Pu/^{239,240}Pu = (6,3\pm3,8)\cdot10^{-3}$ и $^{241}Am/^{239,240}Pu=(2,9\pm0,4)\cdot10^{-2}$ Максимум содержания ^{90}Sr наблюдали на глубине 18-20 см, что отражает большую миграционную способность этого элемента. Общий запас ^{90}Sr в 40-см слое донных отложений оценивается в 0,95 МБк/м^2, что составляет 2,5 % от запаса ^{137}Cs.

Иное распределение радионуклидов в донных отложениях по глубине профиля обнаружено в низовье р.Течи. Так максимальное содержание Sr-90 в районе с. Затеченского приурочено к слою 5-10 см (Trapeznikov et al., 1995). В свете новых данных была пересмотрена инвентаризация общего запаса радионуклидов в грунтах р. Течи, рассчитанная первоначально на верхний 10-см слой грунта. Новая оценка, учиты-вающая распределение радионуклидов в более глубоких слоях, а также преобладающие в реке типы грунтов, показала, что сделанные ранее допущения были оправданны, предложенная модель дала результаты того же порядка величин, что и первая. Можно утверждать, что в целом, существенной переоценки запаса радионуклидов не произошло. Установлено, что в грунтах р. Течи содержится около $3\cdot10^{11}$ Бк ^{90}Sr, $6\cdot10^{12}$ Бк ^{137}Cs и $8\cdot10^{9}$ Бк $^{239,240}Pu$.

Технеций-99 в грунтах р. Течи.

В колонке грунта, отобранной на расстоянии 49 км от места сброса, был впервые определен ^{99}Tc. Этот материал был детально проанализирован в Risoe National Laboratory в Дании (Aarkrog et al., 1997). Разработан специальный метод определения ^{99}Tc в высокозагрязненных грунтах. Метод основан на удалении большинства бета-излучателей с прерывающимися спектрами, потому что ^{99}Tc определяли по бета-активности. Для того чтобы доказать, что измеренная бета-активность действительно определяется ^{99}Tc, провели бета-адсорбцию этого радионуклида на Al-адсорбентах разной толщины. Кроме того были измерены гамма-и альфа-составляющие излучения ^{99}Tc, которые показали, что никаких радионуклидов с перекрывающимися бета-спектрами в образце нет.

Неожиданным является сам факт, что ^{99}Tc был обнаружен в грунтах р. Течи. Обычно ^{99}Tc представлен в водных экосистемах в виде TcO_4 и ведет себя в этом случае как консервативный элемент, т.е. уносится с потоком воды, а не осаждается в донных отложениях. Именно поэтому

его используют как маркер при изучении загрязнения морей (Aarkrog et al., 1987). ^{99}Tc может задерживаться в грунте только в восстановленной форме как Tc^{4+}. Чтобы исследовать этот процесс, были проведены специальные эксперименты с использованием воды и озерных грунтов, отобранных в Дании.

В первом варианте ^{99}Tc и 1 мл H_2O_2 добавляли в модельную систему (2 г. озерного грунта и 100 мл воды с pH 7). Никакой адсорбции в грунте за 60 часов не произошло. В окисленной форме элемент не сорбировался ни в кислой (pH 6), ни в щелочной (pH 8) средах.

Во втором варианте ^{99}Tc и 1 г FeS добавляли к такому же количеству воды (pH 7) и грунта. За 30 минут весь ^{99}Tc был удержан грунтом. В третьем эксперименте вместо FeS использовали $FeSO_4 \cdot 7H_2O$. В нейтральной среде ^{99}Tc в течение 80 минут после начала опыта оставался в водной фазе. В кислой среде никакой адсорбции не наблюдалось даже через 150 мин испытаний. Но в щелочной среде (pH=8) уже через 6 минут ^{99}Tc поглощался грунтом.

В четвертом эксперименте использовали 100 мл воды, в которой в течение 4 дней разлагалось 4 г травы. Когда 2 г грунта и ^{99}Tc были добавлены к обработанной таким образом воде, то через 50 мин в воде осталось только 40 % ^{99}Tc. Подобный эффект наблюдался также в варианте, когда вместо разлагающейся травы использовали рыбу. Таким образом, разлагающийся органический материал восстанавливает элемент из окисленной формы Tc^{7+} в форму Tc^{4+}.

Наконец, в последнем эксперименте через систему грунт-вода с добавленным ^{99}Tc пропускали H_2S. При таких условиях через 20 часов только 20% ^{99}Tc оставалось в воде.

Из этих экспериментов можно заключить, что ^{99}Tc может поступать в грунты в восстановленной форме при нейтральной или щелочной среде, но в окисленной форме он остается в водной фазе при любых pH среды. Восстановительные условия могут иметь место в речной системе при разложении органического материала. Редуцирующие агенты (фульво- и гуминовые кислоты) работают независимо от окислительно-восстановительных условий в основной массе воды. Комплексы ^{99}Tc-гуминовые кислоты могут быть довольно стабильными. Мы не располагаем сведениями о химическом составе радиоактивных сбросов в р. Течу в начале 50-х годов. Но можно предполагать, что они содержали достаточно много токсических агентов, способных вызвать гибель биоты и создать редуцирующие условия.

На рис. 6 показано, что вертикальное распределение ^{99}Tc в грунтах соответствует таковому для ^{137}Cs. Относительно высокий уровень ^{99}Tc даже в верхних слоях грунта, возможно, является следствием его ежегодного поступления с Асановских болот, которые затапливаются каждую весну водами р.Течи в результате таяния снега. Другими источниками поступления этого радионуклида могут быть загрязненные подземные воды или утечки из каскада водохранилищ в верховье Течи.

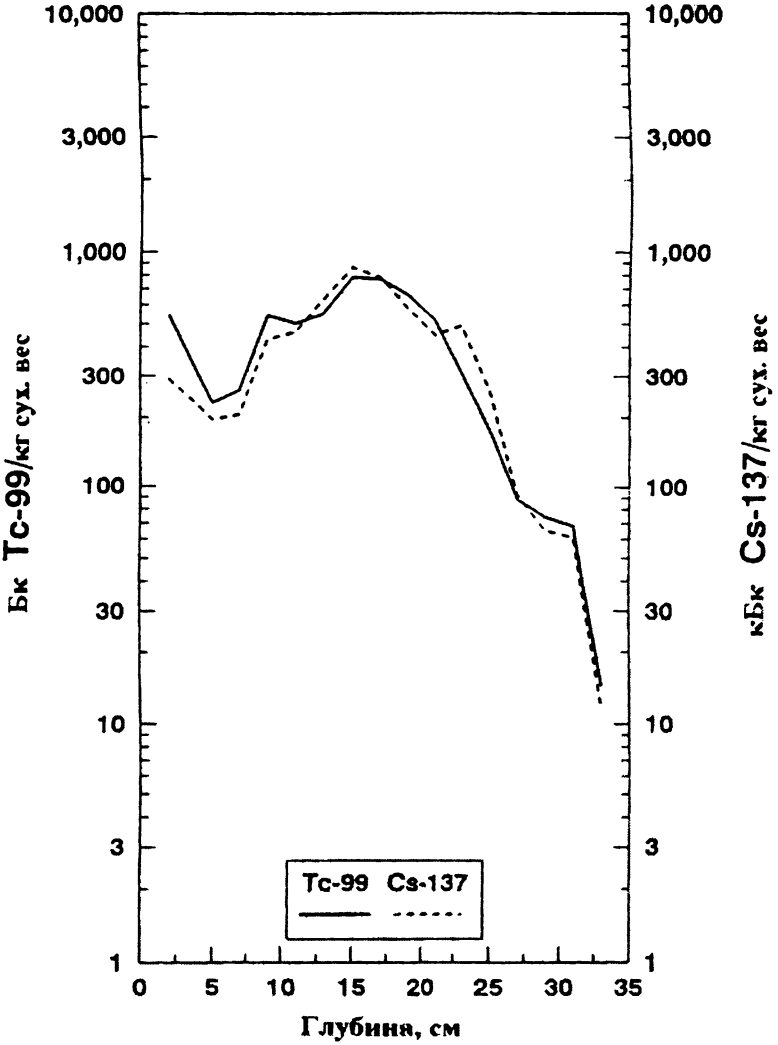


Рис 6. Вертикальное расположение Cs-137 и Tc-99 в донных отложениях Надырова Моста.

Среднее отношение $^{99}Tc/^{137}Cs$ в 1992 году было $(1,09\pm0,28)\times10^{-3}$ ($\pm$1стандартное отклонение, n=16). В 1950 году это отношение между радионуклидами составляло $0,41\cdot10^{-3}$. Учитывая это отношение и общий сброс в речную систему ^{137}Cs, мы рассчитали общее количество ^{99}Tc, сброшенного в реку, оно оказалось равным : $0,41\cdot10^{-3}\cdot12,2$ ПБк= 5 ТБк.

Однако, более вероятно, что отношение $^{99}Tc/^{137}Cs$ в сбросах ПО "МАЯК" было выше, как, например, в Селафилде, где оно составляло $2,1\times10^{-2}$ (BNFL,1978-1994). В таком случае не исключено, что значительная часть ^{99}Tc поступила в Сев. Ледовитый океан через Обскую речную систему. В ядерных реакторах отношение $^{99}Tc/^{137}Cs$ равно $1,3\cdot10^{-4}$ (Till, 1986). Хотя строгое сравнение трех величин не совсем корректно, потому что на них оказывают влияние разные характеристики распределения ^{137}Cs и ^{99}Tc, тем не менее можно констатировать, что отношение, полученное для грунтов р. Течи находится между величинами, характризующими сбросы Селафилда и содержание радионуклидов в ядерных реакторах.

Распределение радионуклидов по основным компонентам экосистемы.

По содержанию радионуклидов в воде и грунтах р. Течи мы

Таблица 5.

Содержание радионуклидов в гидробионтах, отобранных в р. Тече, Бк/кг сухой массы растений или сырой массы рыбы

Расстояние от истока р.Течи, км	Биологический вид	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{241}Am
49	Ceratophillum demersum L	18,1(23)**	1200±1100	9200±2500	14,6(9)	0,84(16)
78	C. demersum L. Elodea canadensis L.	9,6(13) не опр.	420±20 9100±3900	1640±330 3500±40	3,8(6) не опр.	0,29(20) не опр.
110	Carassius carassius	0.23(23)	340±50	576±12	0,026(12)	н.п.о.*
177	C. demersum L. E. canadensis L.	9,5(12) не опр.	2900±420 1840±190	200±15 190±10	0,34(9) не опр.	н.п.о. не опр.
237	C. demersum L.	4,8(26)	1650±630	62±38	0,36(11)	н.п.о.

н.п.о.* - ниже предела обнаружения

** - в скобках указана относительная ошибка измерения.

рассчитали коэффициенты распределения изотопов между различными компонентами речной экосистемы, при этом для их определения использовали характеристики общего запаса воды ($4 \cdot 10^6$ т) и грунта ($7 \cdot 10^5$ т) (Ресурсы... 1973).Коэффициенты распределения составили: для ^{60}Co -$5 \cdot 10^3$, для ^{90}Sr -10^2, для ^{137}Cs - $3 \cdot 10^4$; для $^{239,240}Pu$ - $5 \cdot 10^4$. Полученные данные по р. Тече сравнимы с таковыми для рек Рейн (Bayer,1982) и Дунай (Effects...,1976), а также с экспериментальными данными (Куликов, Чеботина, 1988). Коэффициенты распределения $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am согласуются с минимальными значениями, установленными для морских грунтов (Sediment K_d ...,1985).

Гидробионты

Концентрации большинства радионуклидов в высших водных растениях уменьшаются с увеличением расстояния вниз по течению (табл.5). Яркой иллюстрацией этого положения является экспоненциальная зависимость концентрации ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом от расстояния от места сброса отходов (рис.7). Такая зависимость не выявлена только для ^{90}Sr. Накопление радионуклидов определяется также биологическими особенностями видов.

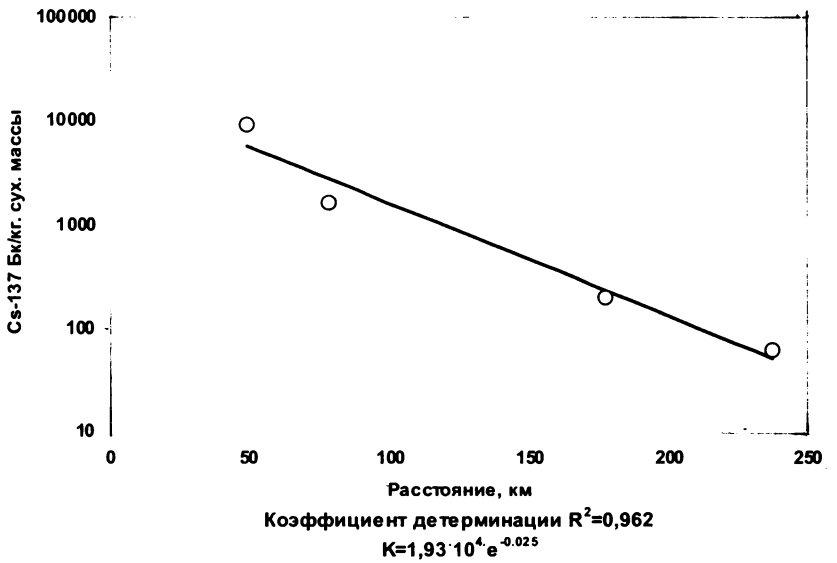


Рис.7 Концентрация Cs-137 в роголистнике темнозеленом (река Теча, июль 1990 г)

На основании данных о концентрации радионуклидов в гидробионтах и воде вычислены средние коэффициенты накопления. В расчете на сухую массу они составляют: для растений: у роголистника темнозеленого - $4 \cdot 10^3$ (^{60}Co), $5 \cdot 10^2$ (^{90}Sr), $5 \cdot 10^3$ (^{137}Cs), $1 \cdot 10^4$ ($^{239,240}Pu$); у элодеи - $1 \cdot 10^3$ (^{90}Sr) и $3 \cdot 10^3$ (^{137}Cs); в расчете на сырую массу - для рыбы - 90 (^{60}Co), 70 (^{90}Sr), $6 \cdot 10^2$ (^{137}Cs), 50 ($^{239,240}Pu$). В большинстве случаев коэффициенты накопления для высших водных растений и рыбы находятся в пределах одного порядка величин с литературными данными (Куликов, Чеботина, 1988; Bayer,1982; Effects...,1976).

Нами проведена оценка эффективных доз облучения прибрежных биоценозов, расположенных вдоль береговой линии р. Течи (табл. 6).

Установлено, что мощность дозы внешнего облучения снижается по мере удаления от источника сборосов радионуклидов согласно формуле: Д, мкЗв = $1100 \cdot e^{-0.016x}$, где "x" расстояние вдоль реки вниз по течению. Аналогичные данные приводились ранее ("Материалы... ", 1990).

Инвентаризация содержания радионуклидов в р. Тече.

Согласно официальным данным, суммарное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs, сброшенное в 50-е годы в открытую речную экосистему, в настоящее время с учетом радиоактивного распада составляет $8,9 \cdot 10^{15}$ Бк. Большая часть радионуклидов содержится в каскаде водоемов в верховье реки Течи и оценивается в $7,1 \cdot 10^{15}$ Бк ("Заключение...", 1991). Кроме сбросов 50-х годов, эта величина включает в себя и более позднее поступление небольших количеств радионуклидов от ПО "МАЯК", вычленить которые не представляется возможным. Проведенные нами расчеты оценивают содержание радионуклидов в грунтах и воде р.Течи на участке реки от 49 км вниз по течению до ее впадения в р. Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах р. Течи составляет около $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs и $0,32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr. Интегральное количество радионуклидов в пойменных почвах будет оценено ниже.

Таблица 6.

Мощность дозы внешнего облучения вдоль р. Течи, мкЗв/ч.

Расстояние от истока р.Течи, км	Поверхность воды	Дно реки	Берег реки
49	5	28-30	0,9-24
78	6,5-16	0,2-15	0,6-28
110	0,5-10	0,5-12	0,5-12
177	0,19	0,13	0,15
237	0,10	0,10	0,20

Общая характеристика р.Исети

Река Исеть берет начало из оз. Исетского в Свердловской области и впадает в р. Тобол на 437 км от его устья. Общая длина реки 606 км, а площадь водосбора 54300 км^2. Русло реки извилистое, на отдельных участках она образует несколько полноводных рукавов. Грунты реки преимущественно песчаные или песчано-илистые. Река Теча впадает в Исеть на 253 км по правому берегу. Средняя ширина Исети ниже места впадения Течи составляет 50-70 м, средняя глубина - около 0,6-1,2 м. Долина этой реки представлена аллювиально-луговыми почвами (Ресурсы...1973).

Как большинство крупных уральских рек, Исеть является транзитной магистралью, по которой переносится большое количество загрязняющих веществ от промышленных центров, главные из которых - гг. Екатеринбург и Каменск-Уральский. На значительном расстоянии от этих городов, в створе с. Мехонское, индекс загрязненности воды, определяемый по 6 лимитированным показателям, колеблется от 4,9 до 8,7, поэтому, вода этой реки классифицируется как грязная и очень грязная.

Главным источником радиоактивного загрязнения р. Исети является водный сток р.Течи. Кроме того, значительное количество радионуклидов поступает с площади водосбора, подверженной воздействию Восточно-Уральского радиоактивного следа.

Таблица 7.

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде рек Исети, Миассе и Тоболе, Бк/м^3.

Место отбора проб	^{90}Sr	^{137}Cs
с. В.Яр (*выше впадения р.Течи в р. Исеть*)	82±4	н.п.о.*
с. Затеченское (*р.Исеть*)	5500±10	44,0±8,8
с. Красноисетское (*р.Исеть*)	1120±195	8,0±1.6
с. Соровское (*р.Исеть*)	1110±18	11,0±1.9
с. Кондинское (*р.Исеть*)	1040±106	6,0±1,2
с. Усть-Миасское (*р.Миасс*)	35±10	н.п.о.*
г. Ялуторовск (*р.Исеть*)	415±80	н.п.о.*
г.Ялуторовск (*р.Тобол ниже впадения в нее р.Исети*)	235±9	3,0±0,5
г. Ялуторовск (*р.Тобол выше впадения в нее р.Исети*)	41±2	9,0±1,8

н.п.о.* - ниже предела обнаружения

Радиоэкологическая характеристика р.Исети

Вода

В 1995 году были отобраны пробы воды в 5 створах р. Исети (рис.1), первый из которых - около села В. Яр, расположенного в 5 км выше впадения р. Течи, далее около сел Красноисетское, Соровское, Кондинское и г. Ялуторовск, расположенных, соответственно, на расстоянии 5, 96, 136 и 353 км от устья Течи (Трапезников и др., 1997). Кроме того, пробы воды отбирали в реках Тече, Миассе и Тоболе.

Концентрация ^{90}Sr в воде на исследованном участке р. Исети примерно на два порядка величин превышает содержание ^{137}Cs (табл. 7). Это различие обусловлено химическими свойствами радионуклидов; ^{90}Sr принадлежит к обменным элементам, он в меньшей степени сорбируется, менее прочно удерживается грунтами и обладает большей миграционной способностью, чем ^{137}Cs. Наши результаты показывают существенный вклад стока р. Течи в загрязнение р. Исети. Так, вблизи с. Затеченского концентрация ^{90}Sr в воде Течи равна 5500 в Бк/м^3. На участке Исети, расположенном выше по течению от места слияния рек (В. Яр), она составляет 82 в Бк/м^3, а на участке ниже места впадения - возрастает более, чем в 10 раз. Далее происходит снижение концентрации ^{90}Sr вследствие разбавления водами притоков, оно особенно значительно после впадения крупного правобережного притока - р.Миасс. В низовье Исети концентрация ^{90}Sr составляет 415 Бк/м^3, что примерно в 5 раз выше, чем в селе В.Яр, выше впадения Течи. Влияние загрязненных стоков р.Течи на содержание ^{137}Cs в воде р.Исети проявляется в меньших масштабах, чем на концентрацию в ней ^{90}Sr.

Гидробионты

Большой интерес представляют данные по накоплению радионуклидов высшими водными растениями, отобранными из рек Исети, Миасса и Тобола в тех же местах, что и вода; в качестве модельных растений были выбраны кладофора и роголистник темнозеленый (табл.8).

Концентрация ^{90}Sr в кладофоре на условно контрольных участках р.Исети, до впадения в нее р. Течи, составляет 33-52 Бк/кг. После слияния рек содержание радионуклида возрастает в 15 -20 раз, достигая 711 Бк/кг. Повышенные концентрации ^{90}Sr обнаружены в кладофоре на всем последующем протяжении р. Исети вплоть до Ялуторовска и далее вниз по течению р. Тобол (240-370 Бк/кг). Такая тенденция характерна и для роголистника темнозеленого.

Концентрация ^{137}Cs в водных растениях, как и в воде р. Исети, значительно ниже по сравнению со ^{90}Sr. Однако, в с. Красноисетском, расположенном в 5 км ниже устья р.Течи, отмечено повышенное содержание этого радионуклида, что свидетельствует о поступлении

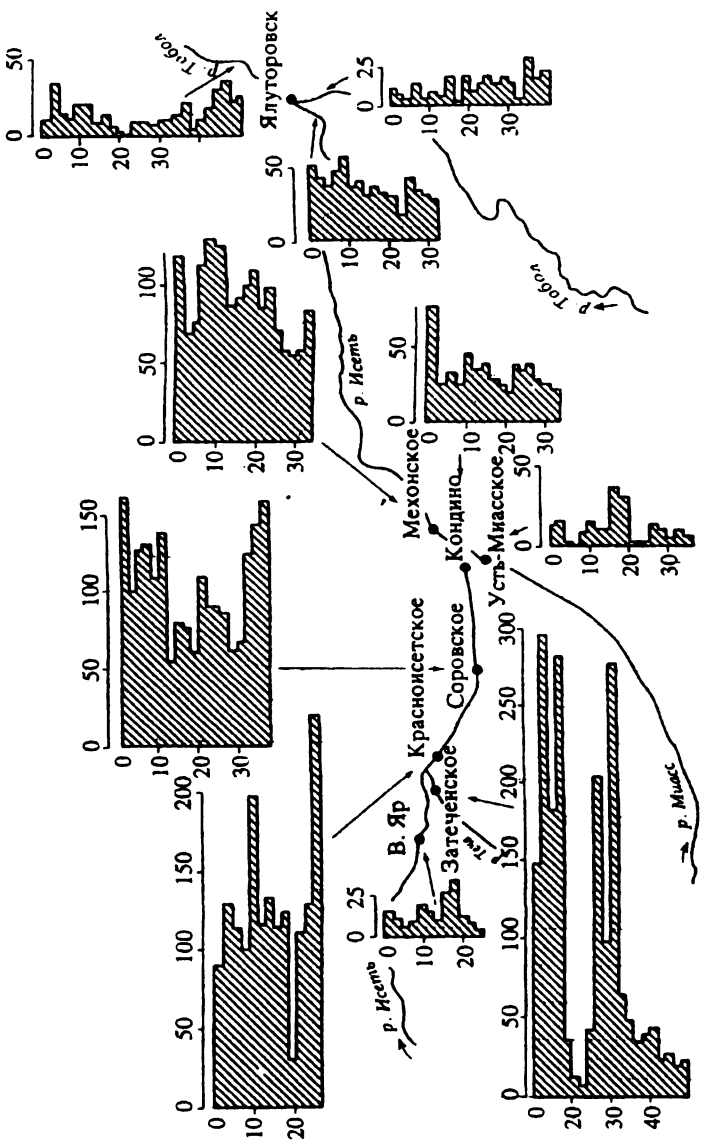


Рис 8. Концентрация Sr-90 в илистом грунте рек Течи, Исети, Миасса и Тобола (по оси абсцисс - концентрация Sr-90, Бк/кг сух. массы; по оси ординат - глубина грунта в см.).

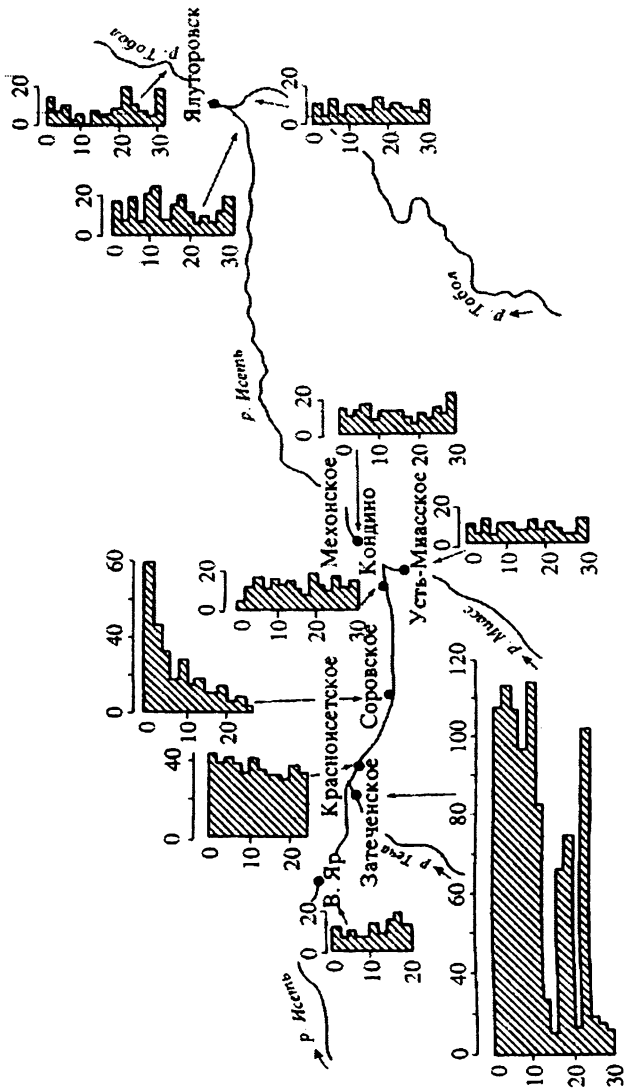


Рис 9. Концентрация Cs-137 в илистом грунте рек Течи, Исети, Миасса и Тобола (по оси абсцисс - концентрация Cs-137, Бк/кг сух. массы; по оси ординат - глубина грунта в см.).

его с радиоактивно-загрязненными стоками этой реки. Приведенные выше данные характеризуют водные растения как достаточно чувствительные биоиндикаторы, позволяющие оценивать уровень загрязнения экосистемы с наименьшими затратами.

Грунты

В р. Исети преобладают песчаные грунты, накапливающие радионуклиды в малой степени и слабо удерживающие их. Для данного исследования места отбора проб выбирали, ориентируясь на илистые или илисто-песчаные грунты. На рис 8 и 9 показано вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях, отобранных на участке р. Исети от с. В. Яр до г. Ялуторовска. Видно, что радионуклиды распределены по глубине профилей неодинаково. В некоторых случаях наибольшие концентрации находятся в поверхностном слое (например - створ Соровское), чаще определенный максимум не выражен. Это связано, с одной стороны с неравномерным поступлением во времени радионуклидов и перекрытием илистых отложений песчаными слоями, с другой стороны, с возможным механическим перемешиванием и повреждением целостности слоев.

Результаты показывают, что ниже места впадения р. Течи

Таблица 8.

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях (Бк/кг сух. массы)

Место отбора проб	Вид растения	^{90}Sr	^{137}Cs
с. Новоисетское (*выше впадения* р.Течи *в р. Исеть*)	кладофора	33,3±12,8	10,8±0,1
с. В.Яр (*выше впадения* р.Течи *в р. Исеть*)	кладофора	52,5±2,2	2,4±0,4
с. Красноисетское (*р.Исеть*)	кладофора	710,7±83,6	91,0±7,4
с. Соровское (*р.Исеть*)	роголистник	411,7±65,1	60,4±2,7
с. Мехонское (*р.Исеть*)	роголистник	170,0±56,6	27,6±8,8
с. Усть-Миасское (*р.Миасс*)	роголистник	30,3±8,7	19,6±2,3
с. Усть-Миасское (*р.Миасс*)	кладофора	15,0±5,2	7,1±0,2
г. Ялуторовск (*р.Исеть*)	кладофора	372,3±82,3	0,4±0,1
г.Ялуторовск (*р.Тобол выше впадения в нее р.Исети*)	кладофора	12,0±3,8	4,0±1,1
г. Ялуторовск (*р.Тобол ниже впадения в нее р.Исети*)	кладофора	243,4±24,9	2,3±0,9

концентрации радионуклидов в грунтах р. Исети существенно возрастают. В частности, после слияния рек содержание ^{90}Sr в поверхностных слоях грунта увеличивается на порядок величин по сравнению с акваторией реки, расположенной выше по течению. После впадения в р. Исеть другого крупного притока - р. Миасс, от с. Мехонское до г. Ялуторовска такое превышение составляет 3-4 раза.

Загрязнение грунтов ^{137}Cs выражено в меньшей степени, чем ^{90}Sr, и распространяется примерно на 100 км от устья р. Течи. Очевидно, это связано с меньшим поступлением ^{137}Cs с водным потоком и его большей способностью прочно закрепляться в грунтах. Расчет плотности загрязнения 0-20 см слоя грунтов показывает, что в устье р. Течи содержание ^{90}Sr составляет 23,2 кБк/м^2, в р. Исети до впадения Течи 2,0 кБк/м^2, после впадения - 18,3 кБк/м^2. Грунты в устье Исети содержат 6,3 кБк/м^2 ^{90}Sr. Для ^{137}Cs наблюдается аналогичная картина вблизи места впадения Течи: в Затеченском - 19,6 кБк/м^2, в створе В.Яр - 1,5 кБк/м^2, в Красноисетском - 5,7 кБк/м^2. След ^{137}Cs практически теряется в грунтах через 130 км от устья р.Течи; в створе Кондино содержание его равно 2,0 кБк/м^2 и остается таким вплоть до впадения Исети в р. Тобол.

Инвентаризация радионуклидов в р. Исеть

Анализ распределения радионуклидов по основным компонентам реки показывает, что основным депо их накопления являются донные отложения. В целом р. Исеть не является абсолютным барьером на пути транзитных радиоактивных стоков в нижележащие звенья Обь-Иртышской речной системы; повышенные количества ^{90}Sr обнаружены на всем ее протяжении.

Данные по уровню загрязнения воды, рассчитанные на 1 м^3, не выя-

Таблица 9.

Оценка интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р.Исети

Расстояние от истока р.Течи, км	Объем воды в расчете на 1 м по длине реки, м^3	^{90}Sr, кБк/м^3	^{90}Sr, МБк/м	Интегральное содержание ^{90}Sr, ГБк	^{137}Cs, Бк/м^3	^{137}Cs, кБк/м	Интегральное содержание ^{137}Cs, МБк
237	25,5	5,5	0,14	-	40	1,0	-
245	99,0	1,1	0,11	1	8	0,8	7
336	165,3	1,1	0,18	13,2	11	1,8	119
376	237,5	1,0	0,25	8,5	6	1,4	64
597	348,0	0,4	0,14	45,9	0	0	164
Итого:				$69 \cdot 10^9$ Бк			$0,35 \cdot 10^9$ Бк

вили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому для расчета вкладов ^{90}Sr и ^{137}Cs в загрязнение водного компонента реки использовали метод интерполяции, пересчитав содержание радионуклидов на 1 погонный метр реки, принимая в расчет объем воды в разных створах (табл.9).

Например, интегральное содержание ^{90}Sr в воде на участке р. Исети от 237 до 245 км от источника загрязнения рассчитывается по образцу с использованием данных табл.9:

$(245-237)\cdot 10^3$ м $\cdot[(0.14+0.11):2\cdot 10^6$ Бк/м$]=1\cdot 10^9$ Бк = 1 ГБк

Интерполяционная оценка показывает, что общий запас ^{137}Cs в воде равен $0,35\cdot 10^9$ Бк, а общий запас ^{90}Sr составил $69\cdot 10^9$ Бк, т.е. в воде р. Исети содержится ^{137}Cs в 3 раза меньше, чем в воде р. Течи, а ^{90}Sr в 3,5 раза больше.

Данные по плотности загрязнения грунтов, рассчитанные на 1 м^2, не выявили отчетливой регрессионной зависимости от расстояния, поэтому для определения вклада ^{90}Sr и ^{137}Cs в загрязнение грунтов р.Исети также использовали метод интерполяции с пересчетом содержания радионуклидов в слое грунта толщиной 40 см на 1 погонный метр реки с учетом ширины реки в разных створах (табл.10). Расчеты выполнены методом, аналогичным указанному выше..

Интерполяционная оценка показала, что в грунтах р. Исети от с.Затеченского до г.Ялуторовска содержится ^{90}Sr в 2 раза больше, чем в грунтах р. Течи, а ^{137}Cs - в 50 раз меньше. Сравнение запасов этих долгоживущих радионуклидов в реках Тече и Исети свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{137}Cs закрепился в основном в грунтах первой реки, а более подвижный ^{90}Sr - мигрировал за ее пределы.

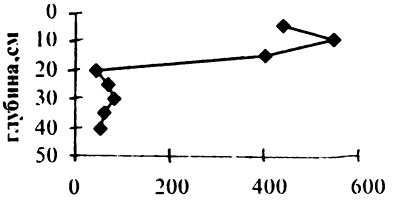
Таблица 10.

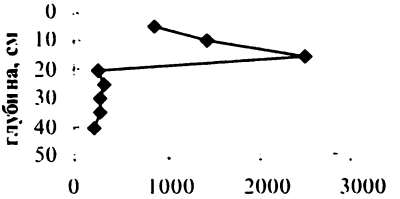
Оценка интегрального содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях р.Исети

Расстояние от истока р.Течи, км	Ширина реки, м	^{90}Sr, кБк/м^2	^{90}Sr, МБк/м	Интегральное содержание ^{90}Sr, ГБк	^{137}Cs, кБк/м^2	^{137}Cs, МБк/м	Интегральное содержание ^{137}Cs, ГБк
237	25,5	28	0,71	-	23	0,58	-
245	66	23	1,53	9,0	6,4	0,42	4,0
336	87	126	2,20	172,0	3,6	0,32	33,1
376	95	22	2,10	86,6	2,8	0,27	12,2
597	116	7,6	0,88	348,9	2,7	0,31	68,3
Итого:				$0,62\cdot 10^{12}$ Бк			$0,12\cdot 10^{12}$ Бк

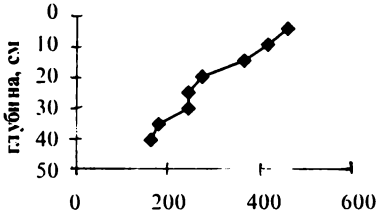
Стронций -90 **Цезий-137**

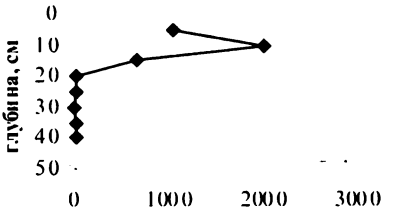
Лобаново(158 км от "Маяка")



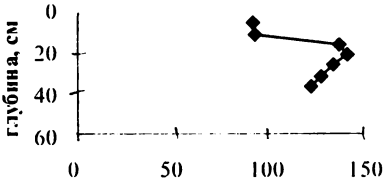


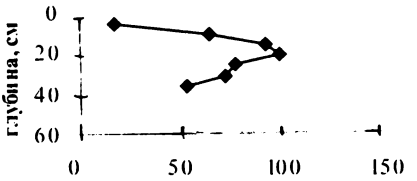
Анчугово(189 км от "Маяка")



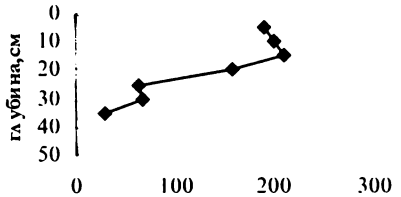


Ключевское(219 км от "Маяка")





Затеченское(237 км от "Маяка")



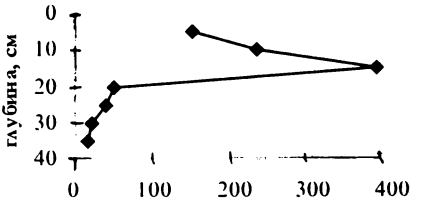


Рис 10. Концентрация Sr-90 и Cs-137 в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме реки Течи.(1996 г) Бк/кг сухой массы.

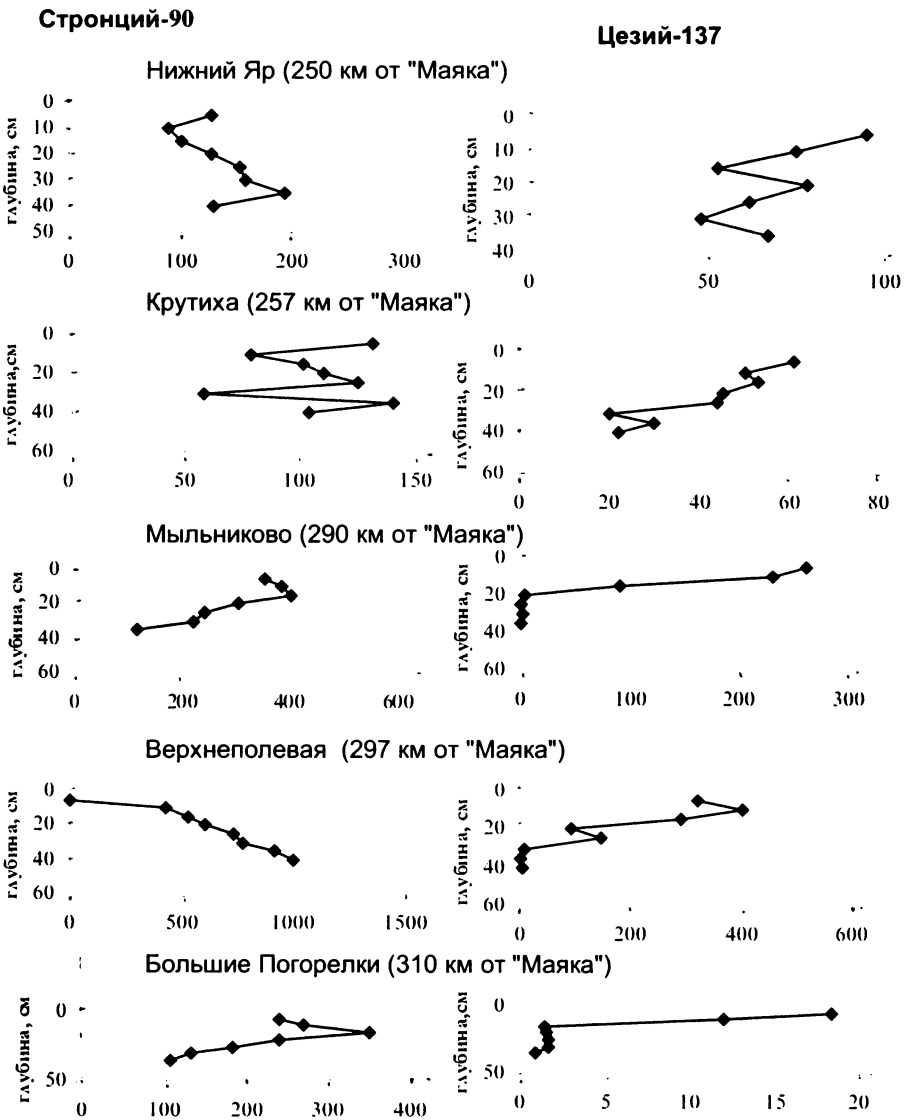


Рис 11. Концентрация Sr-90 и Cs-137 в илистом грунте, отобранном в затопленной пойме реки Исеть.(1996 г) Бк/кг сухой массы.

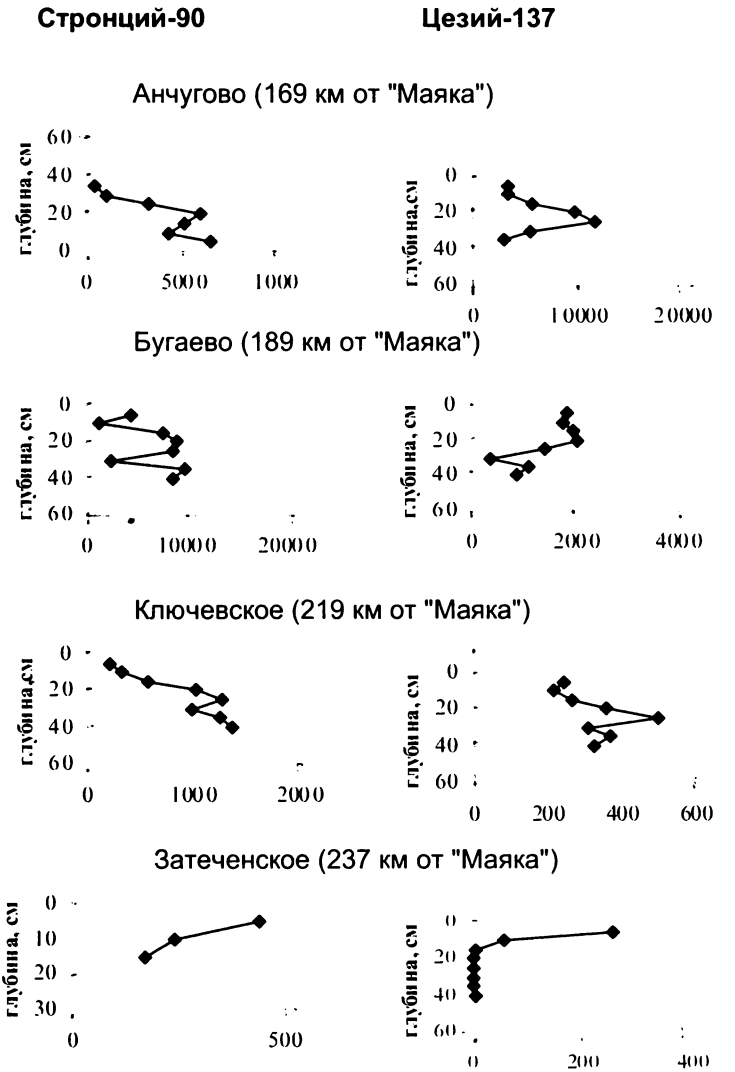


Рис 12. Концентрация Sr-90, Cs-137 в пойменных почвах реки Течи.

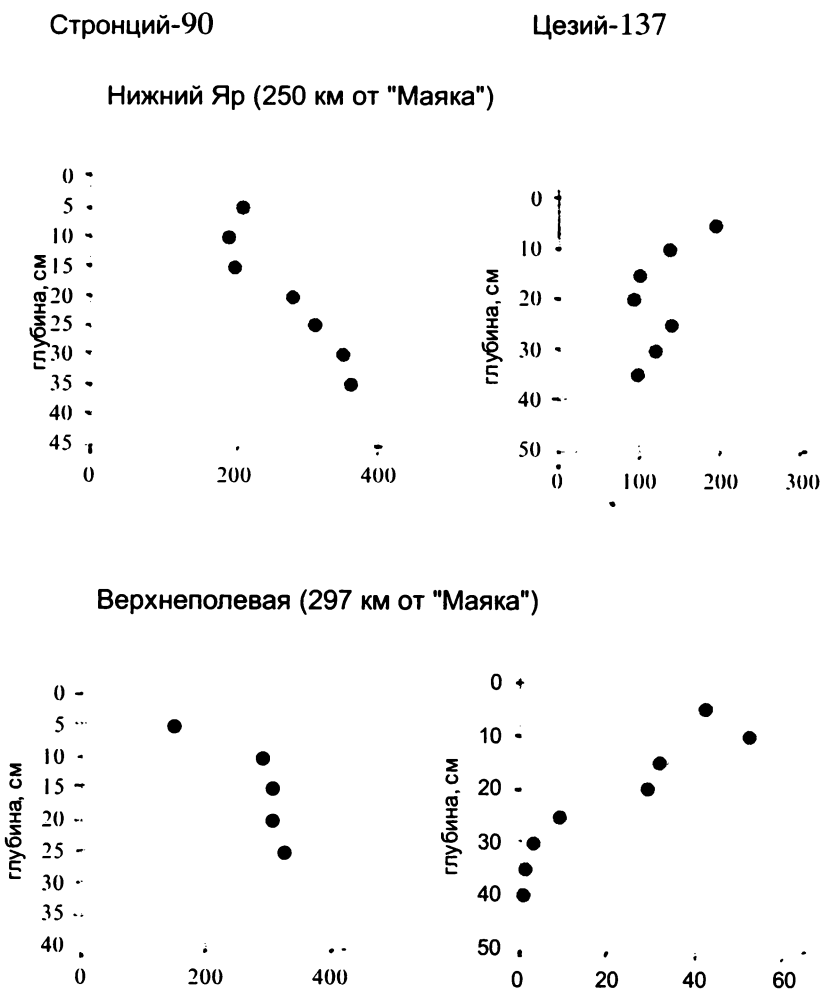


Рис 13. Концентрация Sr-90, Cs-137 в пойменных почвах реки Исети(1996 г.). Бк/кг сухой массы

Пойменные почвы и соровые озера

Пойменные почвы являются важным компонентом речной системы. Ранее нами было показано, что в центральной и прирусловой частях поймы р. Течи накоплены большие количества радионуклидов, которые со временем становятся источником вторичного радиоактивного загрязнения реки (Молчанова и др., 1994). В данной работе предпринята попытка оценить распространение радиоактивного загрязнения в пойменных ландшафтах в трех направлениях: пространственном вдоль рек, по ширине затопляемой зоны, а также в глубину почвенного профиля.

На рис. 10-13 показано вертикальное (по глубине профиля) и пространственное (вдоль рек Течи и Исети) распределение радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs в пойменных почвах и в грунтах соровых озер или стариц. В большинстве случаев содержание радионуклидов снижается с глубиной согласно экспоненциальной зависимости. Использование экспонециальной функции этой зависимости позволило рассчитать количество радионуклидов, содержащееся в грунтах за пределами глубины их отбора, основываясь на известных концентрациях в верхних горизонтах. В отдельных случаях, особенно для ^{90}Sr, снижение концентраций с глубиной было не очевидно. Поэтому, в дальнейших расчетах при определении запасов этого радионуклида в 100-см слое почвы или грунта было принято допущение, что концентрация ^{90}Sr на глубине, превышающей 40 см, равна средней величине, найденной для верхних слоев.

На рис. 14-16 показано пространственное распределение интегрального содержания долгоживущих радионуклидов в 100-см слое пойменных почв и донных отложений, которое снижается с увеличением расстояния от источника сбросов. Степенная функция хорошо описывает эту тенденцию: $y=e^a x^b$, где y - плотность загрязнения в кБк/м^2, а x - расстояние от ПО "МАЯК". Коэффициенты "a" и "b" для разных элементов получены эмпирическим путем и приведены ниже:

для ^{90}Sr a= 11,0±4,2 b= -(1,08±0,79)

для ^{137}Cs a= 30,0±3,9 b= -(4,9±0,72)

для $^{239,240}Pu$ a= 18,9±3,7 b= -(3,60±0,70)

В целом регрессионная зависимость, описывающая изменение интегрального содержания радионуклида от удаленности источника сброса для ^{90}Sr, выражена слабо (рис.14). Низкий коэффициент детерминации R^2 = 0,111 указывает на наличие дополнительных факторов, влияющих на изменение этого показателя. На участке от 49 км до 310 км регрессионная зависимость для ^{90}Sr выражена настолько слабо, что в расчетах для данного отрезка миграционного пути можно допустить постоянную плотность загрязнения, равную средней геометрической содержания ^{90}Sr в 100-см слое субстрата, т. е. 179 кБк. На участке от 310 км до устья р. Обь (2800 км от ПО "МАЯК") интегральное содержание ^{90}Sr уменьшается в соответствии с приве-

денной выше степенной функцией так, как это показано на рис.14. Результаты регрессионного анализа указывают на слабую зависимость изменения плотности загрязнения стронцием-90 донных отложений от расстояния от источника эмиссии радионуклида и свидетельствуют о наличии иного сильно действующего фактора.

Для оценки распространения радиоактивного загрязнения по ширине зоны затопления был принят ряд допущений. Во-первых, мы приняли, что образцы, отобранные на пойменных участках в поясе шириной 50 м, характеризуют загрязнение обоих берегов на расстоянии 25 м от русла реки. Фактически загрязнение прослеживается на большей удаленности от реки, но уменьшается с расстоянием. Во-вторых, мы использовали оценку пространственного распределения радиоактивного загрязнения на участке поймы, прилегающем к Асановским болотам, представленную Совместной норвежско-российской экспертной группой (Sources...,1997). В этой работе оценка содержания ^{137}Cs основана на уровне гамма-фона, который (в зависимости от расстояния от русла реки) уменьшается по экспоненте с полурас-стоянием 55±10 м. Расчет проведен по 5 трансектам, заложенным в пойме. Допускается также, что горизонтальное распределение $^{239,240}Pu$ аналогично распределению ^{137}Cs. Кроме того, экспертной группой установлено, что отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ изменяется с увеличением расстояния от русла реки согласно степенной функции:

$^{137}Cs/^{90}Sr = 660,7 \cdot R^{-1,18}$,

где R- расстояние от русла реки в м.

На основании этих допущений мы рассчитали следующие выражения, описывающие горизонтальное распределение радионуклидов по ширине поймы как функцию расстояния R от русла реки:

для ^{137}Cs (в Бк/м^2) : $A = k_1 \cdot e^{-0,0125R}$

для $^{239,240}Pu$ (в Бк/м^2): $A = k_2 \cdot e^{-0,0125R}$

для ^{90}Sr (в Бк/м^2): $A = k_3 \cdot k_1 \cdot e^{-0,0125R}/660,7 \cdot R^{-1,18}$

Мы полагаем, что коэффициенты k_1, k_2 и k_3 варьируют с расстоянием вдоль рек. Можно принять для ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$,что $k_1 = k_2 = 3,8$. Это допущение представляется нам достаточно корректным, поскольку коэффициенты получены эмпирическим путем для верховья р. Течи; именно там сосредоточен основной запас этих радионуклидов, поэтому, ошибка в оценке суммарного их содержания в речной системе будет невелика. Что касается ^{90}Sr, то расчетный коэффициент k_3 принимается равным 32, поскольку этот радионуклид передвигается в речной системе значительно дальше, чем ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$,однако ошибка в оценке суммарного содержания ^{90}Sr может быть большей.

На участке русла от дамбы до Надырова моста (с 31 по 49 км) уровень содержания радионуклидов в грунтах определен упомянутой выше Совместной норвежско-российской экспертной группой и составляет

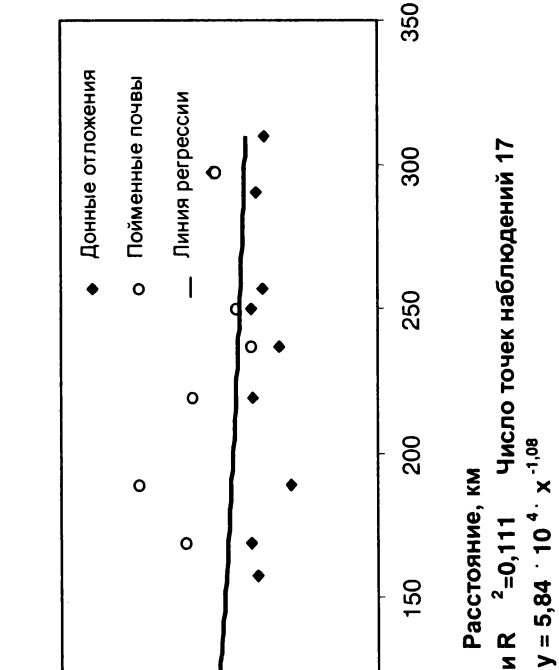
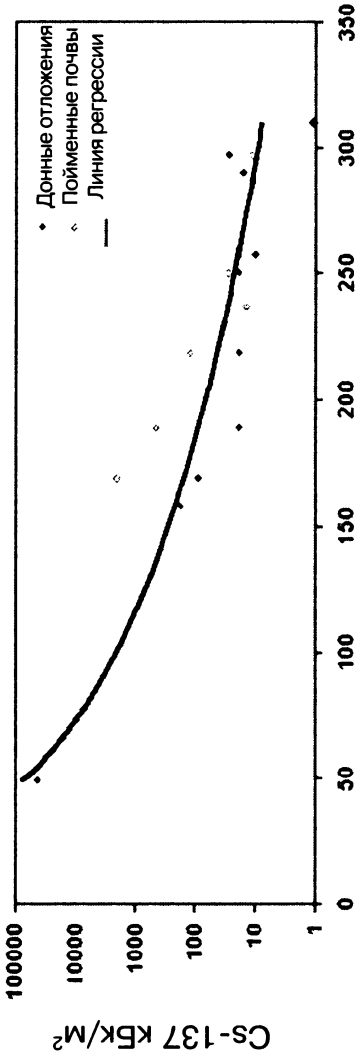


Рис 14. Интегральное содержание Sr-90, в слое 0-100см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.



Расстояние,км
Коэффициент детерминации R^2=0.753
Число точек наблюдений 17
$y=1.46 * 10^{13} * x^{-4.88}$

Рис 15. Интегральное содержание Cs-137, в слое 0-100см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

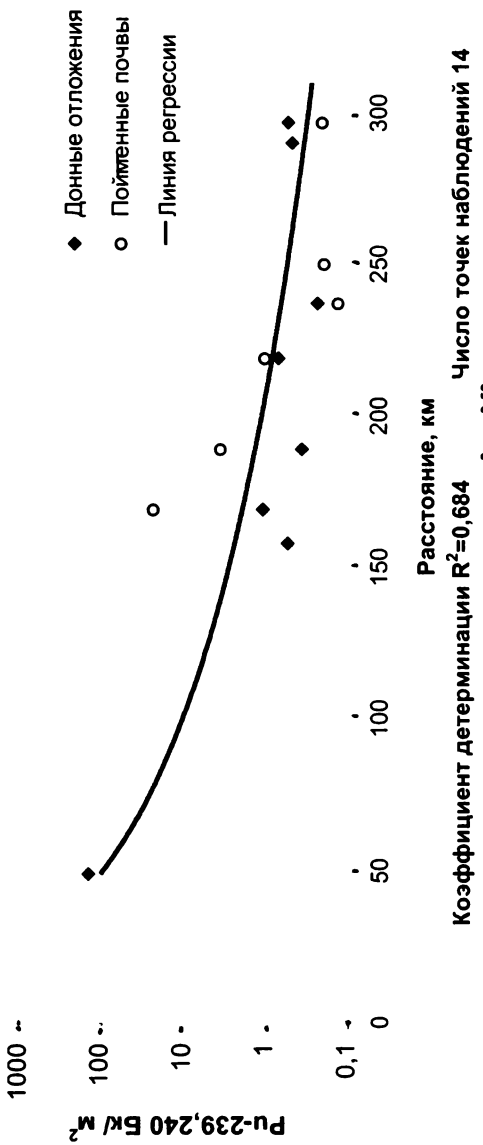


Рис 16. Интегральное содержание Pu-239,240, в слое 0-100см в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

1200 кБк/м^2 ^{90}Sr; 44000 кБк/м^2 ^{137}Cs; 74 кБк/м^2 ^{239,240}Pu. Эти данные хорошо совпадают с нашими результатами для 49 км: 920 кБк/м^2 ^{90}Sr; 43000 кБк/м^2 ^{137}Cs, 137 кБк/м^2 ^{239,240}Pu, которыми мы характеризуем первые 18 км реки от дамбы до Надырова моста для слоя грунта мощностью 0-40 см. В дальнейших расчетах мы использовали средние величины из этих двух пар значений. В таблице 11 приведены результаты расчета вкладов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu, поступивших от ПО "МАЯК" в пойменные ландшафты речной системы Теча-Исеть (ширина полосы 50 м).

Ход расчетов следующий:

Таблица 11.

Запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пойменных участках речной системы Теча-Исеть

Расстояние от истока р.Течи, км	^{90}Sr, ТБк	^{137}Cs, ТБк	^{239,240}Pu, ТБк
31-49	31*	150*	0,36*
49-310	75**	198***	0,47***
Итого:	106	348	0,83

Таблица 12.

Сравнение результатов, полученных нами и представленных в работе (Chesnokov et al., 1998)

Расстояние от истока р.Течи, км	^{137}Cs, ТБк, наши данные	^{137}Cs, ТБк, данные (Chesnokov et al.., 1998)
70-78	28	6,5
108-122	3,7	2,9
134-160	1,99	1,24
234-240	0,044	0,32
245-249	0,022	0,074

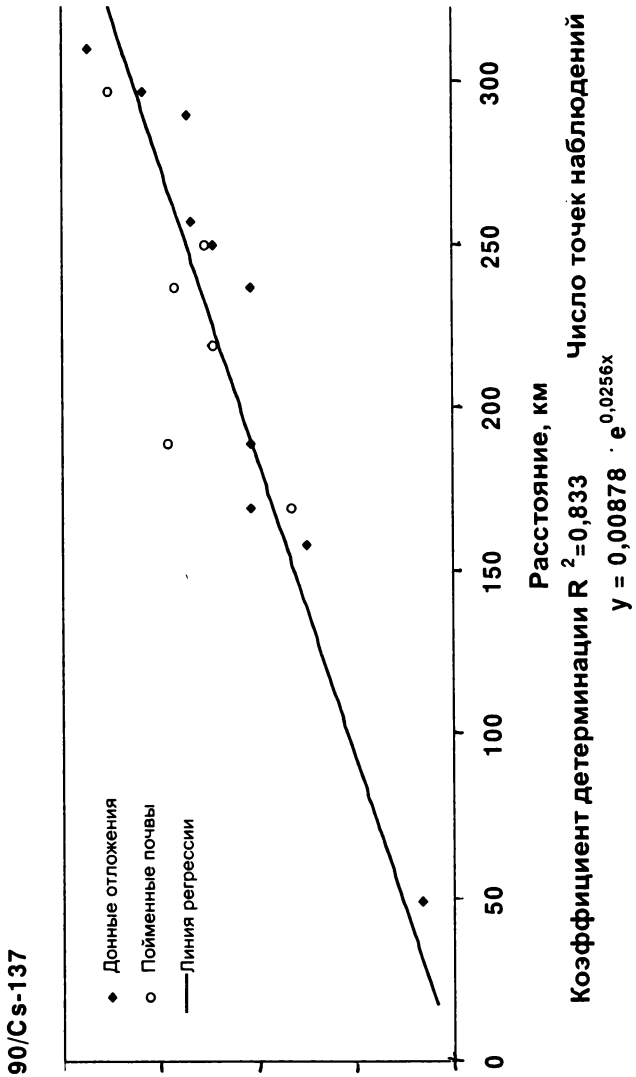


Рис 17. Отношение Sr-90/Cs-137, в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

*для начального участка речной системы (на примере ^{90}Sr):

$(920+1200):2 \cdot 10^3$ Бк/м$^2 \cdot 18 \cdot 10^3$ м $\cdot$ 50м $\cdot$ 32= 31 $\cdot 10^{12}$ Бк = 31 ТБк ^{90}Sr, где 50 м - ширина поймы, 18 м $\cdot 10^3$ м - расстояние от дамбы до Надырова моста, 32 - k_3.

**для участка от Надырова моста до села Б. Погорелки (на примере ^{90}Sr)

$179 \cdot 10^3$Бк/м$^2 \cdot (310-49) \cdot 10^3$ м 50м $\cdot$ 32 = 75 $\cdot 10^{12}$Бк = 75 ТБк ^{90}Sr

*** для участка от Надырова моста до села Б. Погорелки (на примере ^{137}Cs)

$$\left(\int_{49}^{310} 1.46 \cdot 10^{13} x^{-4.88} dx\right) \cdot 50 \cdot 3{,}8 \cdot 10^{-6} = 198 \text{ТБк}\, ^{137}Cs$$

Запасы радионуклидов для участка "дамба - село Муслюмово" (31-78 км) по оценке Совместной норвежско-российской экспертной группы (1997) составили соответственно 36-44 ТБк для ^{90}Sr и 190-230 ТБк для ^{137}Cs. Наши результаты сопоставимы с этими расчетными данными.

Другой подход к оценке уровней загрязнения поймы р. Течи был использован в работе Чеснокова с соавторами (Chesnokov et. al.,1998), определявших содержание ^{137}Cs в почвах с помощью чувствительного детектора "Corad", снабженного коллиматором . Исследование охватывало 5 населенных пунктов: Муслюмово, Бродокалмак, Русская Теча, Затеченское и Красноисетское (р.Исеть), в ходе которых было сделано 20000 измерений на расстоянии 168 км вдоль р. Течи. Сравнение результатов, полученных этими авторами, с нашими данными, позволяет оценить достоверность предложенной нами модели для оценки запасов ^{137}Cs в пойменных ландшафтах (табл.12). Анализ результатов показывает хорошую сходимость оценок содержания ^{137}Cs в пойменных почвах на участке 108-160 км, но наблюдаются расхождения для верховья и низовья реки. Наша модель показывает более высокие данные по содержанию ^{137}Cs в верховье р. Течи и более низкий уровень ее загрязнения в низовье. Возможно, это обусловлено тем, что распределение радионуклида по глубине носит сложный характер, максимальные концентрации находятся на глубине 12-19 см, и поток гамма-излучения регистрируется измерительной аппаратурой не в полном объеме. Известно, что слой материала, близкого к почвам по плотности и составу, толщиной 12,4 и 21,8 см ослабляет гамма-излучение с энергией излучения ^{137}Cs в 2 и 5 раз, соответственно (Козлов, 1977). Поскольку большая часть ^{137}Cs зафиксирована в верхней части реки, общая оценка содержания этого радионуклида может быть принята с уровнем неопределенности, равным 2, т.е. допустимы отклонения от средней величины в 2 раза. Подобная амплитуда изменчивости при изучении природных экосистем вполне приемлема. Это заключение относится также к $^{239,240}Pu$, поскольку его распределение

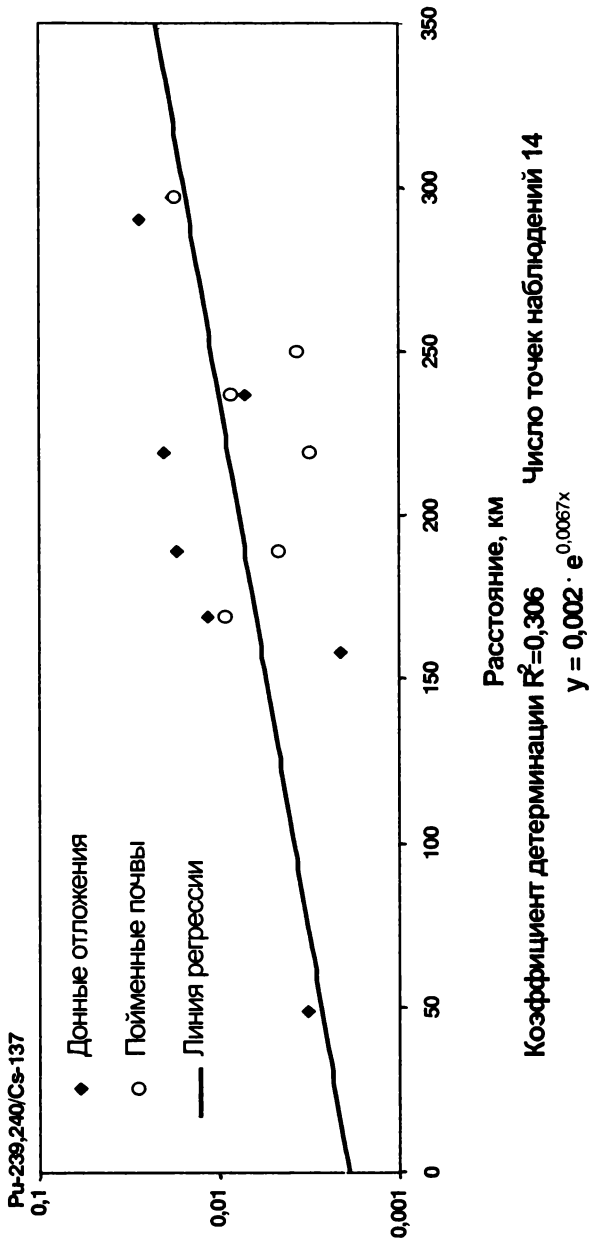


Рис 18. Отношение Pu-239,240/Cs-137, в донных отложениях пойменных водоемов и пойменных почвах, отобранных вдоль рек Течи и Исети.

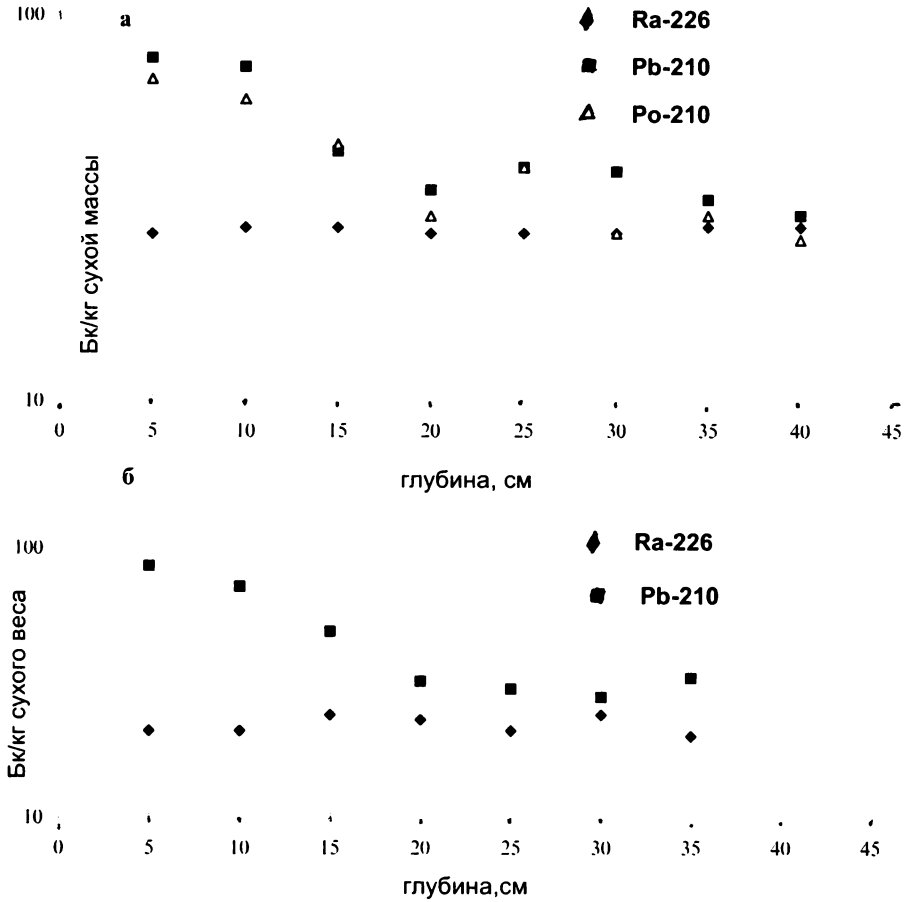


Рис 19. Концентрация Ra-226,Pb-210 и Po-210 , в донных отложениях пойменных водоемов (1996 г.): а)Анчугово, р. Теча б) Мыльниково, р. Исеть.

близко к таковому для ^{137}Cs.

Представляет интерес сравнение относительной подвижности разных элементов в речной экосистеме Теча-Исеть. На рис.17 показано изменение с расстоянием от ПО "МАЯК" отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$. На участке реки от 50 до 300 км отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ увеличивается в 600 раз, что характеризует большую мобильность ^{90}Sr. Принципиально важное значение имеет установленный в данной работе факт, что $^{239,240}Pu$ тоже более мобилен, чем ^{137}Cs при миграции в речной системе (рис. 18). На том же участке реки отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ увеличивается в 5,4 раза.Регрессионный анализ показал, что отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ изменяется не только с расстоянием, но и под влиянием одного или нескольких иных факторов ($R^2 = 0,306$). Кроме того, нами было показано, что вертикальная миграция ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в пойменных почвах и донных отложениях соровых озер также выше, чем у ^{137}Cs.

Определение возраста донных отложений

В нашей ранней работе (Aarkrog et al., 1997) был определен возраст донных отложений, отобранных в районе 49 км р. Течи с использованием ^{210}Po. Было показано, что скорость седиментации составляет 1,22 кг/м^2 в год или 0,33 см в год. Исходя из этого, слой с максимальным содержанием радионуклидов (14-16 см) датируется 1944-1950 годами, что находится в хорошем соответствии со сроками ранних сбросов ПО "МАЯК" 1949- 1952 годов. Углубляя исследования в этом направлении, мы попытались определить возраст двух образцов донных отложений из соровых озер поймы р. Течи (167 км) и р. Исети (290 км). Полученные результаты показаны на рис.19. Анализ ^{210}Po, ^{226}Ra и ^{210}Pb в слое грунта из сорового озера на 167 км в пойме р. Течи показывает, что скорость седиментации составляет 0,3 см в год. Это означает, что максимальный уровень загрязнения, соответствующий 1949-1952 годам, следует ожидать на глубине 10-15 см. Фактически он оказался на глубине 5-10 см, так как максимальные концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs приурочены именно к этому слою. Анализ отношений и $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ (0,0103) и $^{241}Am/^{239,240}Pu$ (0,038) позволяет предположить, что большая часть этих поллютантов поступила с ранними сбросами ПО "МАЯК".

Еще более убедительные выводы об источнике поступления радионуклидов дает анализ атомных отношений изотопов плутония. Ранее нами было показано, что в донных отложениях р. Течи на 49 км от места сбросов атомное отношение $^{240}Pu/^{239}Pu$ равно $0,0168 \pm 0,0005$, а в глобальных выпадениях оно составляет 0,18. Отметим, что никаких других источников радиоактивного загрязнения р. Течи на всем ее протяжении нет. В грунтах сорового озера на 167 км в слоях 0-5, 5-10 и 10-15 см атомное отношение $^{240}Pu/^{239}Pu$ равно 0,02, это означает, что 98-99% плутония в верхнем слое грунта обусловлено сбросами ПО "МАЯК". В слое 15-20 см отношение $^{240}Pu/^{239}Pu = 0,03$, отсюда следует,

что 90-92 % плутония поступило из того же источника.

Таким образом, максимум загрязнения, источником которого является ПО "МАЯК", сформировался в низовье поймы р. Течи примерно на 15 лет позже основных сбросов ядерного предприятия, т.е. около 1965 года. Концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs, найденные в этих слоях грунта, были наибольшими. Установленный факт возможно объясняется вторичным переотложением загрязненных грунтов. Источником радионуклидов могли быть пойменные почвы, откуда во время половодья в реку поступают загрязненные частицы.

Датировка образца грунта из сорового озера в пойме р. Исети (290 км от ПО "МАЯК") с помощью ^{210}Po, ^{226}Ra и ^{210}Pb показала, что скорость седиментации равна 0,3 см в год, следовательно сброс 1949-1952 годов должен быть приурочен к глубине 10-15 см. Фактически же пик концентрации $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs наблюдается в слое 0-5 см. В данном случае мы имеем ту же ситуацию, что и в пойме р. Течи на 167 км. Атомное отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ равно 0,025, что близко к таковому в глобальных выпадениях, однако отношение $^{241}Am/^{239,240}Pu$ равно 0,108, т.е. в 3 раза ниже чем, в последних. Учитывая, что общее содержание $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs в 5 раз превышает уровень глобального загрязнения, можно считать, что основным источником искусственных радионуклидов и в этом случае также являются сбросы ПО "МАЯК".

Заключение

В первые годы работы ПО "Маяк"(1949-1952) жидкие радиоактивные отходы предприятия сбрасывались в р. Течу в 6 км от ее истока. За этот период было сброшено $76 \cdot 10^6$ м^3 отходов общей радиоактивностью 10^{17} Бк, среди которых долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs составляли, соответственно, 11,6 и 12,2 %. Сейчас, более 45 лет спустя, с учетом радиоактивного распада, содержание ^{90}Sr оценивается в $4,3 \cdot 10^{15}$ Бк, а ^{137}Cs - $4,6 \cdot 10^{15}$Бк. Среднегодовые концентрации долгоживущих радионуклидов в воде реки Течи со временем уменьшались. Так, начиная с 1949 года концентрация ^{90}Sr в воде в районе села Муслюмово уменьшилась в 400 раз, а содержание ^{137}Cs - в 40 000 раз.

В настоящее время концентрация долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде р. Течи превышает контрольные уровни на 1-3 порядка величин и уменьшается с расстоянием от места сброса, процесс описывается экспоненциальным уравнением: $K = e^{(a+bx)}$. Сравнение оценок, предсказанных с помощью предложенной модели, с реально измеренными концентрациями радионуклидов в воде показало хорошую сходимость результатов с доверительной вероятностью 95 %

Уровни загрязнения грунтов р. Течи искусственными радионуклидами на 1-4 порядка величин превышают концентрации, обусловленные глобальными выпадениями. Степенная функция

позволяет наилучшим образом описать зависимость концентрации исследованных радионуклидов в грунте от расстояния от места сброса отходов: $K = e^a x^b$.

В донных отложениях р.Течи был обнаружен ^{99}Tc. Неожиданным является сам факт его обнаружения, т.к. обычно ^{99}Tc представлен в водных экосистемах в виде TcO_4 , который уносится с потоком воды, а не осаждается в донных отложениях. Детальные исследования показали, что ^{99}Tc может поступать в грунты в восстановленной форме при нейтральной или щелочной среде. Редуцирующие условия могут создаваться в речной системе при разложении органического материала. По-видимому, в сбросах ПО "МАЯК" было достаточно большое количество токсических агентов, вызвавших гибель биоты и создавших восстановительные условия.

Установлены концентрации радионуклидов в основных гидробионтах р. Течи. На основании этих данных вычислены средние коэффициенты накопления для высших водных растений и рыбы. В большинстве случаев они находятся в пределах одного порядка величин с литературными данными.

Проведены расчеты по оценке запасов радионуклидов в основных компонентах р. Течи на участке реки от 49 км вниз по течению до ее впадения в р. Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах р. Течи составляет около $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs и $0,32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr.

Главным источником радиоактивного загрязнения р. Исети является водный сток р.Течи. Концентрация ^{90}Sr в воде р. Исети после впадения этого притока возрастает более, чем в 10 раз. В низовье р. Исети концентрация ^{90}Sr примерно в 5 раз выше, чем до впадения в нее р.Течи. Влияние загрязненных стоков р. Течи на содержание ^{137}Cs в воде р.Исети проявляется в меньших масштабах, чем на концентрацию в ней ^{90}Sr.

Водные растения являются чувствительными биоиндикаторами радиоактивного загрязнения р. Исети. После впадения в нее р. Течи содержание ^{90}Sr в кладофоре возрастает примерно в 15-20 раз. Повышенные концентрации ^{90}Sr обнаружены в водных растениях на всем последующем протяжении р. Исети вплоть до г.Ялуторовска и далее вниз по течению р. Тобола.

Расчет запасов радионуклидов в р. Исети показал, что интегральное содержание ^{90}Sr в воде равно $69 \cdot 10^9$ Бк, а суммарный запас ^{137}Cs составил $0,35 \cdot 10^9$ Бк. Таким образом, в воде р. Исети содержится ^{137}Cs примерно в 3 раза меньше, чем в воде р. Течи, а ^{90}Sr - в 3,5 раза больше. В то же время в грунтах р. Исети содержится ^{90}Sr в 2 раза больше, чем в грунтах р. Течи, а ^{137}Cs в - 50 раз меньше.

Пространственное загрязнение грунтов речной системы Теча-Исеть, включая пойменные ландшафты, уменьшается с расстоянием от ПО "МАЯК" и может быть описано с помощью степенной функции. Вертикальное распределение радионуклидов в почвенных и грунтовых

профилях описывается экспоненциальной зависимостью. Распространение загрязнения по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь с увеличением расстояния от русла реки.

Основанные на прямых измерениях концентрации радионуклидов в пойменных почвах и донных отложениях пойменных водоемов, а также на ряде допущений, расчетные оценки интегрального содержания радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек на расстояние до 310 км составили: для ^{90}Sr - $106 \cdot 10^{12}$ Бк; для ^{137}Cs - $348 \cdot 10^{12}$ Бк; для $^{239,240}Pu$ - $0,83 \cdot 10^{12}$ Бк. Эти результаты могут быть приняты со средним уровнем неопределенности 2, подобная точность оценки считается удовлетворительной при исследовании природных экосистем.

Сравнение мобильности разных радионуклидов в речной экосистеме выявило, что наибольшей миграционной способностью обладает ^{90}Sr. Принципиально важное значение имеет установленный в данной работе факт, что $^{239,240}Pu$ также более мобилен, чем ^{137}Cs при миграции в речной экосистеме. Вертикальная миграция $^{239,240}Pu$ и, особенно, ^{90}Sr в пойменных почвах и грунтах соровых озер также выше, чем у ^{137}Cs.

Проведено определение возраста слоев грунта соровых озер в поймах рек Течи (167 км) и Исети (290 км) от ПО "МАЯК", а также донных отложений р.Течи в ее верхнем и нижнем течении. Максимум радиоактивного загрязнения в вертикальном профиле донных отложений в верховье реки обнаружен в слое 12-19 см, что соответствует 1949-1952 годам, т.е. времени наибольших сбросов ядерного предприятия. В низовьях рек Течи и Исети максимум загрязнения обнаружен в более поверхностных слоях, так как он, по-видимому, сформировался примерно на 15-20 лет позже времени наиболее массированных сбросов ПО "МАЯК". Вероятно, это связано с процессами переотложения грунтов и, фактически, характеризует скорость перемещения загрязненного фронта донных отложений в речной экосистеме, а также хронологическую динамику формирования радиоактивного загрязнения в пойменных ландшафтах.

Литература

Генезис и концепция Государственной программы Российской федерации по радиационной реабилитации Уральского региона. Екатеринбург: Ин-т промэкологии УрО РАН. 1993. 65 с.

Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения "Маяк", организованной по решению Президиума АН СССР № 1140-501 // Радиобиология, 1991, т. 31. Вып. 1. С. 436-452.

Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности М., Атомиздат, 1977, 384 с.

Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. 128 с.

Материалы для Верховного Совета СССР "Краткая техническая характеристика производственного объединения "Маяк". Челябинск, 1990. 32 с.

Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. Юшков П.И. Михайловская Л.Н. Закономерности поведения радионуклидов в пойменных ландшафтах реки Течи на Урале. // Экология . 1994. № 3, с.43-49.

Ресурсы поверхностных вод . Т.11. Л.: Гидрометеоиздат. 1973. 848 с.

Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. Влияние стоков реки Течи на радиоэкологическое состояние реки Исеть // Экология. 1997, № 6, с. 474-477.

Aarkrog A. et al. Environmental radioactivity in Denmark in 1988 and 1989. Risoe-R-570. Risoe National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1991, 212 p.

Aarkrog A., Boelskifte S., Dahlgaard H., Duniec S., Hallstadius L., Holm E., Smith J.N. Technetium-99 and caesium-134 as long distance tracers in Arctic waters. Estuarine Coastal Shelf Science Vol. 24. 1987. P. 637-647.

Aarkrog A., Chen Q., Dahlgaard H., Nielsen S.P., Trapeznikov A., Pozolotina V. Evidence of Tc-99 in Ural River Sediments. //J. Environ. Radioactivity, 1997 Vol. 37., No 2. P. 201-213.

Alberts J.J., Halverson J.E., Orlandi K.A., The Distribution of Plutonium, Americium and Curium Isotopes in Pond and Stream Sediments of Savannah River Plant, South Carolina, USA. / J. Environ. Radioactivity, 1986, V. 3. P. 249-271.

Bayer A. The Radioecological Exposure of the Population in the Rhine-Meuse Region. Part 11. Commission of the European Communities, Luxemburg, 1982, P. 57.

Cate S., Ruttenber A.J., Conclin A.W., Feasibility of an epidemiologic study of thyroid neoplasia in persons exposed to radionuclides from the Hanford nuclear facility between 1944 and 1956.// Health Phys. Vol. 59. 1990. P.169-178.

Chesnokov A.V., Govorun A.P., Linnik V.G., Shcherbak S.B. Cs-137 contamination of Techa flood plain near village Muslumovo // Proc. of Symposium on Radiation Measurements and Applications. 12-14 May 1998, Michigan, USA.

Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Technical Reports series No 172, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1976, 131 p.

Eisenbud M. Environmental radioactivity. New York.: Acad. Press., 1987. 475 p.

Holm E., Persson B.R.R. Behaviour of natural (Th, U) and artificial (Pu, Am) actinides in coastal waters. In Marine Radioecology./Proc. of the 3 NEA seminar, 1-5 Okt. 1979, (Paris).

P.237-243

Sediment K_d and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment. Technical Reports series No 247, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1985. 73 p.

Sources contributing to radioactive contamination of the Techa River and areas surrounding the "Mayak" production association, Urals, Russia. Joint Norwegian – Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas // Osteras.- 1997- 134 p.

Talvitie N. A. Radiochemical determination of plutonium in environmental and biological samples by ion exchange. // Analyt. Chem. V. 43. 1971 P. 1827.

Trapeznikov A., Aarkrog A., Kulikov N., Nielsen S.P., Pozolotina V., Polikarpov G., Trapeznikova V., Chebotina M., Chukanov V., Yushkov P. Radioactive contamination of the Ob' river system from the nuclear enterprise "Mayak" in the Urals.// Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. Osteras. 1993a. P.129-134.

Trapeznikov A., Pozolotina V., Chebotina M., Chukanov V., Trapeznikova V.,Kulikov N., Nielsen S.P., Aarkrog A., Radioactive contamination of the Techa river, the Urals./ Health Physics. V.65 N 5 1993 (b) P. 481-488.

Trapeznikov A., Pozolotina V., Trapeznikova V., Yushkov P. Distribution of artificial radionuclides in the sediments of some Urals rivers, Ob basin.// Environmental Radioactivity in the Arctic. Osteras. 1995. P.65-67.

ЭЛЕМЕНТЫ ТЕОРИИ НАУКОЕМКИХ ТЕХНОЛОГИЙ.

С.М.Вовк, В.П.Сметанников, В.Л.Кошелев,
С.А.Наумов, С. В. Пушкарев.

1. Введение.

Конец второго тысячелетия нашей эры характеризуется все усиливающейся ролью жизнедеятельности человечества в геологических процессах, протекающих на поверхности Земли. К одним из первых исследователей этого процесса относится В.И.Вернадский. Он сформулировал понятие ноосферы и провел большой объем исследований в этой области. Он же отметил взрывной характер развития науки и технологий.

В ходе 20 века выяснилось не только глобальное влияние человека на биогеохимические процессы на поверхности Земли и конечность некоторых ресурсов, потребляемых человечеством, но и ограничения по их использованию. Наиболее важные ограничения касаются технологического движения вещества и энергии. Энергетический порог оценивается в 1% от воспринимаемой энергии Солнца. Последний порог изменений в энергосистеме Земли, за которым начинаются качественные преобразования, составляет расчетную величину в 3-5%. Но и 1% выводит геофизическую систему из равновесия. Для массоперемещения допустимый порог составляет 10% (при критическом значении у разных авторов 5-17%). В результате жизнедеятельности людей осуществляется производство, концентрация и пространственное перемещение химических веществ, которые также приближаются к предельным для Земли значениям. Таким образом, в настоящее время возникла принципиальная проблема характера использования ресурсов человечеством, которая пришла на смену эйфории овладения ресурсами и знаниями в 19 веке. За сто лет на порядки возросло производство и транспортировка энергии, грузопотоки добычи органических веществ, добыча неорганических веществ и металлов и т.д. Соответственно значительно возросли выбросы в атмосферу, отвалы добывающих предприятий, сбросы в водную экосистему и т.д.

Такое стремительное развитие описанных выше процессов, еще в начале 20 века названное В.И. Вернадским “взрывным”, **основной задачей 21 века делает сознательное использование природных и искусственных ресурсов, обеспечивающее комфортное существование человечества без нарушения равновесия биосферы.**

2. Движущие силы технико-технологического движения

Толчком к взаимодействию человека с внешним миром, пружиной деятельности является потребность, которая осознается и формируется в виде идеального образа или модели. Идеальный образ результата - цель, он субъективен по своей форме, но как отражение внешнего мира

объективен по своему содержанию. Цель определяет способ действия и средства. При учете некоторых ограничений, налагаемых способом действия и средствами, строится план для достижения цели. Целеполагание завершается целеисполнением. Целеисполнение обеспечивается при помощи техники и технологий. Следует отметить, что технико-технологическое движение рассматривалось в 19 веке различными философами, в том числе Марксом, с двух сторон. Первая - это определенные формы материи, конструктивно организованные в средствах труда, механизмах, машинах и т.д., которые должны реализовать природные процессы в соответствии с их технологическим назначением. Отсюда связанно возникает вторая, основная сторона - технологическая форма движения материи. Эта функционально-технологическая сторона представляет собой как бы "нервно-физиологические" процессы, оживляющие и организующие весь технологический организм. Его функционирование и создает определенную форму движения - технологическую. Отношение, названное К.Марксом технологией, проявляет себя по мнению материалистов, как особая технологическая форма движения материи.

Основные материальные компоненты, включенные в технологическое взаимодействие: вещество, энергия и информация. Вещество и есть субстрат технологической формы материи. Целостный процесс активного отношения человека к природе может быть дифференцирован на относительно самостоятельные, качественно ограниченные виды. Крупноблочное разграничение технологической формы движения материи осуществляется по трем осям (основаниям): объектам технологических воздействий, видам технологических изменений и основным формам материи и движения, ассимилированным в технологическом движении. Тремя отмеченными осями образуется так называемый морфологический "ящик" технологической формы движения, который упрощает ориентацию в ее сложном многообразии и в то же время при необходимости позволяет вести упорядоченный анализ. В качестве объектов технологического воздействия в наиболее общем виде выступают вещество, энергия и информация. Специфика объектов социального воздействия позволяет указать на технологическое движение вещества (технология веществ), энергии (технология энергии), информации (технология информации). Это членение технологической формы движения достаточно обобщенно характеризует основные цели технологического воздействия. В первом случае ставится задача целесообразно воспроизвести, повторить, усилить, изменить, развить природные формы твердых тел, жидкостей, газов или плазмы; во втором - реализовать потенциальную способность определенной формы материи, совершить определение, регулируемое движение, качественный взаимопереход форм движения материи (работу) с высокой мерой интенсивности; в последнем случае - обеспечить активной системой такое отражение результата взаимодействия со

средой (информация), которое позволит ей получить максимальный регулятивно-адаптирующий эффект. Что касается реальности, то она естественно не ограничивается "чистыми" видами технологического движения вещества, энергии и информации. Возможны энерго-информационные и другие комбинации различных видов технологического движения.

Второе основание выделения видов технологической формы движения материи, или вторая ось морфологического ящика, обозначает технологические изменения, которые возникают в результате воздействия на объекты природы (вещество, энергию, информацию). Обобщенно вещество, энергия, информация подвергаются качественно-количественным и пространственно-временным изменениям. В этом смысле качественно обособленно можно рассмотреть технологические процессы получения, преобразования, транспортировки, накопления и хранения веществ, энергии и информации. В содержательном плане эти процессы представляют собой совокупность специфических технологических движений. Следующим основанием (осью морфологического ящика) классификации технологической формы движения могут быть те основные формы материи и движения, которые преобразуются и протекают под контролем человека, ассимилируются технологическим движением. В этом отношении выделяются следующие виды технологических форм движения материи: механотехнологическая, физико-технологическая, химико-технологическая, биотехнологическая и их сочетания. Эта точка зрения может быть расширена на основе такого определения: технологическая форма движения материи включает в себя все воздействия и взаимодействия природных и искусственных ресурсов. Вещество, энергия и информация являются только частью, хотя и основной этих ресурсов. Примерами других ресурсов являются трудовые и т.д. Поскольку технологии являются формой движения материи и продуктом жизнедеятельности человечества, постольку их существование и развитие в целом является объективной реальностью. Управлению со стороны человечества могут подвергаться только типы конкретных технологий и используемые при реализации технологий ресурсы.

В исторический период реальных доказательств эволюции человека как биологического вида на сегодняшний день достоверно не обнаружено. В какой-то степени альтернативой ей является относительно стабильная общественная эволюция человечества, приводящая к усложнению как внутренних связей социума, так и его внешних связей с окружающей средой. В принципе, любая технология в конечном счете преобразует взаимоотношения человека с природой, поэтому эти связи изначально заложены в основе создания новых технологий. С другой стороны, эволюция человечества развивает потребности как общества в целом, так и его ячеек и индивидуумов, стимулируя возникновение новых потребностей. Таким образом, хорошо прослеживается система

положительных обратных связей: общественное развитие формирует новые потребности;

- удовлетворение новых потребностей стимулирует появление новых технологий;
- новые технологии и процесс их создания порождают новые взаимоотношения в обществе и новые взаимоотношения человека и природы;
- новые системы связей внутри социума и связей социума с окружающей средой определяют изменения в уровне познания;
- изменения в уровне познания влекут за собой дальнейший этап эволюционного развития человечества.

Не следует забывать, что во всех случаях источником создания новых технологий является человек. Очевидное, казалось бы, утверждение тем не менее содержит более глубокую подоплеку, чем кажется на поверхностный взгляд. Разумная деятельность человечества не в состоянии в настоящее время не только изменять, но вообще хоть как-то влиять на законы природы. Поэтому она направлена на их изучение и использование с максимальной пользой для общества. В принципе, нет ни одного технологического процесса, который в какой-либо степени не был бы повторением процессов чисто природных. Однако без разумного воздействия вероятность объединения законов природы в потребной для человечества совокупности исчезающе мала. И чем выше уровень технологии, тем эта вероятность, как правило, ниже.

Таким образом, любая технология - это совокупное использование различных физических, химических и иных законов природы. Роль цивилизации сводится к объединению их в одном процессе для удовлетворения своих конкретных потребностей.

В связи с вышеизложенным вполне логичным представляется утверждение, что **движущие силы создания технологий - рынок и окружающая среда.**

При всей очевидности здесь есть смысл сделать некоторые пояснения, чтобы понятнее была основная идея.

В основе потребности общества в новых технологиях заложен принцип **комфортности**, который в общих чертах можно сформулировать следующим образом:

- Эволюционное развитие человека и общества направлено на формирование максимально благоприятных условий для существования.

Необходимо отметить, что данный принцип неявно следует из принципа минимизации энергии (одна из интерпретаций принципа Ле-Шателье), заключающегося в том, что физическая система всегда стремится занять состояние с наименьшей энергией, как наиболее устойчивое.

Реализация принципа комфортности во всех случаях определяется состоянием рынка (в широком смысле этого понятия) и окружающей

среды. С другой стороны, она является главным стимулом к формированию рынка. И кроме того, воздействуя на связи человека с окружающей средой, очевидно оказывает воздействие и на саму окружающую среду. Вследствие этого состояние рынка и окружающей среды являются основными движущими силами развития технологий.

Первое утверждение не требует комментариев из-за своей очевидности. Что касается второго, то здесь необходимо учитывать две стороны вопроса. Во-первых, создание новых технологий требуется для воздействия на окружающую среду с целью выполнения принципа комфортности. А, во-вторых, оно влечет за собой негативные изменения в ноосфере, тем самым делая необходимым существование технологий следующего уровня, направленных на нивелирование этих изменений, т.е. на восстановление исходного состояния окружающей среды.

Еще одним важнейшим стимулом для создания новых технологий, безусловно, служат новые достижения фундаментальной науки. Кроме того, некоторые новые технологии оказывают прямое воздействие на потенциальных потребителей, инициируя возникновение новых потребностей и, тем самым, через систему положительных обратных связей стимулируют необходимость развития технологий следующего поколения. Последняя концепция имеет непосредственное отношение к формированию потенциального рынка. Однако однозначно сводить этот фактор только лишь к состоянию рынка было бы неверно, т.к. воздействие новых продуктов на массового потребителя затрагивает значительно более широкий спектр общественных отношений - в первую очередь общественную психологию.

3. Типы технологий и ресурсов

Технология - это совокупность процессов, правил, навыков, применяемых при изготовлении какого-либо вида продукции в любой сфере производственной деятельности. С точки зрения теории систем технология - это совокупность операций, при помощи которой преобразуется система. Преобразование системы может осуществляться с использованием ее внешних и внутренних ресурсов. При этом способы преобразования систем могут быть классифицированы. Соответственно могут быть классифицированы и типы технологий и ресурсов.

Типы ресурсов:

1 уровень - энергия, живое вещество, косное вещество;

2 уровень - энергия различных видов, живое вещество различных видов, косное вещество различных видов;

3 уровень - организованная энергия различных видов, организованное вещество различных видов.

Естественно, что ресурсы, используемые в технологиях, относятся к организованным ресурсам различных видов. С другой стороны, технология и есть способ их организации. Для организованных человеческих сообществ могут быть выделены следующие типы ресурсов: интеллектуальные, трудовые-1, трудовые-2, трудовые-3, финансовые,

материальные, энергетические, основные фонды, недра, информационные, освоенные рынки сбыта и поставок , организация, имидж , транспортные. (Под трудовыми 1, 2, 3 и интеллектуальными ресурсами подразумеваются трудовые ресурсы с различным уровнем квалификации персонала.) При реализации технологий все они используются в зависимости от типа технологий и технологической стадии.

Технологии по типам могут быть классифицированы различными способами.

По направленности: преобразующие человека; преобразующие окружающую среду; преобразующие взаимодействие человека и окружающей среды.

По уровню воздействия: ядерные, физические, химические, социальные и т.д.

По характеру воздействия: интенсивные, экстенсивные, селективные.

По последствиям реализации: стратегические, локальные .

По уровню использования достижений науки: наукоемкие, традиционные.

Естественно, что в контексте данной работы нас интересуют наукоемкие технологии. Одним из определений наукоемких технологий является следующее: высокие темпы развития производства и быстрое моральное старение продукции приводят к тому, что в отличие от традиционных отраслей в наукоемких отраслях исчезает зазор между уровнем НИР и ОКР и внедряемой технологией, т.к. быстро находят применение почти все результаты научных и конструкторских разработок.

Можно также сделать попытку определения на основе уровня использования достижений науки. С точки зрения рассматриваемой проблемы создания новых технологий общая градация представляется достаточно очевидной. Такого рода разработки можно подразделить на три иерархических уровня:

- не требующие новых научных изысканий.
  требующие исследований на уровне прикладной науки.
- требующие исследований на уровне фундаментальной науки.

Грани разделения могут показаться несколько условными, в особенности между двумя последними пунктами, однако условности здесь заключаются чисто в формулировках "***прикладная***" и "***фундаментальная***" наука. Не задавая тему для дискуссии, определим эти понятия следующим образом:

- **прикладная** наука - наука, изучающая методы решения конкретных задач на основе известных законов природы;
- **фундаментальная** наука - наука, изучающая законы природы.

В свою очередь, для определенности в вопросах терминологии уровни в разработках новых технологий удобно разбить на внутренние подуровни. Ниже приведены их краткие характеристики.

Не требующие научных изысканий.

· Первый подуровень: использование готового решения.

На первом подуровне техническое решение находится в пределах одной специальности. Для него характерны: использование готового объекта без выбора или почти без выбора, число элементов в задаче ограничено, неизвестных элементов нет; легкость анализа (элементы, которые могут быть изменены, легко отделяются от элементов, не поддающихся изменениям в условиях данной задачи; легко прослеживаются взаимные влияния элементов).

· Второй подуровень: выбор одного решения из нескольких.

Для данного уровня продуктивного мышления свойственно техническое решение в рамках одной отрасли. При этом характерен выбор одного объекта из нескольких. Для первого уровня не требуется особых комментариев или характерных примеров: решения реализуются на уровне инженерных или конструкторских разработок.

Требующие исследований в прикладной науке.

· Первый подуровень: изменение известного решения.

На первом уровне техническое решение выбирается в рамках одной науки. Для данного уровня характерны частичное изменение выбранного объекта и комбинации известных решений. В качестве примера можно привести дизель-генератор, где сочетается тепловой двигатель и электрическая машина.

· Второй подуровень: решение из другой науки.

На втором уровне техническое решение находится за пределами науки, в рамках которой поставлена задача. Характерно (но не всегда) создание нового объекта. Для задачи типичен выбор одного или двух объектов из множества.

Требующие исследований в фундаментальной науке.

· Первый подуровень: решение на основе открытия.

На первом уровне решение задачи возможно лишь на основе открытия, т.е. на основе достоверного, не вызывающего сомнения, установления не известных ранее, объективно существующих закономерностей, свойств и явлений материального мира, вносящих коренные изменения в уровень познания. Для этого уровня характерно создание новой системы объектов. Из определения следует, что коренное изменение уровня познания (признак фундаментальности), вносимого открытием, наступает, если возникает новая отрасль знания, решена сложная научно-познавательная задача, делаются изобретения на базе открытия, имеется признание открытия авторитетными специалистами не только в стране, но и за рубежом.

·Второй подуровень: решение на основе нескольких открытий или новой теории.

На втором уровне для нахождения решения бывает недостаточно просто нового открытия, характеристика которого приведена выше, даже выдающегося по общим понятиям. Здесь возможны два варианта:

1. Необходимо еще по крайней мере одно открытие, часто не

только из смежных областей науки, но и отстоящих достаточно далеко друг от друга, а то и вообще из другой науки.

2. В случае крайне редко встречающегося фундаментального открытия, способного в корне перевернуть представления о свойствах материального мира, необходимым является создание новой научной теории, либо даже группы теорий. Здесь приоритетными являются вопросы прогнозирования, причем не только новых ожидаемых эффектов, но и возможных негативных последствий.

Для данного уровня характерно создание нескольких независимых систем объектов и установление связей как между объектами внутри системы, так и между системами. Что касается общего признания мировой научной элиты, то этот вопрос часто бывает неоднозначным: случается, что революционные теории не признаются большинством специалистов долгие годы.

4. Наукоемкие технологии

Цель создания теоретических основ развития науки и техники ранее была в ускорении освоения ресурсов окружающего мира и удовлетворения все возрастающих потребностей человечества. Возникшие ресурсные ограничения диктуют необходимость изменения цели теории и разработки принципов граничных условий развития науки и техники. Существующее разделение науки и техники породило техноведение как теорию техники и технологий и науковедение, как теорию научной деятельности. Теория технического творчества многоаспектна. Она изучает техническое творчество в нескольких направлениях:

историко-техническом - анализирует появление новой техники в конкретно-исторических условиях творческой деятельности;

психологическом - исследует психические механизмы деятельности в процессе создания технического изобретения;

логическом - исследует логические формы и этапы решения технических проблем;

инженерно-техническом - изучает существующие методы, способы, приемы с целью создания и рационализации методик технического творчества;

конкретно-социологическом - анализирует взаимодействие социальных и технических факторов изобретательского творчества, ищет оптимальные формы массового ,коллективного творчества;

философско-социологическом - предпринимает попытки создания общей теории технического творчества.

Техниковедческий комплекс включает в себя следующие фрагменты: историю техники, социологию техники, экономику техники, техническую прогностику, правовые аспекты техники (патентоведение), научную организацию и теорию технического творчества, техническую эстетику, техническую психологию, идеологические аспекты техники, общетеоретические исследования техники и др.

Науковедение включает в себя общее науковедение, в задачу которого входит разработка теоретических и методологических основ управления научной деятельностью; методология комплексного анализа процесса развития науки; социология науки; психология науки; экономика науки; история науки; организация науки; теория познания и т.д. Все эти направления науковедения раскрывают сущность науки как исторически изменяющейся сложной системы (научной деятельности). Научная деятельность включает все виды работы по получению научного знания , его организации, а в значительной части также по его функционированию, хранению и распространению (формулировка понятий, создание теорий, наблюдение, экспериментирование, классификация и обобщение полученных результатов, обработка и усвоение результатов и т.п.).

Как всеобщий духовный продукт общественного развития - наука,- так и искусственная материальная система общества - техника - имеют свои особые социальные функции, структуру, специфические закономерности строения, функционирования и развития. Взаимодействие науки и техники не ведет к стиранию их специфических различий и поэтому предполагает необходимость их самостоятельного изучения в рамках науковедения и техниковедения. Однако развитие наукоемких технологий требует пересмотра вышеизложенных тезисов и выделения теории наукоемких технологий в отдельную теорию, как теорию смежных дисциплин, подобно многим в науке (например, физхимия, биохимия, биофизика и т.д.)

Теория наукоемких технологий должна сочетать как науковедение, так и техниковедение, так как разрыв между наукой и использованием ее достижений и результатов становится минимальным. Кроме того, НИР просто входят в настоящее время составной частью в технологические разработки. Однако простое механическое сложение науки и техники невозможно. Основной причиной этого является то, что и наука и техника являются результатом сознательной человеческой деятельности, но в науке и технике проявляются и требуются различные стороны человеческого сознания. Отсюда существование так называемого барьера по внедрению достижений науки в производство. Это является объективным следствием различия научной и технической деятельности. Тем не менее процесс объединения науки и техники происходит достаточно быстро, о чем свидетельствует сокращение временного разрыва между достижениями науки и их использованием в производстве. С учетом взрывного характера развития науки и техники и планетарного влияния результатов этого развития, а также принципа Долло о необратимости развития, принципиальное значение приобрело использование ресурсов с учетом их конечности, а также взаимосвязи друг с другом. Так концентрирование одних ресурсов приводит к рассеиванию или утрате других (производство атомной энергии приводит к концентрированию и производству радиоактивных элемен-

Традиционная ресурсно-технологическая матрица.

Номер	Тип ресурса	Постан. задачи	Поиски решения	Выбор решения	Экспер. и теор. пров.	Разраб. технол	Изгот. обор.	Внедр. и запуск	Произв.	Реал. Продукта
1	Финанс.	*	*	*	**	**	****	**	****	**
2	Энерг.	*	*	*	**	**	***	***	****	*
3	Осн.фонды	*	*	*	***	**	***	***	****	*
4	Труд.1	*	*	*	*	*	***	***	****	***
5	Труд.2	*	*	**	***	**	***	***	****	*
6	Труд.3	**	**	***	***	***	***	***	**	***
7	Интелл.	****	****	****	***	***	**	***	*	***
8	Мат-лы	*	*	*	**	**	***	***	****	*
9	Орг.	**	**	**	***	***	***	***	****	****
10	Нал.рынки	***	***	***	*	*	***	*	****	****
11	Инф.	****	****	****	****	****	**	*	*	***
12	Имидж	—	—	*	***	***	***	***	***	****
13	Недра	—	—	—	*	*	***	***	****	*
14	Трансп.	—	—	—	*	**	***	***	****	****

где затраты: —- не требуется, * - минимальные, ** - умеренные, *** - существенные, **** - максимальные

тов и изотопов, утилизация которых в свою очередь требует потребления других ресурсов и т.д.).

В первую очередь законы производства и потребления ресурсов актуальны для наукоемких технологий, где скорости роста влияния человечества на биосферу максимальны. Таким образом, теория ресурсов должна являться одной из основных в теории наукоемких технологий. По нашему мнению, стержнем теории ресурсов должен явиться принцип восстановления потребленных ресурсов и утилизации использованных ресурсов.

5.Технологические стадии и ресурсно-технологические матрицы.

Если рассматривать технологии как причину потребления и производства ресурсов с учетом принципа восстановления, необходим переход от традиционной схемы технологических стадий к современной.

Традиционные стадии создания технологий:

Постановка задачи, Поиски решения, Выбор решения, Экспериментальная и теоретическая проверка решения, Разработка технологии, Разработка и изготовление оборудования, Внедрение и запуск технологии, Производство, Реализация продукции

Современная схема стадий технологий:

Постановка задачи, Поиски решения, Выбор решения, Экспериментальная и теоретическая проверка решения, Оценка потребляемых и производимых ресурсов, Разработка технологии, Разработка технологии восстановления и утилизации ресурсов, Разработка и изготовление оборудования, Разработка и изготовление оборудования для восстановления и утилизации ресурсов, Внедрение и запуск технологии, Внедрение и запуск технологии восстановления и утилизации ресурсов, Производство, Восстановление и утилизация ресурсов, Реализация продукции, Утилизация продукта.

Такой подход к разработке и реализации технологий увеличивает первоначальные затраты, но позволяет резко уменьшить риск технологических катастроф и отрицательное влияние на биосферу. Так как на разных стадиях реализации технологий необходимы различные ресурсы, то возможна оптимизация их использования путем применения ресурсно-технологической матрицы.

Эти матрицы могут быть дополнены матрицами имеющихся ресурсов и матрицами недостающих ресурсов. В совокупности все три типа матриц будут образовывать систему матриц. В случае их количественной оценки применение к конкретным проектам и другим случаям было бы весьма полезно. К сожалению, по всей вероятности количественная ресурсная оценка в большинстве случаев вряд ли возможна. Однако для принятия решений полезна и качественная и полуколичественная формы. Причем, по мере конкретизации рассматриваемой задачи точность оценки ресурсов увеличивается. По всей вероятности, с учетом взаимосвязей различных ресурсов более полезно проводить оценку

Современная ресурсно-технологическая матрица

№	Тип ресурса	Пост. задачи	Поиски решения	Выбор решения	Оц. произ. и потр. рес.	Эксп. и теор. пров.	Разр. техн.	Разр. техн. восст. и утил.	Изгот. обор.	Изг. обор. восст. и утил	Внедр. и зап.	Вн. и зап. восст. и ут.	Произв	Восст. и утил. рес.	Реал. прод.	Утил. прод.
1	Финанс.	*	*	*	*	**	**	**	****	****	**	**	****	****	**	**
2	Энерг.	*	*	*	*	**	**	**	***	***	***	***	****	****	*	**
3	Осн.фон.	*	*	*	*	***	**	**	***	***	***	***	****	****	*	**
4	Труд.1	*	*	*	*	*	*	*	***	***	***	***	****	****	***	***
5	Труд.2	*	*	**	**	***	**	**	***	***	***	***	****	****	*	*
6	Труд.3	**	**	***	***	***	***	***	***	***	***	***	**	**	***	*
7	Интелл.	****	****	****	***	***	***	***	**	**	***	***	*	*	***	*
8	Мат-лы	*	*	*	*	**	**	**	***	***	***	***	****	****	*	*
9	Орг.	*	*	*	**	***	***	***	***	***	***	***	****	****	****	***
10	Нал.рын.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	****	****	****	*
11	Инф.	****	****	****	***	****	****	****	*	*	*	*	*	*	***	*
12	Имидж	—	—	*	****	***	***	***	***	***	***	***	***	***	****	*
13	Недра	—	—	—	—	*	*	*	***	***	***	***	****	****	*	
14	Трансп.	—	—	—	—	*	**	**	***	***	***	***	****	****	****	***

необходимых ресурсов и их оптимизацию при помощи многомерного векторного потенциала , где координатами служат величины ресурсов.

6. Способы концентрации ресурсов

Принципиальное значение имеют способы концентрации и организации ресурсов. Можно различать типы организации ресурсов как локальный, распределенный и комбинированный или динамический. Оптимальный выбор организации ресурсов зависит от многих факторов, но общие тенденции все же можно отметить. Локальная концентрация ресурсов применяется для создания уникальных технологий с уникальным технологическим и производственным циклом. Распределенная организация ресурсов применяется при использовании уже имеющихся технологических и производственных мощностей для новых целей. Динамическая концентрация ресурсов применяется для решения краткосрочных задач с использованием операций с легко перемещающимися ресурсами. Все же следует отметить, что наблюдается тенденция в сторону использования распределенных и динамических способов организации ресурсов. Для распределенных систем это могут быть "виртуальные фабрики". Примером динамической организации могут служить "вахтовый метод", использование уникального оборудования для выполнения разовых работ в различных регионах. С точки зрения наукоемких технологий, динамическая организация ресурсов приобретает особое значение для концентрации интеллектуальных ресурсов. При этом особую роль начинают играть наукограды как источники интеллектуальных ресурсов и центры, организующие их динамичную концентрацию. Принципиальное значение приобретает динамическая концентрация интеллектуальных ресурсов на начальных стадиях реализации многопрофильных проектов, требующих специалистов различной специализации.

7. Некоторые элементы теории наукоемких технологий.

Фундаментальную основу любых научных теорий составляют системы понятий, терминов, законов и т.д. Однако существенным недостатком здесь является то, что в настоящее время для каждого раздела науки приняты свои основополагающие системы понятий и т.д. Различия в них, обусловленные специализацией, начинают вносить противоречие в эпоху начавшейся интеграции наук. Интеграция науки и техники требует совместимой системы понятий и терминов для исключения внутренних противоречий в теории наукоемких технологий. Объединяющим разделом науки и техники мог бы стать язык теории систем. Поэтому мы начали составление системы баз данных включающих термины, законы, определения, формулировки. По нашему мнению, эти базы данных должны содержать следующие разделы. Фундаментальные понятия, Типы систем, Характеристики систем, Поведение систем, Взаимодействие в системах, Преобразование систем, Исследо-

вание систем, Диагностика систем, Теория познания. В эти разделы достаточно просто включаются понятия и термины из разных областей науки и техники (например, физика, химия, медицина и др.)

Очень важным для дальнейшего развития науки является такой раздел знаний как теория познания. Особенно это становится значимым ввиду стремительного развития информатики. Методы формализации научных знаний, интенсивно развиваемые в настоящее время, крайне необходимы ввиду лавинообразного роста информационных потоков. Кроме того, исследования в области психологии, а в частности этнопсихологии и этнопсихиатрии показали, что существуют национальные особенности способов познания мира, а, следовательно, построение наиболее адекватной картины мира возможно только с участием ученых разных стран. Это по всей вероятности и является объективной основой интернациональности науки и техники. Учет этнических особенностей важен для развития наукоемких технологий и, видимо, должен отдельно рассматриваться в соответствующей ресурснотехнологической матрице. Например, человеческие ресурсы могут быть более подробно классифицированы, и их использование может быть оптимизировано на основе распределенной и динамической моделей организации для развития международной кооперации в области наукоемких технологий. Косвенным подтверждением этого факта является ставшая уже классической классификация на восточную и западную цивилизации. Происходящий в настоящее время процесс интеграции и в то же время этническая "мозаичность" дают возможность реализации международной динамической организации ресурсов или создания транснациональных виртуальных технополисов.

8. Заключение

В данной работе были кратко намечены особенности наукоемких технологий по сравнению с традиционной технологической и научной деятельностью, необходимость разработки теории наукоемких технологий с учетом современных тенденций развития общества, показана важность разработки теории ресурсов для теории наукоемких технологий, предложено использовать ресурсно-технологические матрицы для анализа технологического движения, рассмотрены различные способы концентрации ресурсов, подчеркнута перспективность динамической модели концентрации интеллектуальных ресурсов, показана необходимость создания системы понятий, формулировок, принципов и законов для теории наукоемких технологий. Авторы благодарят ученых и инженеров, принимавших участие в обсуждении затронутых проблем, в первую очередь участников постоянно действующего семинара Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уро РАН и Техноцентра "Лазерная диагностика и чистые технологии" НИКИЭТ "Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин" в г.Заречном.

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ РАЗЛИЧНОЙ ЭНЕРГИИ

Б В.Тестов
Пермский государственный университет

После открытия электричества электромагнитное излучение (ЭМИ) прочно вошло в жизнь и быт человечества. Долгая история пользования электрическими сетями и радиоаппаратурой не давала повода усомниться в полезности ЭМИ и не связывала действие излучения с сильными повреждениями или гибелью организма. Поражение организма электрическим током наблюдали при работе с большими напряжениями, а гибель организма связывали с величиной тока, протекающего через организм. Плотность тока 1мкА/см^2 вызывает реакцию мозговых тканей, а при плотности 10-50 мкА/см^2 возникает стимуляция сенсорных рецепторов нервных и мышечных клеток (неотпускающий ток). Нормальному функционированию организма соответствует плотность тока около 0,1 мкА/см^2 [1].

Вероятно, поэтому при характеристике ЭМИ радиочастотного и микроволнового диапазонов отсутствует понятие поглощенной дозы излучения, то есть энергии, вызывающей изменения биологического организма. Такое понятие используется при характеристике действия на организм ионизирующего излучения. Однако в последнее время появилось достаточно много свидетельств вредного влияния ЭМИ различной энергии, что потребовало сравнительной оценки влияния излучения различной энергии и, следовательно, характеристики поглощенной дозы.

Связь величин ЭМИ с поглощенной дозой

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). При таком подходе не учитывается зависимость ЭМП от мощности источника и плотности потока энергии (ППЭ), падающего на поверхность облучаемого объекта. В то же время эксперименты показывают, что такая зависимость существует. Так, воздействие ЭМП частотой 2,4 ГГц (длина волны 12,5 см) при ППЭ 60 мВт/см^2 вызывало гибель животных через 20 минут, в то время как при ППЭ 800 мВт/см^2 животные гибли через 2 минуты. Кроме того, характер поражения зависит и от продолжительности воздействия ЭМП. Так, при хроническом облучении мышей (дважды в день по 30 мин.) ЭМП с частотой 900 МГц (с импульсной модуляцией) через полгода 43% облученных животных заболело лимфомой. В контроле эта цифра составила 22% [1].

Величины Н и Е, которые обычно используются для характеристики

и нормирования ЭМИ невозможно связать с поглощенной дозой излучения, поскольку эти величины не могут характеризовать энергию. Наиболее близкой к поглощенной дозе величиной, используемой в практике измерения ЭМИ, является ППЭ, которая измеряется в Вт/м^2. ППЭ характеризует не поглощенную, а падающую энергию, но при некоторых допущениях легко преобразуется в поглощенную дозу.

Возьмем известные выражения и преобразуем их в более удобную для связи с поглощенной дозой форму (таблица 1)

Таблица 1.

Преобразование известных физических соотношений

Известные соотношения	Преобразованные соотношения	
1 Вт = 1 Дж/с	1 Вт = 1 Гр·кг/с	1 мВт·час = 3600 Гр·г
1 Вт = 0,24 кал/с	1 мВт = 1 Гр·г/с	1 мкВт·час = 3,6 Гр·г
1 кал = 4,2 Дж	1 мкВт = 0,001 Гр·г/с	1 мВт·час = 0,864 кал
1 Гр = 1 Дж/кг	1 мВт = 0,00024 кал/с	1 мкВт·час = 0,000864 кал

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 небольшой, поскольку имеются данные, что при воздействии ЭМП диапазона сверхвысоких частот (СВЧ) глубина проникновения поля в ткани составляет единицы сантиметров [1]. Кроме того, в живом

Таблица 2.

Связь падающей и поглощенной энергии

Падающая энергия	Поглощенная энергия		
1 Вт/см^2	1000 Гр/с	3600000 Гр·/час	864 кал/час·г
1 Вт/м^2	0,1 Гр/с	360 Гр/час	0,0864 кал/час·г
1мВт/см^2	1 Гр/с	3600 Гр/час	0,864 кал/час·г
1мВт/м^2	0,0001 Гр/с	0,36 Гр/час	0,0000864кал/час·г

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 поглощенной дозы при различных ППЭ (табл.2).

Используя полученные выражения, рассчитаем мощность поглощенной дозы от некоторых источников ЭМИ, приведенных в докладе [2] (табл.3).

Из данных таблицы 3 следует, что тепловой эквивалент поглощенной

Таблица 3.

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/час· г	Гр/час
Радиостанция КВ	4 – 26 МГц	50 м 220 м	40 2	3456 173	14400 720
Мобильные сотовые телефоны	20 МГц – 2 ГГц	10 см	20	1728	7200
Телевизион Передатчики	47 – 8 МГц	1,5 км	0,01	0,864	3,6
Радиостанции FM	108 МГц	1,5 км	0,05	4,32	18
Локаторы стационарные	1-10 ГГц	до 1 км	5	432	1800
Радиолокационные системы Автотранспорта	9 – 35 ГГц	3 м	0,25	21,6	90
Установки СВЧ – нагрева	2,45 ГГц	5 см 1 м	до 50 0,0002	4320 0,017	18000 0,072 0,09

энергии излучения от рассмотренных источников сравнительно небольшой и не оказывает существенного влияния на живые организмы. В то же время выражение поглощенной энергии в Гр вызывает совершенно другие эмоции. Достаточно напомнить, что смертельная доза для человека при тотальном однократном радиационном облучении ионизирующей радиацией составляет менее 10 Гр, а доза облучения за счет природного радиационного фона - около 2,5 мкГр в неделю.

О причинах повышения биологической эффективности ЭМИ

Сравнительный анализ поглощенных доз облучения, создающих примерно одинаковые биологические эффекты, но вызываемых ЭМИ различной частоты, показал, что эффективность ЭМИ с частотой 10^{19}-10^{20} гц значительно выше по сравнению с низкочастотным облучением. Так, гибель крыс "под лучом" или в течение суток после облучения ЭМИ с частотой 2,4 ГГц наблюдалась при ППЭ около 500 мВт/см^2, что составляет 432 кал/г·час или 1800000 Гр/час [3]. В то же время такой характер гибели животных от церебрального синдрома наблюдается при облучении ЭМИ частотой 10^{20} Гц при дозах порядка 1000 Гр [4]. Изучение биоэлектрической активности различных структур головного мозга кроликов при облучении ЭМИ частотой 1,5 ГГц при ППЭ 0,3 мВт/см^2 не выявило существенных отклонений от нормы [5]. Величины поглощенной дозы при этом составили 260 мкал/г час и 1080 Гр/час. В то же время облучение мозга обезьян ионизирующей радиацией в дозе 15 Гр вызывало поражение ганглиозных клеток мозга [6]. Похожие соотношения доз при облучении ионизирующей и неионизирующей ЭМИ прослеживаются в других работах. Так, при облучении ЭМИ СВЧ-диапазона частотой 4-8 ГГц , ППЭ – 0,6 мВт/см^2 наблюдали эффекты дестабилизации вторичной структуры ДНК [7]. Это соответствует поглощенной дозе 0,520 мкал/г·час или 2160 Гр/час. В то же время, ионизирующее облучение приводит к транслокациям и хромосомным разрывам при облучении в дозе 20 Гр/час или 0,005 мкал/гЧчас [6]. Из этого следует, что биологическая эффективность ионизирующего ЭМИ примерно в 1000 раз выше по сравнению с неионизирующим.

Такая высокая эффективность высокочастотного ЭМИ, по нашему мнению, не связана с эффектами ионизации. Расчеты показывают, что даже при смертельных дозах облучения количество молекул, инактивированных за счет ионизации, составляет около 10^{-4}% [8]. Кроме того, высокая эффективность биологического действия ЭМИ наблюдается в области жесткого ультрафиолета (таблица 4).

Из таблицы следует, что биологическая эффективность ЭМИ резко увеличивается в диапазоне (0,86 – 1,5) · 10^{15} Гц. Такое усиление мы связываем с большой значимостью некоторой области ЭМИ в физиологических процессах, происходящих в организме.

Биогенный диапазон электромагнитного излучения

О том, что существует биополе живых организмов, говорится достаточно много. Однако нет достоверных сведений о том, что является носителем этого поля. Не исключено, что биополе частично формируется и передается с помощью ЭМИ. Одним из первых научных свидетельств действия биополя можно считать открытие митогенетического (стимулирующего деление) эффекта, открытого А.Г. Гурвичем. Источником этого излучения являлись живые клетки мышц, корешков растений, дрожжей, а детектором - делящиеся клетки. Следовательно, эффект создавался за счет какого-то излучения, испускаемого живыми клетками, и регистрировался только с помощью живых клеток [11]. Это предполагает, что интенсивность излучения достаточно слаба, а чувствительность биологического детектора к такому излучению очень высока.

При изучении природы этого излучения выяснилось, что оно может проходить через кварцевое стекло, но поглощалось обычным стеклом. При пропускании этого излучения через спектрограф эффект был зарегистрирован в зоне, соответствующей жесткому ультрафиолету, следовательно, имеет электромагнитную природу. А.Г.Гурвич считал, что митогенетическое излучение принадлежит к ультрафиолетовой области ЭМИ в диапазоне между 1900 и 2400 ангстрем [11].

Сверхслабым излучением живых клеток занимался также

Таблица 4

Эффективность биологического действия ЭМИ разной частоты

Характеристика биологического эффекта	Частота излучения, Гц	Величина ППЭ, мВт/м^2 в час	Литературный источник	Поглощенная энергия	
				мкал/г в час	Гр в час
Смертельная доза облучения	10^{19}	-	[4]	1,4	6
Допустимая мощность дозы хронического облучения	10^{19}	-	[9]	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
Допустимые дозы для ультрафиолетов облучения кожи и глаз	$1,5 \cdot 10^{15}$	0,16	[10]	0,014	0,058
	$8,6 \cdot 10^{14}$	460	[10]	39,7	166
Изменение у птиц биоэлектрической, активности мозга	$9,0 \cdot 10^{8}$	3000	[2]	260	1080

В.П.Казначеев, которым подтверждена способность клеток интенсивно растущего организма испускать излучение, способное проникать через кварцевое стекло и действовать на биологические клетки. Он считает, что это излучение играет важную роль в межклеточных взаимодействиях [12].

В сентябре 1994 на международной конференции, посвященной 120-летию со дня рождения А.Г.Гурвича, впервые было сообщено об открытии вторичных биогенных излучений. А.М.Кузин с сотрудниками обнаружил, что живые организмы после облучения малыми дозами гамма-излучения способны испускать излучения очень малой интенсивности, которые стимулируют развитие биологического детектора. Способность эмитировать вторичное биогенное излучение (ВБИ) после радиационного облучения, по данным А.М.Кузина, присуща всем живым организмам [13]. Он считает, что при возбуждении биополимеров живой ткани высокоэнергетическими квантами атомной энергии, в них будет также накапливаться энергия, образовываться поляритоны (устойчивые вихревые сгустки энергии), которые, распадаясь в течение нескольких часов, будут давать малоинтенсивное когерентное излучение с длинами волн, лежащими в ультрафиолетовой (УФ) области [13].

Примеры действия ВБИ на прорастающие семена очень впечатляющи. Необлученные семена прорастали лучше, находясь рядом с облученными, такое же стимулирующее действие оказывали на цветочные почки облученные ветки, находящиеся вблизи. Стимуляционное ВБИ создавали облученная кровь человека, свежесрезанная шерсть собак, кошек, волосы человека. Оказывается, необлученный нативный белок тоже способен стимулировать рост, но облучение значительно усиливает этот процесс [13].

А.М.Кузин считает, что митогенетическое излучение А.Г.Гурвича, сверхслабое излучение В.П.Казначеева и ВБИ имеют общую природу. Мы называет это биогенным действием ЭМИ. При оценке физической основы биогенного действия следует обратить внимание на то, что оно проявляется при очень малых интенсивностях. Так, интенсивность излучения при наблюдении митогенетического эффекта составляла

10^{-10} – 10^{-9} эрг·с/см^2, что равно 100-200 квантам жесткого УФ. Интенсивность излучения от работающей мышцы была примерно в 10 раз выше [11]. Такая интенсивность создает в ткани поглощенную дозу 10^{-11}рад/с или $2{,}4 \cdot 10^{-17}$кал/г. Эти интенсивности излучения настолько малы, что могут иметь лишь информационное значение. По-видимому, энергетическое обеспечение изменений физиологических реакций определяется энергетикой реагирующего организма.

Об эффективности действия ультрафиолетовой области спектра на организм известно давно. Известно также, что большие дозы УФ могут привести к тяжелым ожогам, поэтому загорать на солнце рекомендуется постепенно. Пребывание на солнце создает “загар”,

который является темным пигментом, препятствующим проникновению УФ через кожу. Таким образом, организм защищается от воздействия той части спектра излучения, которая обладает биогенным действием. Это, возможно, связано с тем, что определенная часть ЭМИ (короткий УФ) используется организмом для регуляции внутриклеточных процессов, и организм создает защиту от воздействия такого сильного источника излучения, как солнце.

В то же время существуют более слабые природные источники излучения в виде природного радиоактивного фона. Естественные радионуклиды испускают при спонтанном распаде гамма - излучение, которое представляет ЭМИ более высоко-энергетичное, чем УФ. При взаимодействии с веществом в результате рассеяния происходит снижение энергии рассеянного излучения, и некоторая часть излучения превращается в поток биогенного (УФ) диапазона. Таким образом, все живые организмы находятся под постоянным воздействием биогенного излучения Земли, которое составляет естественный радиационный фон.

Поскольку в настоящее время этот радиационный фон считается безопасным, то безопасным для организма можно считать воздействие биогенного излучения, создающего дозу $3 \cdot 10^{-8}$Гр/час или $7 \cdot 10^{-12}$ кал/г·час. Экспериментальные данные показывают, что эти величины могут быть увеличены до 2Ч10^{-5}Гр/час (4,5Ч10^{-6}мкал/г·час) при непостоянном действии излучения на весь организм, или до 0,36 Гр/час (0,087 мкал/г·час) при действии на кожу и глаза [10]. То есть запас компенсаторных возможностей организма для устранения вредных последствий воздействия биогенного излучения достаточно большой. Однако чувствительность организма к ЭМИ, частота которого превышает частоту биогенного излучения, примерно на 3-4 порядка выше, чем для всего остального диапазона ЭМИ.

Заключение

Электромагнитное излучение обладает различной биологической эффективностью. Чувствительность биологического организма к ЭМИ с частотой более 10^{15} Гц на 3-4 порядка выше, чем для более низких частот. Это, возможно, связано с биогенной способностью ЭМИ высокочастотного диапазона.

Литература.

1. Экология, охрана природы и экологическая безопасность. Учебное пособие для системы повышения квалификации и переподготовки государственных служащих. Под общей редакцией проф. Данилова-Данильяна В.И.. - М.: Изд-во МНЭПУ, 1997. С.289-303

2. 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. Демина А.К. – М.,1997. 91 с.

3. Давыдов Б.И., Солдатов С.К., Зуев В.Г., Ушаков И.Б. Защитная активность мексамина и индралина при интенсивном электромагнитном облучении крыс // Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. Т.35.Вып.1.С.74-77.

4.Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. - М.: Высш.шк.,1988. 424 с.

5.Григорьев Ю.Г. Лукьянова С.Н., Макаров В.П., Рынсков В.В. Суммарная биоэлектрическая активность различных структур головного мозга в условиях низкоинтенсивных мкв-облучений// Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. Т.35.Вып.1.С.57-65.

6.Фриц-Ниггли Х. Радиобиология, ее основы и достижения./Пер. с нем. – М.: Госиздат, 1961. С. 108, 300.

7.Семин Ю.А., Шварцбург Л.К., Дубовик Б.В. Изменение вторичной структуры ДНК под влиянием внешнего электромагнитного поля малой интенсивности / Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. Т.35.Вып.1. С.36-41.

8.Тестов Б.В. Энергетическая концепция действия радиации на живой организм и адаптация к радиоактивному загрязнению/ Радиационная безопасность человека и окружающей среды. - Екатеринбург,1997. С. 74-78.

9.НРБ-76 и ОСП-72. - М.: Энергоатомиздат,1988.160 с.

10.Стржижовский А.Д Спектрально-энергетические параметры биологического действия УФ-излучения и подходы к его нормированию/ Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. Т.35.Вып.3. С.435-443.

11.Гурвич А.Г. Митогенетическое излучение. - М.: Госмедиздат, 1932. 271 с.

12.Казначеев В.П., Михайлова Л.П.// Сверхслабые излучения в межклеточных взаимодействиях. Новосибирск: Наука, 1981.144 с.

13.Кузин А.М. Вторичные биогенные излучения – лучи жизни. - Пущино,1997.37 с.

Резюме

К работе Н.В.Васильева "Экологические последствия Тунгусской катастрофы 1908 г. ("падение Тунгусского метеорита")

Подводятся итоги более чем 40-летних работ по изучению экологических последствий Тунгусского взрыва 1908 г. Кратко характеризуются его глобальные геофизические эффекты (возмущения магнитного поля Земли, усиление выпадения осадков, возможное нарушение озонового слоя, изменение прозрачности атмосферы) и локальное воздействие на биогеоценозы района катастрофы. Описываются разрушения лесного массива, вызванные взрывной волной, лучистый ожог ветвей деревьев, особенности связанного со взрывом лесного пожара. Особое внимание уделено элементным и изотопным аномалиям в районе катастрофы, обсуждается их связь с Тунгусским взрывом и с местными геологическими условиями (наличие в эпицентре взрыва древнего денудированного конуса палеовулкана). Обсуждается вопрос об особенностях восстановления леса после катастрофы и о причинах аномально высоких темпов этого процесса. Указывается на трудности объяснения этих явлений неспецифическими экологическими факторами, связанными со взрывом (действие ударной волны, осветление почвы и изреживание древостоев, изменение температурного режима, внос зольных микроудобрений вследствие лесного пожара).

Приводятся данные в пользу наличия увеличения генотипической дисперсии у молодых деревьев, растущих в центральной части района катастрофы и о связи вызванных Тунгусским взрывом биологических эффектов с "особыми точками" района (предполагаемое место "протыкания" поверхности Земли продолжением траектории Тунгусского метеорита) и с его траекторией. Излагаются предварительные результаты экологического мониторинга района, свидетельствующие о высокой степени экологического напряжения. Приведены некоторые результаты популяционно-генетических исследований аборигенного населения территории, подвергшейся воздействию факторов Тунгусского взрыва. Обосновывается необходимость реализации территории Государственного Природного заповедника "Тунгусский" комплексной программы экологического мониторинга и сопоставления ее результатов с данными по другим экологически неблагополучным территориям - в частности, с зоной Чернобыльской аварии, Южно-Уральским радиоактивным следом и районами Алтая, сопредельными с Семипалатинским ядерным полигоном.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ТУНГУССКОЙ КАТАСТРОФЫ 1908 Г.

Н.В Васильев.
("падение Тунгусского метеорита")
Комиссия по метеоритам СО Российской АН
Государственный природный заповедник "Тунгусский"

Термином "падение Тунгусского метеорита" в современной литературе (1,2,3) обозначают космический феномен, наблюдавшийся 30.06.1908 г. около 7 час утра местного времени в Центральной Сибири, на территории Красноярского края, Иркутской области и Якутии. Наиболее ярким моментом этого события был взрыв или, точнее, взрывоподобное выделение энергии космическим объектом неизвестной природы, двигавшимся в общем направлении с ЮВ на СЗ. Пролет его сопровождался мощными звуковыми, световыми, сейсмическими и электрофонными явлениями, зафиксированными на огромной территории (рис.1), и соответствовал по всей сумме внешних проявлений дневному болиду /-22...-17 m/ звездной величины. Яркость его была соизмерима с яркостью Солнца, дымный след, характерный для крупных железных метеоритов, отсутствовал, но многие свидетели отмечали наличие у болида следа из иридирующих полос, напоминающих радугу.

В момент, когда тело находилось ориентировочно на высоте 5,5-8 км над районом земной поверхности с координатами λ= 101°53', φ=60°53'/ 70 км СЗ пос. Ванавара Красноярского края/, произошло взрывоподобное выделение его энергии. Тротиловый эквивалент эффекта оценивается в 10-40 мгТ, а энергия в 10^{23}-10^{24} эрг. Имеются основания предполагать, что после этого Тунгусское космическое тело /ТКТ/ (или сохранившаяся его часть) продолжало двигаться в "довзрывном" направлении по восходящей ветви траектории

"Взрыв" ТКТ вызвал сейсм, зарегистрированный в Иркутске, Ташкенте, Тбилиси и Иене и барические возмущения, отмеченные глобально (рис.2). Через 5,9±0,2 мин. (или, согласно другой оценке, через 6,6±0,2 мин) после "взрыва" началась локальная магнитная буря, продолжавшаяся свыше 4 часов, сходная с геомагнитными возмущениями после атмосферных ядерных взрывов. Ударная волна Тунгусского "взрыва" разрушила лесной массив площадью в 2150±25 км^2, а лучистая вспышка произвела ожог растительности на площади ~200 км^2. (рис 3,4).

Следует иметь в виду, что "взрыв" на Подкаменной Тунгуске был наиболее ярким, но не единственным звеном в цепи связанных друг с другом природных аномалий лета 1908 г. Установлено, что начиная с 23.06.1908 г. в ряде пунктов Западной Европы, Европейской части

России и Западной Сибири регистрировались оптические атмосферные аномалии, которые, постепенно нарастая в своей интенсивности к 29.06.1908 г., экспоненциально достигли своего максимума в ночь с 30.06. на 1.07.1908 г. Эти эффекты включали в себя беспрецедентное по масштабу развитие мезосферных /серебристых/ облаков, яркие "вулканические" сумерки /"пестрые зори"/, нарушение нормального хода нейтральных точек Араго и Бабине, усиление собственной эмиссии ночного неба /вероятно/ и появление необычных по интенсивности и продолжительности солнечных гало. В дальнейшем, начиная с 1.07.1908г., имел место их экспоненциальный спад, а постэффекты прослеживались вплоть до конца июля 1908 г. Площадь, охваченная этими явлениями, занимала значительную часть Северного полушария и была ограничена с востока Енисеем, с юга - линией "Ташкент-Ставрополь-Севастополь-Бордо", а с запада - побережьем Атлантики. В августе месяце в Западном полушарии было зарегистрировано уменьшение прозрачности атмосферы, связанное, по мнению В.Г. Фесенкова, с циркуляцией в атмосфере Земли продуктов Тунгусского взрыва.

Район "взрыва" Тунгусского метеорита обнаружен в 20-е годы основателем метеоритики в нашей стране Л.А. Куликом (рис.5). Хронология и фактура дальнейших исследований катастрофного района подробно освещены в обзорах Е.Л. Кринова (1949), И.С. Астаповича (1951), А.В.Золотова(1969), Г.Ф.Плеханова (1963), К.П.Флоренского (1962), Vasilyev N. (1998) и др. Экспедиционные работы довоенного периода, проводившиеся под руководством Л.А. Кулика, равно как и послевоенные полевые работы /1958 - по настоящее время/ позволили прийти к выводу об отсутствии в районе катастрофы взрывных и ударных кратеров, а также крупных фрагментов взорвавшегося тела. Интенсивные поиски мелкодисперсного космического материала в районе катастрофы на площади свыше 10 тыс. км^2 не привели к выявлению вещества, которое можно было бы достоверно отождествить с веществом Тунгусского метеорита. Обнаруженная при этом метеорная пыль и аналогичные ей образования не поддаются надежной дифференциации от флуктуаций фоновых выпадений метеорной пыли. Вместе с тем в районе катастрофы выявлен ряд геохимических элементных и изотопных аномалий, связанных, возможно, с событиями лета 1908 г. Интерпретация названных выше явлений осложняется тем, что эпицентр Тунгусского "взрыва" практически идеально совпал с центром кратера палеовулкана (Сапронов Н.Л.,1975), деятельность которого, без сомнения, оказала серьезное влияние на формирование геохимической обстановки в районе.

Послевоенные экспедиционные работы выявили также сложный комплекс экологических последствий Тунгусской катастрофы, речь о которых подробно пойдет ниже и к которым, в частности, относятся:

1) ускоренный прирост молодых /послекатастрофных / и переживших катастрофу деревьев;

2) измерение элементного и изотопного состава биоты района;

3) популяционно-генетические эффекты, отмеченные преимущественно в эпицентре и в области проекции траектории ТКТ.

Таков в первом приближении общий контур Тунгусского феномена, более подробное ознакомление с которым позволяет говорить о принципиальном его отличии от других известных столкновительных явлений.

Многочисленные гипотезы, предложенные для объяснения Тунгусского "метеорита", могут быть подразделены на 2 группы. В первую входят гипотезы, основанные на представлении о переходе кинетической энергии Тунгусского тела в энергию ударной волны. Ко второй принадлежат те, в которых сделан акцент на высвобождение внутренней энергии взорвавшегося тела - химической либо ядерной.

К 1-ой группе принадлежат версии об астероидальной /железный, каменный астероид, гигантский углистый хондрит/ либо кометной природе ТКТ. Их можно обозначить как гипотезы, основанные на классических представлениях о малых телах Солнечной системы.

Гипотезы 2-ой группы исходят из допущения об особой природе ТКТ, отличной от известных объектов солнечной системы. К ним относятся гипотезы об антивещественной природе ТКТ, о Тунгусском метеорите как о черной микродыре, о солнечном энергофоре и, наконец, о техногенной природе ТКТ.

Уже сам факт существования столь разнородных гипотез указывает на наличие проблемной ситуации и на трудности всестороннего объяснения рассматриваемого явления.

Сравнительный анализ гипотез, предложенный для объяснения природы Тунгусского метеорита, не входит в задачу данной работы. Тем не менее, целесообразно обозначить основные моменты, в той или иной мере специфичные именно для Тунгусской катастрофы и выделяющие ее среди других падений метеоритов,

К таким моментам относятся:

1. взрыв в воздухе на высоте 5-10 км, сочетание мощного основного центрального энерговыделения с дополнительными, по-видимому, низковысотными взрывами меньшего масштаба;

2. вероятный рикошет объекта, точнее, его уцелевшей после взрыва части, от воздушной подушки;

3. предположительно, но также с высокой степенью вероятности: сложный характер траектории, изменение по ходу движения тела в атмосфере ее азимута и угла наклона;

4. особенности энерговыделения (высокий, более 10%, выход энергии взрыва в энергию лучевой вспышки);

5. отсутствие в районе катастрофы следов выпадения надфоновых

количеств мелкодисперсного космического материала (в частности, метеорной пыли), по крайней мере, "классических" его форм;

6. сходная с геомагнитными возмущениями после воздушных ядерных взрывов локальная магнитная буря, зарегистрированная в Иркутске;

7. комплекс атмосферных оптических аномалий лета 1908 г. (беспрецедентно мощное развитие мезосферных облаков, яркие "вулканические" зоревые явления, нарушение поляриметрических и актинометрических свойств атмосферы).

Требуют также объяснения и некоторые другие явления, связь которых с Тунгусской катастрофой хотя и не доказана, но вероятна. К ним относятся:

1. наличие в слое торфа, включающем в себя годичный прирост 1908 г., аномалий изотопного состава водорода, углерода и свинца;

2. повышенное содержание в нем ряда химических элементов (особенно легких и халькофильных) (Na, Zn, Au, редкие земли, иридий и др);

3. повышенное содержание ряда элементов (Cu, Au, и некоторые другие) в слое смолы деревьев, переживших Тунгусскую катастрофу в эпицентре катастрофы;

4. нарушения термолюминесцентных свойств горных пород и минералов почв района катастрофы сходные с эффектами, наблюдаемыми после воздействия ионизирующей радиации.

Наконец, нуждаются в объяснении экологические последствия Тунгусского взрыва, реальность которых не вызывает сомнений, но механизм коих остается пока во многом нерасшифрованным.

Как и другие сверхмощные природные либо техногенные взрывы, "взрыв" Тунгусского метеорита породил ряд экологических последствий: как глобальных, так и локальных.

К числу глобальных относятся геофизические эффекты Тунгусской катастрофы - такие, как влияние ее на прозрачность атмосферы Земли, выпадение осадков и состояние ее озонового слоя. Первые два феномена документированы инструментально (Фесенков В.Г., 1978; Фаст Н.П., Фаст В.Г., 1976), что же касается третьего, то хотя прямые наблюдения состояния озонового слоя в 1908 г. и не проводились, но косвенные достаточно убедительные соображения в пользу реальности данного эффекта приведены в работах К.Я Кондратьева с соавт.(1988) и Turco с соавт. (1982).

Если действительно, как это полагает Turco (1980), указанные изменения прослеживались на протяжении не менее двух лет, то вполне вероятно, что они могли вызвать соответствующий отклик в биосфере. Вопрос этот, однако, поставлен, но не решен.

Обозначив в пунктире глобальные экологические аспекты Тунгусской катастрофы, мы сосредоточили ниже внимание преимущественно на

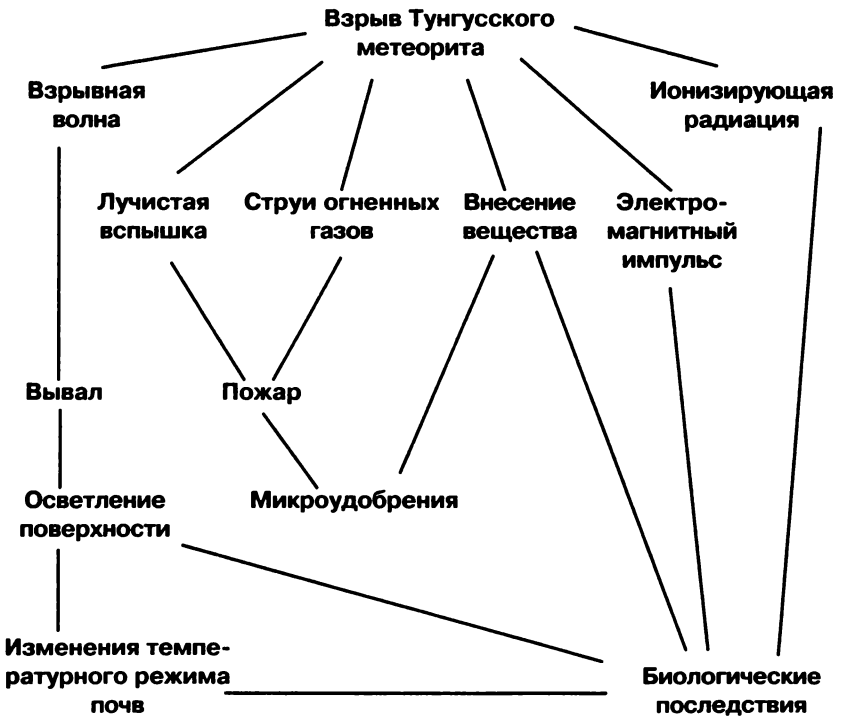
ее локальных экологических последствиях.

Идея о необходимости систематического мониторинга района Тунгусской катастрофы с экологических позиций как эталонного проявления космического катастрофизма впервые была, по-видимому, высказана в 1960 г. выдающимся отечественным географом, гляциологом и экологом профессором М.В. Троновым.

Подчеркнем, что воздействия экстремальных факторов на биологические системы любых рангов, включая биогеоценозы и биосферу, определяется, с одной стороны, количественными и качественными характеристиками этих факторов и исходным состоянием реагирующей системы - с другой. Отсюда следует, что один и тот же фактор (или же их сочетания) может привести к принципиально различным последствиям в зависимости от локальных свойств объекта - в данном случае местных биогеоценозов.

Учитывая сказанное, целесообразно, прежде всего, дать перечень основных экстремальных факторов, достоверно либо предположительно связанных с Тунгусским взрывом, и их взаимосвязи. Схематически они могут быть представлены в виде следующего графика.

Изложению данных о локальных экологических последствиях Тунгус-



ской катастрофы необходимо предпослать краткую характеристику природы данного района, содержащуюся, в частности, в работах Л.В.Шумиловой (1963).

Район падения ТМ находится в Средней Сибири, в бассейне правого притока Енисея р. Подкаменной Тунгуски (Катенги) - на водоразделе последней с ее правым притоком р. Чуней. Геоморфологически он относится к части Сибирской платформы, известной под названием Тунгусской синеклизы. На протяжении палеозоя здесь существовало мелководное море. Отложившаяся в то время толща минеральных осадков состоит из песчаников с преобладанием полевых шпатов, а также глинистых сланцев и углистых глин. В конце палеозоя - начала мезозоя регион был охвачен бурной вулканической деятельностью, причем эпицентр катастрофы совпадает с центром денудированного конуса Куликовского палеовулкана (Сапронов Н.Л., Соболенко В.М.,1975). В районе широко распространены туфогенные породы брекчиевидного строения, представляющие результат перемешивания вулканического пепла с раздробленными осколками осадочных пород. Излияния жидкой магмы, внедрявшейся в виде пластовых интрузий, жил и лакколитов в осадочную и туфитовую толщи, привели к образованию богатых железом изверженных основных пород (базальты, диабазы и др.), известных под собирательным названием "сибирских траппов".

Окончательное оформление поверхностных отложений и рельефа района в современном его виде происходит в условиях континентального режима и явилось результатом взаимодействия эндогенных и экзогенных сил.

Район катастрофы в целом представляет собою невысокое плато, которое разнообразят выходы трапповых тел, возвышающихся над окружающей местностью на 100-300 м в виде столовых гор или конусообразных сопок. Описываемая территория находится в области спорадического распространения вечной (многолетней) мерзлоты грунтов, нижняя граница которой на торфяниках в районе Куликовской заимки лежит на глубине 25 м. В сухих бугристых торфяниках уровень мерзлоты опускается к концу лета лишь до 35-45 см от поверхности, в то же время почвенные разрезы в каменистых грунтах на возвышенностях не обнаруживают мерзлоты на глубине 1 м и глубже. Если она здесь и присутствует, то на глубине, которая минимизирует возможность ее влияния на растительность.

Наличие вечной мерзлоты в районе проявляется в форме пучения с образованием бугров, особенно на торфяных болотах.

Наряду с этим в районе катастрофы широко распространены явления термокарста, приводящие к образованию болотистых депрессий среди приподнятых мерзлотой торфяников.

Почвы носят хрящеватый характер и отличаются маломощностью. На траппах они глинисты и ожелезнены, а на туфитах - суглинисты. В

отрицательных формах рельефа проявляются признаки заболачивания, распознаваемые по образованию глеевого горизонта. Болотные и полуболотные почвы имеют обычно тяжелый глинистый характер и нередко являются мерзлыми на глубине глеевого горизонта. Особенно распространены торфяные почвы, в которых мерзлой является как торфяная толща в нижней ее части (на глубине 40-50 см), так и подстилающие ее пески или глины.

Зональный растительный покров представлен типичными для этой части Средней Сибири светлохвойными сосновыми и сосново-лиственничными лесами (борами). Конкурирующая с сосной лиственница занимает в лесах господствующее положение. В районе эпицентра Тунгусской катастрофы растет лиственница сибирская. Значительно меньшая роль в лесах района принадлежит сибирскому кедру и ели, составляющим чаще лишь небольшую примесь к светлохвойным породам (Шумилова Л.В.,1963, Некрасов В.Н. и соавт.,1962,1963,1967,1964).

Наибольшее распространение в районе имеют лесные сообщества, относящиеся к группе кустарниковых ассоциаций - особенно т.н. "ягодные" боры с господством в кустарниковом ярусе ягодных кустарничков голубики, брусники, толокнянки и водяники. Сообщества темнохвойных пород (тайга) существенной роли в ландшафтах района не играют.

По лесорастительному районированию район Тунгусского падения относится к Чуно-Ангарской подпровинции лиственично-сосновых лесов, занимающих южную часть Средне-Сибирского плоскогорья. В северной части подпровинции отмечены сосняки IV бонитета с запасами в 250-300 м^3 с 1 га и лиственничники III-IV бонитетов с запасами в 110-200 м^3. (Т.В.Крылов, 1960)

Вполне понятно, что древостои района Тунгусского падения, существовавшие до 1908 г., нельзя рассматривать как однородный массив: к 1908 г. леса района представляли собой участки разновозрастных древостоев с большим или меньшим количеством сухостоя. Леса в районе катастрофы были пройдены пожарами многократно до 1908 г. (Н.П. Курбатский), и к моменту падения метеорита местность представляла собой во многих местах пожарище после верхового пожара в первой половине XIX века. Более подробное изучение этого вопроса, проведенном Н.П. Курбатским(1964), В.Г. Бережным и Г.И. Драпкиной (1964), выявило следующую, достаточно неоднородную и пеструю картину (рис. 6).

Первая эпоха пожаров имела место за 150 лет до 1908 г. (1760-1770 г.г.) и охватила значительную территорию по периферии района. Пожары в бассейне р. Хушмо имели место в 1780-1790 г.г.

Почти вся территория изучаемого района была охвачена пожарами в первом десятилетии XIX века, к 1908 г. эта площадь была занята 100-летними древостоями.

На востоке - северо-востоке района были беглые верховые пожары в 1850-1860 г.г., а в период 1870-1880 г.г. полоса пожаров охватила междуречье Чамбы и Хушмо. В результате этих пожаров на повышенных частях рельефа было окончательно разрушено самое старое поколение (свыше 150-летнего возраста), и к 1908 г. здесь имели место древостои 30-70-летнего возраста.

В конце 90-х годов XIX века по исследованному району прошла новая полоса пожаров, следы которых имеют место в бассейне р. Кимчу, на водоразделе Кимчу и Хушмо, а также по левобережью р. Хушмо.

В эпицентре катастрофы находится огромный болотный массив, точнее, система массивов, подробно описанных в Ю.А.Львовым с соавт.(1963) (рис.7).

Торфяник, непосредственно находящийся возле Метеоритной заимки, представляет собою сочетание плоскобугристого комплекса с участками крупнобугристого. Кроме того, в сложной системе болотных образований этого района участвует большое "Южное болото", имеющее характер глубокого (до 7-8 м) сильно обводненного грядово-мочажинного низинного (осоково-гипнового) комплекса.

Луговая растительность занимает в районе небольшие площади, развиваясь на луговых террасах крупных рек узкими полосками шириной в несколько десятков метров.

Леса катастрофного района периодически подвергаются воздействию лесных пожаров. Гари в болотах обычно зарастают березой, которую, однако, уже через несколько лет начинают вытеснять лиственница и сосна, так что в возрасте около 15-20 лет эти породы образуют уже густую чащу. После пожара в темнохвойной тайге лиственница поселяется на гари одновременно с березой, обгоняя затем ее в росте и долго сохраняя значительную роль в верхнем ярусе леса даже после восстановления темнохвойных.

Очевидно, что надземный взрыв с тротиловым эквивалентом 15-40 мегатонн - какова бы ни была его природа - разрушив огромный (2150 м^2) лесной массив и вызвав крупный площадной пожар, не мог не привести к локальным нарушениям биоценозов, сформировав своего рода экологическую астроблему, для регенерации которой необходим значительный исторический срок.

Наиболее очевидными с позиций изучения экологических последствий взрыва Тунгусского метеорита является вызванный им вывал леса, ожог растительности и лесной пожар.

В результате воздействия воздушно волны Тунгусского метеорита полностью или частично было разрушено 2150±25 км^2 лесонасаждений. Подробная характеристика границ, зон разрушений, их векторной структуры, аэродинамического напора и других параметров Тунгусского взрыва даны в ряде оригинальных публикаций и обзоров (В.Г. Фаст с соавт.,1967; А.П. Бояркина с соавт., 1964, А.В. Золотов, 1969).

Следы воздействия лучистого ожога растительности, детально изучавшиеся в ходе экспедиций 1961-1968 г.г., охватывают площадь не менее 200 км^2 и детально описаны в работах Г.М. Зенкина, А. Ильина с соавт.(1964), В.А. Воробьева с соавт (1967), Ю.А. Львова с соавт. (1976).

Что касается лесного пожара, вызванного Тунгусским взрывом, то его характеристика представлена в работах Н.П. Курбатского (1964), В.Г. Бережного и Г.И. Драпкиной (1964). Краткое его описание может быть сведено к следующим позициям.

Предварительная оценка границ показывает, что пожар охватил значительную часть территории вывала леса (рис.8а,б). Важно отметить, что пожар возник одновременно на большой территории и сразу в многих местах. Наличие большого количества сухостоя из-за предыдущих гарей усилили эти эффекты, однако, за пределы области вывала пожар, судя по всему, не распространился.

Уникальной особенностью данного пожара являлось то обстоятельство, что он не может быть отнесен, строго говоря, ни низовым, ни верховым, т.к. на огромной площади горел уже поваленный лес. Классическое описание следов пожара 1908 г. дано в посмертной работе Л.А. Кулика, опубликованной в 1976 г. (Л.А. Кулик, 1976)

Наличие у Тунгусской проблемы экологических аспектов было очевидно уже Л.А. Кулику, который еще во время первых экспедиций проводил рекогносцировочные исследования роста растений, выполнял гербарные сборы и вел систематические фенологические наблюдения.

Судя по отдельным высказываниям участников экспедиций Л.А. Кулика, рост и развитие лесной растительности производили в разные годы различные впечатления. Так, Е.Л. Кринов (1940) отмечал, что в 1929-1930 г.г. тайга в районе падения метеорита имела угнетенный характер. В.И. Вернадский объяснял это перенасыщением почвы никелем, с другой стороны, посетившие район катастрофы в 1953 г. К.П. Флоренский "не заметил отставания в темпе роста тайги в этом районе по сравнению с близлежащими участками..."

В 1958 г., во время экспедиции Комитета по метеоритам АН СССР 1958г., руководимой К.П. Флоренским, было проведено рекогносцировочное изучение роста древесной растительности в районе катастрофы. Подсчеты годичных колец крупномерных (высотою до 22 м) деревьев показали, что возраст их составлял всего 40-45 лет при толщине годичных колец до 9 мм, в то время как средняя величина прироста по диаметру у деревьев в докатасрофные годы была равна 0,2-1,0 мм. Помимо молодняка значительное увеличение прироста по диаметру было обнаружено и у переживших катастрофу старых деревьев, причем эффект этот проявлялся вскоре после 1908г. Обработка спилов различных пород деревьев (лиственница, сосна, ель, осина) позволила предположить, что речь идет о явлениях, прослеживаемых во многих

точках района катастрофы (Некрасов В.И., Емельянов Ю.М.,1963,1967).

С учетом этих данных в дальнейшем, начиная с 1960 г., были проведены масштабные исследования влияния Тунгусской катастрофы на восстановление разрушенных лесных массивов.

Базовыми материалами послужили данные, полученные в ходе работ, проведенных в составе экспедиции КМЕТ АН СССР в 1961 г. Ю.М. Емельяновым, В.И. Некрасовым, В.Г. Бережным и Г.И. Драпкиной (закладка более чем 100 пробных площадей по магистральным ходам западного, восточного и северного направлений на расстоянии до 20 км от центра и по 6-километровой сетке во всех секторах исследуемой территории), результаты морфометрического обследования более чем 6 тысяч экземпляров сосен, проведенного по сетке 1968 г. под руководством Г.Ф. Плеханова, и 137 модельных деревьев, изученных в СЗ секторе района катастрофы в ходе экспедиционных работ 1966 года под руководством Ю.М. Емельянова. Кроме того, в наиболее интересных местах района катастрофы в разные годы был заложен ряд дополнительных пробных площадей с выходом от центра на расстояние 40 и более километров.

Результаты обработки этих обширных материалов изложены в ряде работ Емельянова Ю.Н. с соавт. (1960,1967,1976), Шаповаловой Р.Д. с соавт.(1967), основное содержание которых может быть резюмировано следующим образом (рис. 8а,8б,9,10).

1. Возобновление лесной растительности на месте уничтоженных катастрофой лесов шло не совсем обычными путями, свойственными лесным гарям или естественной смене поколений в разновозрастных лесах (В.И. Некрасов, Ю.М. Емельянов, 1964). После 1908 г. имело место формирование одновозрастных хвойных насаждений на огромной территории с почти равномерным размещением деревьев.

2. Формирование основного элемента современного древостоя, возникшего на всей территории пожарища, продолжалось в течение 15-20 лет (В.Г. Бережной, Г.П. Драпкина, 1964). Формирование нового поколения леса после пожара произошло почти повсеместно без смены пород, т.к. обнаруженные куртины и отдельные деревья, уцелевшие во время вывала и пожара и явившиеся источником семян, представлены лиственницей и сосной. Корневая система лиственных пород, которая могла бы способствовать порослевому возобновлению, была значительно повреждена во время пожара. Поэтому в период возобновления наблюдалось явное преобладание семян хвойных пород над лиственными.

3. Наиболее важный вывод, сделанный уже на первом этапе работ на основании обработки данных по пробным площадям четырех главных направлений С,В,Ю,З, состоит в том, что на обследованной территории действительно наблюдается усиленный рост деревьев на протяжении как минимум 50 лет после катастрофы. Это относится как к молодым, в

60-е годы 40-50-летним древостоям, появившимся после падения метеорита, так и, хотя в меньшей степени, к деревьям, пережившим катастрофу. Показатели роста модельных деревьев далеко выходят при этом за границы представлений о возможной производительности этого лесорастительного района. Так, деревья из наивысших, а часто и из средних ступеней толщины в возрасте 40-50 лет (сосна, лиственница, береза) достигают высоты 17-20 м, т.к. могут быть отнесены ко 2-му и даже 1-му классу бонитета. Обычно же тайга в аналогичных условиях имеет бонитет (5-5а) и редко достигает 4 бонитета (25). Смена бонитетов в наиболее яркой форме прослеживается на ограниченной площади в центральной части послекатастрофных насаждений и носит универсальный характер, не завися от видового состава лесообразующих пород (сосна, ель, лиственница, береза), типов леса, полноты древостоев, экспозиции и крутизны склонов.

4. При нанесении на карту данных по продуктивности молодняков проявляется их концентричность по отношению к центру (рис.8а). Ближе к нему (зона) расположены насаждения, в которых рост деревьев существенно лучше, чем на зоне удаленных от центра участков (зона II).

Так, сорокалетние лиственничники в зоне I имели в 60-е годы сходные высоты 12-14 м и запасы древесины 45-50 м^3 при числе стволов более 8 см в диаметре 680-1040 шт. на 1 га. В 45-50 -летнем возрасте их средние высоты были равны 13-16 м, а запас древесины составлял 45-70 м^3 при 384-896 стволов на 1 га. Средние высоты березняков (порослевого происхождения) характеризовались величиной 12-15 м при 820-1244 стволов на 1 га. Это соответствует запасу древесины 60-90 м^3. Нередко наблюдались случаи, когда модельные деревья лиственницы в 45-50 лет достигали высоты 20-22 м при диаметре 20-24 см, а сосны -15-16 м и 20-24 см соответственно. Подчеркнем еще раз, что все эти эффекты имели место на различных участках рельефа (северные и южные склоны) на различных типах почв - как мощных суглинистых иллювиально-гумусных с профилем 150-200 см, так и на маломощных щебнистых полигональных, иногда слабо оподзоленных, профиль которых не превышал 30-40 см.

Располагавшиеся за пределами этой зоны одновозрастные 40-50-летние молодняки "послеметеоритного" возраста (зона II) существенно уступали по основным таксационным показателям молоднякам центра. Средние высоты лиственницы в 45-летних древостоях составляли здесь 12-13 м, запасы древесины - 40-70 м^3, а число стволов 580-904 на 1 га. Большинство сосняков в 40-50 лет имели среднюю высоту 10-11 м и запас древесины от 20 до 60-80 м^3 на 1 га.

Для сравнения укажем, что высоты модельных деревьев сосны в 50-летнем возрасте на контрольных площадях составляли 4,0-5,0 м, а лиственницы -6,0-6,5 м.

5. Дальнейший анализ территориального распространения ускоренного возобновления "послекатастрофного" леса в районе катастрофы, проведенный с использованием данных "Каталога морфометрических признаков у сосны в районе падения Тунгусского метеорита" (1968), выявил дополнительно следующие обстоятельства:

во-первых, ускоренный прирост прослеживался в 1968 г. во всех возрастных группах "послекатастрофных" сосняков (45-60; 25-45; до 25 лет), произраставших в районе эпицентра Тунгусского взрыва;

во-вторых, судя по картине, выявленной в отношении сосняков, чем моложе деревья, тем сильнее указанный эффект тяготеет к зоне проекции траектории, о чем наглядно свидетельствует (рис. 9);

в-третьих, границы зоны, в которой прослеживается ускоренный прирост молодняков, принципиально отличается от границ области вывала леса - как сплошного, так и частичного, а также территории, пройденной лесным пожаром 1908 г. (рис. 8б).

6. Картирование данных по приросту более, чем 200 деревьев, переживших катастрофу, позволило конкретизировать участки повышенного сосредоточения деревьев, давших положительный прирост после 1908 г. по сравнению с предшествовавшим 20-50-летием (по диаметру и высоте) (рис.8а). Такие участки находятся как в пределах области вывала леса, (например, юго-восточный, расположенный по р. Хушма, и юго-западный, в районе ручья Сераныль), так и частично выходя за его границы (северо-западный, находящийся в среднем течении и верховьев р. Чеко). Следовательно границы ускоренного прироста пожара 1908 г. и вывала леса и в этом случае не совпадают. Особо следует подчеркнуть, что увеличенный прирост деревьев, переживших катастрофу, наиболее четко проявляется не в местах наибольших разрушений, а в противоположных секторах, сопричастных траектории полета ТКТ. Биостатическая обработка этих данных показала (Емельянов Ю.М. с соавт.,1976), что зона прогнозируемых максимальных значений ускоренного прироста переживших катастрофу деревьев расположена в ЗСЗ направлении на расстоянии 20-25 км от эпицентра взрыва, т.е. уже за пределами зоны вывала.

При этом контурные кривые (рис.10) имеют форму эллипсов, вытянутых вдоль оси, географический азимут которой составляет 96°23', что почти идеально совпадает с азимутом траектории, определенной на основании изучения зон вывала леса и лучистого ожога. Необходимо подчеркнуть далее, что в междуречье р. Кимчу и Молешко, где имеется значительный вывал леса, эффект ускоренного прироста переживших катастрофу деревьев отсутствует.

Таким образом, сам факт ускоренного прироста как послекатастрофных молодняков, так и деревьев, переживших Тунгусскую катастрофу, твердо установлен и сомнений не вызывает. Интерпретация его, однако, остается спорной, хотя альтернирующие подходы к ней определены

еще в начале 60-х годов.

Согласно одному из них, сформулированному В.Г. Бережным и Г.И. Драпкиной (1964), причина данного феномена состоит в резком изменении общих экологических условий вследствие связанного с вывалом леса осветления земной поверхности, внесения в почву зольных пожарных микроудобрений, изменения температурного режима почв и других, неспецифических относительно природы Тунгусского взрыва моментов.

Н.В. Ловелиус (1970), не отрицая сам факт усиления прироста деревьев, переживших катастрофу, отводит заглавную роль в объяснении этого явления долгопериодическими глобальными колебаниями климата и другими общеэкологическими условиями, прямого отношения к Тунгусской катастрофе не имеющими.

Другой подход развит в публикациях Ю.М. Емельянова и В.И. Некрасова (см. выше), В.И. Колесникова (1963), Н.В. Васильева и А.Г. Батищевой (1976), в которых высказано мнение о том, что помимо вывала и пожара, на послекатастрофное развитие леса в районе падения Тунгусского метеорита оказывают также влияние и какие-то другие, возможно, специфические именно для данного события, моменты.

Аргументы, приведенные в пользу первой точки зрения, опираются на то очевидное обстоятельство, что и обычные ветровалы, и лесные пожары нередко приводят к стимуляции роста деревьев, хорошо известной в практике лесоводства.

Поскольку Тунгусский взрыв вызвал и площадной повал леса, и лесной пожар, вполне естественно предположить, что именно эти факторы (или их комбинация) и лежат в основе обсуждаемого явления. При всей привлекательности такого объяснения, соблазнительного в своей простоте и очевидном соответствии "бритве Оккама", анализ ситуации вызывает ряд достаточно сложных вопросов, которые частично уже были затронуты выше. Главный из них - несоответствие границ вывала и лесного пожара 1908 г. контурам зон стимуляции роста как молодняков, так и деревьев, переживших катастрофу. К этому следует добавить, что границы зон ускоренного прироста "докатастрофного" леса и послекатастрофных молодняков также совершенно различны.

Сказанное не означает, что вывал и пожар вообще не сыграли никакой роли в послекатастрофной стимуляции роста леса. Отрицать ее было бы совершенно неразумно, т.к. в ряде случаев связанные с пожаром и вывалом неспецифические факторы, несомненно, внесли в рассматриваемые процессы достаточно весомый вклад (В.Д. Несветайло, 1938). Но свести всю сложность явлений, наглядно представленных на рис. 8а и 8б, к действию вывала либо пожара, взятым раздельно, нельзя.

Попытка Н.В. Ловелиуса (1979) свести ускоренный рост деревьев в наблюдаемом районе Тунгусской катастрофы к долгопериодическим

глобальным колебаниям указанного процесса также не исчерпывают существа вопроса. Во-первых, Н.В. Ловелиус работал лишь с деревьями, пережившими катастрофу, и в силу этого его данные имеют отношение лишь к "докатастрофным" деревьям, а не к локальному, привязанному к эпицентру взрыва "пиковому" эффекту по молоднякам.

Во-вторых, внимательное ознакомление с графиками, представленными в работе Н.В. Ловелиуса (рис.11), свидетельствует о том, что ускоренный прирост докатастрофных деревьев после 1908 г. намного превышает ускоренный прирост в другие эпохи глобальных максимумов. Иными словами, не отрицая вклада долгопериодических колебаний, свести к ним всю совокупность наблюдаемых явлений вряд ли возможно.

Что касается второго подхода, то уязвимость его состоит в том, что он представляет собою попытку объяснения одного неизвестного через другое. В случае, если речь идет о естественном объекте Солнечной системы, таким фактором может быть космическое вещество (Ю.М. Емельянов и В.И. Некрасов, 1967). Однако, как уже указывалось ранее, вещество ТКТ до настоящего времени не обнаружено, и имеются лишь намеки на его обнаружение. Вследствие этого вопрос о соответствии его территориального распределения географии ускоренного прироста может носить лишь сугубо гипотетический характер.

В связи с этим представляют значительный интерес попытки выделения и идентификации гипотетического стимулятора, содержащегося в почве района.

Впервые такая попытка была предпринята А.Б. Ошаровым в экспедиции КМЕТ АН СССР, 1901 г., руководимой К.П. Флоренским, когда были проведены модельные опыты по проращиванию семян овса на образцах почв, отобранных в различных точках района. К сожалению, эти работы не были доведены до конца, однако предварительные их результаты выявили неоднородность развития модельных посевов.

Исследования были продолжены в 1973-1974 г.г. (Васильев Н.В. с соавт.,1980). В задачу их входило выявление связи между биогеохимическими характеристиками почв катастрофного района и динамикой прорастания семян в условиях модельного эксперимента. Всего изучено 74 образца, что соответствует 74 точкам района, большинство которых принадлежало к разным вариантам подзолистых почв (это подтверждает вывод А.А. Ерохиной (1962) об относительном однообразии почвенного покрова района падения ТМ). Изучено влияние водных экстрактов почв на прорастание семян некоторых сельскохозяйственных культур и сосны обыкновенной. Параллельно был проведен почвоведческий анализ всех образцов и исследован их элементный состав. Полученные данные были обработаны статистически с использованием метода парных корреляций.

Установлено, что ускоренный рост пшеницы, оказавшейся чувстви-

тельным биоиндикатором, имеет место в случае использования образцов, отобранных в непосредственной близости от эпицентра (зона I, рис.12, табл.1). Эта же зона характеризуется пониженными значениями ряда агрохимических показателей (сумма обменных оснований, степень насыщения основаниями, содержание гумуса). Линейная связь длины стебля и корня пшеницы с общими агрохимическими характеристиками выявлена не была.

В то же время центральная зона, в которой наблюдается усиленный рост пшеницы, обогащена рядом микроэлементов (табл.1), причем имеет место положительная связь роста пшеницы с содержанием в почвах лантана (r +0,42, p<0,05); иттербия (r+0,73, p< 0,001) и иттрия (r+ 0,28, p<0,05). Все это позволяет предполагать, что в районе

Таблица1

Средние значения некоторых почвенных характеристик и длины стебельков пшеницы в различных территориальных лонах (см. рисунок 12)

Показатель	I	II	III
	M±m	M±m	M±m
Гумус, %	**6,7±, 5**	**7,3±0,5**	**7,5±0,4**
Сумма обменных оснований, М-экв	**29,52±2,50**	**33,49±1,84**	**34,01±1,57**
Степень насыщения Основаниями, %	**62,6±2,3**	**74,6±1,9**	**75,3±1,9**
La (10^{-3} %)	**5,4±1,4**	**1,3±0,4**	**1,9±0,4**
Y (10^{-3} %)	**5,7±1,2**	**2,1±0,3**	**3,0±0,3**
Be (10^{-4} %)	**2,4±0,2**	**1,5±0,1**	**1,7±0,1**
Yb (10^{-4} %)	**1,5±0,4**	**0,4±0,2**	**0,6±0,2**
P (10^{-2} %)	**8,0±0,6**	**6,0±0,7**	**5,8±0,4**
Zr (10^{-3} %)	**11,1±1,0**	**7,7±0,5**	**7,5±0,4**
Ag (10^{-6} %)	**4,0±0,1**	**1,0±0,1**	**0,5±0,1**
Pb (10^{-4} %)	**8,0±0,9**	**5,2±0,6**	**3,2±0,3**
Nb (10^{-4} %)	**7,2±0,8**	**3,2±1,0**	**1,1±0,6**
Zn (10^{-3} %)	**11,3±1,1**	**11,5±1,5**	**8,0±0,5**
Mo (10^{-3} %)	**7,2±0,4**	**7,1±0,3**	**5,7±0,4**
Длина стебля пшеницы, мм	**8,1±0,7**	**7,1±0,6**	**6,8±0,3**

эпицентра Тунгусского взрыва существует весьма специфическая биогехимическая микропровинция, обедненная гумусом и обогащенная рядом микроэлементов - прежде всего, РЗ.

Возможно, что данное обстоятельство имеет отношение к обсуждаемому вопросу о природе ускоренного возобновления молодняков в эпицентральной зоне района катастрофы. Однако здесь необходима разумная сдержанность, т.к. ни один из исследованных в модельных опытах химических элементов парными коррелятивными связями с прорастанием семян сосны связан не был. Вопрос же о том, в какой мере данные, полученные in vitro на злаках, могут быть перенесены на развитие сосняков в естественных условиях, подлежит специальному изучению.

Имеет ли данное обстоятельство отношение к Тунгусскому феномену - сказать трудно. До последнего времени считалось, а, в общем, считается и сейчас, что редкоземельные элементы для состава космического вещества - как астероидального, так и кометного - не характерны и к числу маркеров космического материала не принадлежат. С другой стороны, как уже говорилось, эпицентр Тунгусской катастрофы почти идеально совпадает с центром кратера палеовулкана, функционировавшего в триасе. Вследствие этого биогеохимическая обстановка в районе катастрофы весьма сложна и позволяет предполагать наличие здесь локальных геохимических аномалий чисто земного происхождения. Вполне логично представить себе поэтому, что описанный эффект имеет чисто земной генез и к падению ТМ отношения не имеет. Существует, однако, обстоятельство, не позволяющие однозначно придти к такому заключению. Дело в том, что ранее было отмечено необычное "поведение" РЗ в районе взрыва ТКТ. Во-первых, как уже отмечалось выше, концентрация РЗ в почве и растениях здесь существенно повышена. Во-вторых, в торфах она достигает максимальных значений именно в слоях залежи, сопричастной к эпохе Тунгусской катастрофы, В-третьих, и это главное, "пиковые" концентрации иттербия в почвах имеют место в окрестностях особой точки района, где продолжение траектории Тунгусского метеорита при условии наклона ее под углом 40 как бы "прокалывает" поверхность Земли (Журавлев В.К. с соавт.,1976), (рис.13). Все эти обстоятельства, безусловно, не имеют абсолютной доказательной силы и могут рассматриваться лишь как косвенные указания, однако в совокупности с данными о присутствии в некоторых видах мезосферной (космической) пыли высоких концентраций редких земель (Hallgren et al,1975), они не позволяют все же считать данный вопрос окончательно закрытым.

Развивая идею о наличии в природных средах района катастрофы космогенного биостимулятора, С.П. Голенецкий (1981,1982) также провел модельные опыты, используя, однако, иные методические

подходы. В основу его экспериментов были положены данные о предполагаемом элементном составе ТКТ, представленные в цикле работ Е.М.Колясникова и С.П. Голенецкого. Оказалось, что, действительно, микроэлементные смеси, в состав которых входят преимущественно легкие и халькофильные элементы, стимулируют рост и развитие ряда видов растений как в эксперименте, так и в условиях сельскохозяйственной практики. (Голенецкий С.П. с соавт., 1981)

При оценке этих данных следует однако иметь в виду, что сама по себе реконструкция элементного состава ТКТ носит пока сугубо предположительный характер, и вследствие этого указанные результаты не могут быть приняты в качестве решающего аргумента.

Вопрос о причине (или причинах) ускоренного роста деревьев в районе Тунгусской катастрофы остается, следовательно, во многом непроясненным. Речь, видимо, идет не об одном, а, по крайней мере, о двух феноменах, имеющих, возможно, разные причины. Обращает на себя внимание прежде всего то обстоятельство, что территориальная структура эффектов по молоднякам и по деревьям, пережившим катастрофу, существенно различна (рис.8а). Первый из них центрирован, тяготеет к Куликовской котловине и вписывается ориентировочно в пределы биогеохимической аномалии, выявленной в модельных экспериментах (рис. 12). Второй, относящийся к пережившим деревьям, имеет более площадной характер, выходит местами за пределы района разрушений, вызванных взрывной волной и, возможно, достигает максимума в весьма удаленном от центра района, лежащем далеко на ЗСЗ.

Не исключено, что тяготение ускоренного прироста молодняков к эпицентру катастрофы объясняется случайным совпадением последнего с главным кратером Куликовского палеовулкана, совпадением, которое объясняет, возможно, повышенное содержание различных элементов, в частности, редких земель в местных почвах. Вполне вероятно, что именно поэтому один и тот же комплекс связанных с Тунгусским взрывом факторов (прежде всего вывал леса и пожар) по-разному проявил себя в районе палеократера и за его пределами. Однако даже если это действительно так, причина "стягивания" к траектории эффекта стимуляции у младших возрастных групп деревьев нуждается в дальнейшем анализе.

Остается кроме того неразъясненной природа самой элементной аномалии в эпицентральной зоне: наряду с вулканогенной версией остается актуальной и версия о его космогенном и тем более смешанном ее происхождении. Напомним, что некоторые из элементов, которыми обогащены почвы эпицентральной области (или области кратера палеовулкана?), входят в число вероятных компонент ТКТ, прогнозируемых авторами на основании изучения предполагаемой элементной и изотопной космохимической аномалии в торфах района Тунгусской

катастрофы (речь идет о Zn,Pb,Ag и Mo). (Колесников Е.М., с соавт., 1980,1984, Голенецкий С.П. с соавт.,1980,1977,1980,1981).

Наконец не может быть оставлена "за скобками" и очевидная связь повышенных концентраций иттертия в почвах с траекторией ТМ и некоторыми "особыми точками" района катастрофы (рис.13).

Добавим, что зона I, приведенная на рис. имеет некоторое сходство с зоной повышенных значений радиоактивности, описанных на основании замеров, проведенных в 1960 г. (Л.В. Кириченко с соавт,1963, Н.В.Васильевым с соавт.,1976). Совпадение это не лишено интереса еще и потому, что в образцах торфа, относящихся к эпохе падения метеорита и отобранных вблизи эпицентра, имеют место "пиковые" концентрации не только РЗ и ряда других стабильных следовых элементов, но и тория. Данные С.П. Голенецкого частично приведены в работе Н.В.Васильева (Vasilyev N.,1998)

Таким образом, геометрия ускоренного прироста молодняков скорее всего связана - хотя, возможно, и не полностью объясняется - с биогеохимической структурой района катастрофы, в частности, с содержанием в почвах редкоземельных элементов. Вопрос о земной или космической природе источника поступления этих микроэлементов в природные среды окончательно не решен и подлежит дальнейшему изучению.

Сложнее обстоит дело с объяснением ускоренного прироста деревьев, переживших катастрофу. Вполне возможно, что и здесь речь идет не об одном, а о нескольких, возможно, даже не зависящих друг от друга эффектов.

Так, ускоренный рост "докатастрофных" деревьев, случайно уцелевших во время катастрофы в районе эпицентра, может быть, по-видимому, объяснен прорежением древостоев и изменением светового режима. Об этом довольно убедительно свидетельствуют данные, приводимые В.Д. Несветайло (1998). Однако такое объяснение вряд ли исчерпывает суть вопроса, если учитывть явное несовпадение зон пожара, вывала и ускоренного прироста докатастрофных деревьев.

Что касается послекатастрофного возобновления леса, и, в частности, перехода молодняков в эпицентре катастрофы из 5-и 4-го бонитета во второй и даже первый, то причину этого явления следует искать, видимо, в особенностях биогеохимической обстановки, о чем уже говорилось выше. В свою очередь происхождение этих особенностей нуждается в дополнительном анализе: до настоящего времени полной ясности в вопросе о том, какие из них обязаны своим происхождением палеовулкану, а какие выпадению вещества Тунгусского метеорита,- не внесено. В связи с этим необходимо еще раз обратиться к данным об особенностях элементного состава биоты района катастрофы, дополнив их сведениями о выявленных здесь изотопных аномалиях.

Изложение этого материала неотделимо от освещения комплекса

вопросов, связанных с характеристикой влияния Тунгусского взрыва на болоте района, поскольку при выполнении большей части биогеохимических работ по проблеме Тунгусского метеорита предпочтение отдавалось торфам, а не почвам.

Литература, касающаяся влияния Тунгусского взрыва на болоте района, довольно обширна. Первые болотоведческие изыскания в районе были проведены в составе экспедиции Л.А. Кулика известным болотоведом -экологом Л.В. Шумиловой (1963). Позднее эти работы были продолжены Ю,А, Львовым с соавт. (1963 а,б) и П.Н. Пьявченко (1964). Биогеохимический цикл исследований влияния Тунгуской катастрофы на элементный и изотопный состав торфов представлен многочисленными публикациями Е.М. Колесникова с соавт., (1979; 1980; 1984; 1995), С.П. Голенецкого с соавт. (1977 а,б; 1980; 1981 а,б; 1982; 1983 а,б), а также работами Ю.А. Львова (1984), М.А. Левченко и А.С. Терентьевой (1976).

Следует отметить, однако, что работы эти в силу ряда причин имеют несколько одностороннюю ориентацию, а именно: они посвящены или поискам следов разрушающего действия взрыва Тунгусского метеорита на поверхность болот (поиски вероятных кратеров, ударных воронок и т.д.), или выяснению следов выпадения метеоритного вещества, или, наконец, чисто описательной характеристике болотных биоценозов по существу вне связи их с Тунгусской катастрофой.

Возможность разрушительного действия Тунгусского взрыва на местные торфяные болота являлась одной из стратегических основ довоенных экспедиционных работ, интенсивно проводившихся под руководством Л.А. Кулика . Не лишенная драматизма история раскопок бурения Сусловской воронки, оказавшейся термокарстовым провалом, и зондирования дна Южного болота подробно описана в монографии Е.Л. Кринова (1949). Итог этих работ, как известно, был отрицательным и послужил в дальнейшем одним из оснований для заключения об отсутствии в районе эпицентра катастрофы следов грубого воздействия Тунгусского взрыва на поверхность болот (Ю.А. Львов с соавт., 1963 а,б). Действительно имевшие место после Тунгусской катастрофы изменения водного режима местных болот имели, скорее всего, локальный характер и были связаны с нарушениями режима стока за счет подпруживания стволами выкорчеванных взрывом деревьев.

Торфяной пожар после взрыва Тунгусского метеорита был. Площадь, охваченная им, весьма значительна, хотя и уступает, по-видимому, площади лесного пожара и вывала (вопрос этот однако глубоко, не изучен). Ю.А. Львов с соавт. (1963 а,б) высказывал мнение о том, что в силу высокой степени обводненности болот в конце июня 1908 г. взрыв лишь слегка опалил их поверхность. В действительности, как показали более поздние исследования, проведенные Г.Ф. Плехановым, на островах Южного болота пожар местами был достаточно интенсивен.

Указания на площадной его характер имеются и в работах Л.А. Кулика (1976). В то же время пожар не был сплошным, т.к. даже близ эпицентра взрыва можно найти точки, в которых следы его не обнаруживаются.

Вопрос о смене видового состава болотных биоценозов вследствие Тунгусской катастрофы в достаточной мере не изучен, хотя в работах Ю.А. Львова с соавт. (1963 а,б) такие указания имеются.

Космохимическое направление работ, развивавшееся прежде всего Е.М. Колесниковым и С.П. Голенецким, ориентировано почти исключительно на выявление и интерпретацию локальных элементных и изотопных аномалий, связанных с выпадением космического материала, анализ же биоценотических сдвигов в задачу этих авторов не входил.

Единичные указания на ускорение прироста мхов торфяных болот в районе падения ТМ (А.В. Золотов, 1969) не проверялись и дальнейшего развития, к сожалению, это не получило.

Между тем, как показал опыт последних лет, именно сведения о тонких нарушениях болотных, в том числе микробных, биоценозов представляют ныне особый интерес в плане интерпретации данных о наличии в районе катастрофы элементных и изотопных аномалий, речь о которых пойдет ниже.

В работах Е.М. Колесникова [1980,1989], Е.М. Колесникова с соавт., [1995, 1996], С.П. Голенецкого с соавт. [1989, 1977,1978, 1980,] показано, что сопричастные катастрофе 1908 г. слои торфа в районе эпицентра взрыва обогащены Na, Al, Si, K, Fe, Ti, Cr, Ni, Cu, Zn, Br, Sr, Sn, Ba, Au, Pb, Rb, Hg, Mo и Be (рис. 14),а также редкими землями и иридием (Korina M.F at. al. 1987). Сопоставление этих данных с элементным составом почв и местных горных пород, первоочередно ответственных за формирование химического состава выпадающих в районе местных терригенных аэрозолей, позволил выделить в качестве наиболее вероятных компонент Тунгусского космического тела Na, K, Rb, Fe, Zn, Au, Hg, Br, Pb, Mo и Sn. Редкими землями богаты местные горные породы (траппы), вследствие этого обогащение ими торфа могло произойти за счет вторичного переотложения местного терригенного материала, и космогенность их проблематична. Что же касается иридия, то хотя сам факт наличия в торфах относящиеся к 1908 г. иридиевой аномалии достоверен, окончательно интерпретировать ее трудно, учитывая указания в литературе на повышенное его содержание в некоторых вулканических пеплах (С.Б. Фелицын, П.А. Ваганов, 1988).

Наряду с элементными, в слое торфа, относящемся к 1908 г., описаны и аномалии соотношений стабильных изотопов H,C и Pb (Е.М. Колесников с соавт.,1979, 1995; Ю.А. Львов, 1984). Обнаружено заметное утяжеление изотопного состава углерода, облегчение изотопного состава водорода и сдвиги в изотопном составе Pb из "катастрофного" слоя торфа относительно свинца из других слоев и обыкновенного

свинца этого района (рис.15). Кроме того, в последнее время в торфах района катастрофы выявлены и аномалии изотопного состава азота, интерпретируемые как след выпадения "кислых дождей" после Тунгусского взрыва (Е.М. Колесников с соавт., 1998).

Помимо элементного и изотопного состава торфов, исследованы некоторые элементные и изотопные характеристики годичных колец древесины деревьев, переживших катастрофу 1908 г. Следует отметить, что данное направление работ, с которыми первоначально связывали надежды на получение информации состава Тунгусского метеорита, в этом смысле не оправдало себя. Выяснилось, что древесные кольца не могут рассматриваться механически как простой календарь изменений концентрации тех или иных элементов в окружающей среде. Определяет их состав прежде всего состояние биологических барьеров, функционирование которых зависит от физиологического состояния организма растений, и фактор повреждения, травмы, связанный с катастрофой, играет, по-видимому, и в этом случае не меньшую роль, чем изменения элементных характеристик геохимического окружения (Nesvetailo, 1998). Кроме того, отдельные органы растений имеют различные селективные потенции, и даже высота среза древесин может весьма существенно отразиться на ее элементных характеристиках.

Это не значит, что изменения элементного состава древесины в районе Тунгусской катастрофы не имеет самостоятельного интереса с позиций изучения физиологии, биохимии и экологии растений в районах крупномасштабных природных катастроф, но указанный вопрос только поставлен, но не решен.

Данные об изотопном составе древесины в районе катастрофы ограничиваются пока лишь сведениями о динамике ^{14}C в кольцах деревьев, переживших катастрофу. Первый шаг в этом направлении был сделан Cowen et al. 1965), предпринявшими экспериментальную проверку гипотезы La Poz (1948) об аннигиляционной природе Тунгусского взрыва. Сообщения этих авторов о повышенном содержании ^{14}C в годичном кольце древесины 1909г. в Калифорнии было в целом подтверждено в ряде других работ, объектом которых служили как деревья, взятые в районе катастрофы (Л.В. Фирсов с соавт. 1984, В.Д. Несветайло, Н.П. Ковалюх, 1983, Longo et al., 1994), так и далеко за ее пределами в различных точках Северного полушария (А.П. Виноградов с соавт., 1966). В настоящее время принято считать, что этот максимум действительно существует, но причина его состоит не в Тунгусском взрыве, а в пришедшейся на эту эпоху суперпозиции двух максимумов солнечной активности - 11-летнего и 100-летнего (В.Д. Несветайло, Н.Н. Ковалюх, 1983).

Наконец, имеются очень интересные данные об изменениях элементного состава смолы деревьев, переживших Тунгусскую катастрофу. Использованная для этой цели группой итальянских авторов (G. Longo

et al., 1994) весьма элегантная методика, основанная на комбинации сканирующей электронной микроскопии и активационного анализа, позволила весьма точно стратифицировать смолу "докатастрофных " деревьев и определить индивидуальный элементный состав нескольких тысяч аэрозольных частиц, в ней законсервированных. В число элементов, обнаруженных Лонго и его коллегами, входят Na, Al, Si, K, Fe, Cr, Cu, Zn, Br, Sr. Sn, Ba, Au, Pb. Чаще других встречаются Cu и Au. В целом этот элементный перечень очень близок к приводимому в работах Е.М. Колесникова с соавт. и С.П. Голенецкого с соавт., о которых мы уже говорили выше.

Обзор данных о предполагаемой космохимической аномалии в районе Тунгусской катастрофы был бы неполон без упоминания о работах С.П. Голенецкого по элементному составу местных кустарничковых растений на примере широко распространенной в лесах района голубики (С.П. Голенецкий, 1989) С.П. Голенецкий исходил из предположения о том, что выпавший во время катастрофы мелкодисперсный космический материал был включен в дальнейшем в трофические цепи местных кустарничков и циркулирует до настоящего времени преимущественно в них. Исходя из этого предположения, С.П. Голенецкий получил довольно представительную и не лишенную интереса карту топографии содержания в голубике некоторых элементов, входящих, по мнению С.П. Голенецкого, в состав Тунгусского космического тела. Не отрицая значимости таких работ в принципе, необходимо отметить, что справедливость исконной их предпосылки и интерпретация их при отсутствии подробной биогеохимической карты района пока затруднительна.

Таким образом, вопрос о наличии в районе Тунгусской катастрофы не только геохимической, о чем мы уже говорили выше, но и биогеохимической аномалии следует считать решенным положительно. Она достаточно отчетлива, подтверждена несколькими независимыми методами и имеет свой не только элементный, но и изотопный "портрет". Совпадение ее с аномалией по иридию, считающимся космохимическим маркером внеземного материала, позволяет всерьез ставить вопрос о космогенной природе данного феномена.

Однако, как нам кажется,этот вопрос только ставится но,не решается. Представляется вполне вероятной и альтернативная интерпретация рассматриваемых биогеохимических эффектов, состоящая в следующем.

Действительно, весь комплекс рассмотренных выше явлений, тесно связанных с феноменом ускоренного восстановления леса, вызван Тунгусской катастрофой, но не выпадением вещества самого метеорита, а рядом обстоятельств, совпавших с ним во времени и пространстве.

Первое из них - это то, что взрыв произошел над издревле существовавшей локальной биогеохимической провинцией, порожденной

Куликовским палеовулканом. На территории данной провинции произошло мощное разовое опустошение биоценозов, лес на значительной территории был уничтожен, и восстановление его происходило практически с нуля, т.е. иначе, чем после даже очень крупных лесных пожаров (комбинация площадного лесоповала и лесного пожара). На этом фоне стимулирующие потенции местных вулканогенных элементов - и в частности редких земель - проявились в полном объеме, что и объясняет близость границ области ускоренного возобновления молодняков и предполагаемой палеовулканогенной биогеохимической микропровинции.

С другой стороны, взрыв поднял в воздух большое количество древнего вулканогенного материала. Кроме того, за несколько месяцев до падения ТМ на Камчатке произошло извержение вулкана Ксудач, выбросившего огромное количество вулканических аэрозолей. Атмосфера Северного полушария была загрязнена вулканическим пеплом, локальные выпадения которых могли произойти и в Центральной Сибири. Действительно, элементный состав предполагаемой аномалии очень похож на состав вулканических пеплов (Boutron, 1980) и сильно отличается от известных в настоящее время типов космического материала.

Что касается, реальных аномалий по изотопному составу С и Н, то при интерпретации их нужно иметь в виду, прежде всего, весьма многочисленные данные о возможности изотопной селекции живыми организмами, в том числе микроорганизмами (см., например, T. Bottger et al. 1993,). То, что катастрофа 1908 г. отразилась в том числе и на состоянии местных болотных биоценозов, включая их микробное звено, вряд ли можно сомневаться. В связи со сказанным не исключено изменение не только темпа, но и направленности изотопной селекции, связанное с перестройкой биоценозов под влиянием экстремального изменения условий существования.

И, наконец, последнее по счету, но не по важности. Слой торфа 1908 г. в настоящее время находится вблизи границы раздела вечной мерзлоты и оттаивающего грунта. Несомненно здесь происходят сложные и по существу не изученные физико-химические, биохимические и физиологические процессы (в частности, постоянное смешение дождевой и талой вод, просачивающихся сверху, с водой, поступающей из оттаивающих летом слоев торфа). В такой ситуации возможны непредвиденные события, и окончательная интерпретация элементно-изотопной аномалии в районе падения Тунгусского метеорита как аномалии космохимической будет возможна только после проведения достаточно представительных контрольных работ в районе, незатронутом Тунгусской катастрофой, но сходном с ним по природно-климатическим условиям.

* * *

Одним из наиболее дискуссионных и принципиально важных экологических аспектов Тунгусского взрыва являются его генетические последствия. Хотя вопрос этот имеет уже почти сорокалетнюю историю, он до настоящего времени не решен, и работы в данном направлении продвигаются незаслуженно медленно.

История его такова.

В начале 60-х годов в Институте цитологии и генетики СО АН СССР были проведены работы по изучению влияния ионизирующей радиации на генофонд сосны. Облученные семена засевали в грунт, а затем отслеживали морфологические изменения, происходящие у сеянцев. Изменения эти были довольно многообразны, но в их числе особое внимание привлек тот факт, что у таких сеянцев обнаруживался высокий процент треххвойных пучков хотя двухвойность у сосны считается видовым признаком.

В связи с этим по инициативе Г.Ф. Плеханова в 1963 г. были проведены рекогносцировочные полевые работы в районе падения Тунгусского метеорита, которые показали, что действительно процент молодых сосен, имеющих повышенное число треххвойных пучков, в районе Тунгусской катастрофы повышен, причем данный эффект явно тяготеет к эпицентру (Плеханов Г.Ф. с соавт.,1965, 1968).

В результате по проблеме Тунгусского метеорита стало нередко употребляться словосочетание "повышенная мутационная изменчивость сосны", под которой подразумевалась повышенная треххвойность последней.

Работы эти были продолжены в 1964 г., а в 1968 г. проведена съемка региона по сетке, результаты которой были обобщены в форме соответствующего каталога (1969). Оказалось, что действительно эффект имеет место, он четко центрирован вокруг эпицентра, где достигает яркого максимума в районе г. Чирвинский ("Острая).

При этом выяснилось, еще два принципиально важных обстоятельства. Во-первых, оказалось, что повышенная треххвойность, как правило, имеет место у сосен, имеющих интенсивный линейный прирост и прирост по диаметру. Во-вторых, (и это особенно важно) подобный же эффект, хотя, возможно, и менее интенсивный, наблюдается в районах, не имеющих к падению Тунгусского метеорита отношения характеризующихся мощным приростом сосны (в частности, на старых вырубках и гарях, где идут процессы возобновления леса и где сосна, как говорят лесники, "жирует").

После установления данного обстоятельства треххвойность у сосны как синоним признака мутации в выступлениях по проблеме уже не использовался (Г.Ф. Плеханов, 1971, 1971 а). Тем не менее, фактический материал, полученный в 1963-1968 г.г., был изложен в обобщенном виде автором настоящей статьи на одном из заседаний семинара, руководимого Н.В. Тимофеевым -Ресовским в Обнинске. Н.В. Тимо-

феев-Ресовский одобрил в целом данное направление работ. Вместе с тем он дал и ряд советов методического характера, сказав при этом: " Мои ребята за несколько лет раскололи бы эту проблему, но у них другие задачи".

Второй этап работ начался в 70-е годы, когда фактическим материалом, собранным на Тунгуске, заинтересовался проф. В.А. Драгавцев (Новосибирск, СО АН), предложивший новый метод разграничения генотипической и паратипической дисперсии для статистически элементарных признаков в растительных популяциях (В.А. Драгавцев, В.Н. Нечипоренко, 1972). Данный метод был использован для обработки материалов, полученных на Тунгуске и содержащихся в "Каталоге..." (1968). Из числа параметров, в нем содержащихся, был использован один - линейный прирост сосны.

Результаты этих расчетов (рис.16) показали, что в районе эпицентра Тунгусского взрыва имеет место резкое увеличение генотипической дисперсии. Максимум эффекта приходится на район г. Чирвинский ("Острая"), где имеет место и максимум прироста молодняков сосны, и на район водопада Чургим, близкий к расчетному центру световой вспышки. Эффект ярок, локален и тяготеет к траектории. Геометрия его отличается от геометрии области вывала и пожара. Специально проведенная в 1977 г. работа по изучению старых гарей показала, что увеличение последних имеет место и там, но выражено оно гораздо слабее.

Приведенные результаты имеют большое, возможно, даже принципиальное, значение. Подтверждение факта наличия мощного мутагенного действия Тунгусского взрыва может стать поворотным пунктом в судьбе проблемы в целом. Однако именно принципиальная важность данного факта побуждает и к максимальной осторожности в его трактовке, поскольку предложенный В.А. Драговцевым метод статистической селекции гено- и фенотипических вариаций не является пока общепризнанным. Окончательное решение данного вопроса должно быть, очевидно, отложено до получения дополнительных данных, желательно полученных классическими цитогенетическими методами или путем использования современных биохимических подходов.

Заканчивая обсуждение вопроса о трехвойности сосны и о результате расчетов В.А. Драгавцева, укажем на еще два обстоятельства, имеющих отношение к делу.

Во-первых, благодаря снятию ныне цензурных табу, оказалось возможным сопоставление биологических процессов, наблюдаемых в районе падения Тунгусского метеорита, с явлениями, отмечаемыми на радиоэкологически неблагополучных территориях (зона Чернобыля, Южный Урал, зона "Алтай-Семипалатинск"). На всех указанных территориях к настоящему времени проведены наблюдения за влиянием ионизирующей радиации на древесную растительность, в част-

ности, на сосну. При этом выяснились некоторые очень интересные моменты и аналогии. Так, по данным Ф.А. Тихомирова и Р.Т. Кирибаш (1993), в подобных условиях у сосны обнаруживается повышенная треххвойность, двувершинность, "ведьмины метлы" и голубоватый оттенок цвета хвои.

К сожалению, такие признаки, как наличие "ведьминых метел", в районе Тунгусской катастрофы количественно не оценен, хотя "ведьмины метлы" там встречаются. Что же касается голубоватого цвета хвои, то на эту особенность, хотя она специально и не задокументирована, обращали внимание операторы во время полевых работ неоднократно, говоря о том, что сосну с повышенной треххвойностью они выделяют среди других деревьев дистанционно именно по голубоватому цвету (автор этой статьи принимал личное участие в закладке многих пробных площадей).

Второе обстоятельство состоит в следующем. В работе И.П. Пасечника и И.Т. Зоткина (1988) дано описание и дешифровка снимка района катастрофы, сделанного с искусственного спутника Земли (ИСЗ) ERTS-1. Снимок (рис. 17) был получен спектрофотометром в августе 1973 г. по синему, зеленому и красному каналам. При просмотре изображения обращает на себя внимание светлое пятно, окружающее эпицентр Тунгусской катастрофы, вытянутое в широтном направлении и имеющее размеры ~ 12 x 9 км. Оно хорошо видно на позитиве, на черно-белом отпечатке и на цветных копиях. Природа этого пятна не выяснена. Растительность здесь однородная (сосна и лиственница преимущественно в возрасте 10-15 лет), с топографией местности пятно не связано, оно не может быть объяснено и температурными характеристиками поверхности, поскольку спектрофотометр регистрировал лишь ближнюю инфракрасную площадь, но не тепловое излучение. Авторы заметки пытаются увязать этот феномен с зоной светового ожога, однако, как видно из рис. 17 а и б, границы этих двух эффектов далеки от соответствия.

По-видимому, мимо внимания авторов прошли сведения о границах зоны треххвойности, контур которой в наибольшей степени напоминает выявленную на снимке область. Не исключено, что это связано не с местными особенностями отражательной способности хвои сосны, а с преобладанием сине-зеленой цветности, о которой уже говорилось выше. Дальнейшее исследование указанного вопроса представляется перспективным.

Проверке данных о наличии "генетического следа" Тунгусской катастрофы были посвящены начатые в 1990 г. работы по изучению полиморфизма изоферментных систем сосны обыкновенной, произрастающей в районе катастрофы (О.М. Федоренко, А.Н. Митин, 1994). Объектом исследования служили 11 деревьев, отобранных, как правило, на расстоянии 5-7 км от эпицентра взрыва. Анализировались следующие

ферментные системы: глутаматоксалаттрансаминаза (90Т), алкогольдегидрогеназа (АДН), эстераза (EST) и лейцинаминопептидаза (LAP). В окончательный анализ и расчеты взято 7 хорошо диагностируемых локусов: Got-1, Got-2, Adh-1,Adh-2, Est, Lap.

Электрофоретические исследования показали, что два локуса Got-1 и Lap-2 мономорфны, а пять остальных - полиморфны. Следовательно, доля полиморфных локусов составляет 71%, что близко к значениям, определенным ранее в среднем по 20 видам сосны (Nevo et al., 1989).

Все исследованные деревья гетерозиготны хотя бы по одному локусу. Ожидалось, что у хвойных изоэнзимные фенотипы, соответствующие аллельным вариантам, образуются при их моногамном наследовании в соответствии 1:1 среди гаплотипов метагаметофитов гетерозиготных деревьев. Поскольку от каждого дерева анализировалось небольшое число метагаметофитов, то полученные данные по сегрегации были объединены для всех деревьев, гетерозиготных по какому-либо локусу. Полученные суммарные соотношения проверялись стандартным методом X^2 на соответствие ожидаемым соотношениям 1:1. Было показано, что по локусам Adh-1, Adh-2, Got-2 и Est суммарно по всем деревьям наблюдается хорошее соответствие ожидаемому соотношению аллелей 1:1. Однако локус Got-3 показал достоверное отклонение от ожидаемого соотношения (табл.2), что может быть интерпретировано как свидетельство о действии в изучаемой популяции отбора против F-аллеля локуса Got-3.

Следует отметить, что изучение нарушений сегрегации в популяции сосны, произрастающей в условиях хронического облучения в зоне аварии ЧАЭС, выявило положительную корреляционную зависимость между степенью радиационного воздействия на популяции и частотой нарушения сегрегации гетерогенных локусов (Духарев, 1990).

Таблица 2

Сегрегация аллельных вариантов в метагаметофитах гетерозиготных деревьев сосны обыкновенной

Генотип дерева	Число аллелей	Соотношение аллелей	X
Adh-2	78	37:41	0,20
Adh-1	55	34:21	3,08
Got-3	59	19:40	7,48 xx)
Got-2	48	25:23	0,08
Est	56	29:27	0,08
Суммарно	256	144:152	0,20

xx) достоверное отклонение от ожидаемого соотношения 1:1.

При этом по заключению авторов электрофоретические исследования не выявили редкие варианты изоферментов и фенотипы с отсутствием ферментной активности по какому-либо локусу. Полученные данные, следовательно, не подтверждают предположение о повышенном мутагенезе в изучаемой популяции, поскольку уровень генетического полиморфизма (p±0,75%) находится в соответствии с данными по другим популяциям сосны, произрастающей в оптимальных условиях.

Вопрос о согласовании этих данных с результатами работы В.А. Драгавцева нуждается в дальнейшем изучении. При интерпретации данных О.М. Федоренко и А.Н. Митина следует иметь в виду, что число обследованных ими деревьев невелико (11), а рассредоточены они были на достаточно большой территории - до 14 км от эпицентра. В то же время небольшой объем материала побудил авторов усреднить полученные по отдельным деревьям результаты. Эффекты же, проявляющиеся в районе взрыва Тунгусского метеорита, отличаются, как правило, пестротой и неоднородностью.

В силу этого вполне возможно, что "пиковые" выбросы в отдельных точках района (если даже таковые имели место) могли "раствориться" в процессе усреднения.

В то же время заслуживает внимания результат, указывающий на некоторое сходство сегрегационных процессов в зоне аварии ЧАЭС и в районе взрыва Тунгусского метеорита, что само по себе представляет значительный интерес.

Таковы основные фактические данные, известные к настоящему времени как вопросы о влиянии факторов Тунгусского взрыва на состояние генофонда сосны обыкновенной. В районе катастрофы, однако, были проведены также и работы по популяционно-генетическому мониторингу с помощью других растительных объектов (Л.В. Частоколенко, 1998). Исходя из предположения о том, что для мониторинга растительных сообществ наиболее перспективны признаки, связанные с воспроизводством, автором был использован ряд морфологических индексов (показатель стерильности соцветий, бутонов, число недоразвитых завязей, количество стерильных клонов и отдельных растений). Объектом служил горошек мышиный (Vicia cracca L). Местами отбора проб служил ряд хорошо известных "особых точек" эпицентральной области Тунгусской катастрофы (Чургимский каньон, многократно уже упоминавшийся по ходу изложения г. Чирвинский ("Острая") - место "протыкания" траекторией Тунгусского метеорита поверхности Земли, пойма р. Хушмо, в качестве контрольного района использованы окрестности пос. Ванавара (70 км к ЮВ от места катастрофы). Кроме того, проведено сопоставление полученных данных с цифрами по ряду других районов Сибири, как экологически чистых, так и подвергшихся интенсивному антропогенному воздействию.

Анализ структуры семенного воспроизводства свидетельствует о

том, что на всей исследуемой территории действует единый, возможно, климато-географический фактор, формирующий общий суровый природный фон. Однако и в этом случае наблюдаются резкое снижение числа стручков на кисти горошка мышиного в районе водопада Чургим и г. Чирвинский ("Острая").

Феногенетические показатели представлены в табл.3

Приведенные в таблице данные свидетельствуют о том, что все изученные феногенетические показатели в районе эпицентра Тунгусской катастрофы намного выше, чем в фоновом районе (Ванавара), и тем более в окрестностях г. Томска. При этом, весьма четко пеленгуются две находящиеся в эпицентральной области "особые" точки 0 г. Чирвинский ("Острая") и Чургимский каньон. Первая из них - это место "протыкания" поверхности Земли траекторией Тунгусского метеорита, вторая же находится на расстоянии всего 1-1,5 км от центра световой вспышки Тунгусского метеорита. Высокими показателями характеризуются также и Избы Кулика, расположенные ~ в 3,5 км к северу от места световой вспышки, но принимать их в рассмотрение можно с большой осторожностью, потому что это единственная точка в районе, подвергшаяся интенсивному антропогенному воздействию, поскольку она служила опорной базой достаточно многочисленных экспедиций на протяжении многих лет, начиная с экспедиций Л.А. Кулика.

Добавим, что рассматриваемые эффекты имеют, по-видимому,

Таблица 3

Некоторые феногенетические показатели популяций горошка мышиного (% растений)

Показатели	Год	г. Чирвинский Острая	Чургим	Пристани	Избы Кулика	Ванавара	Томск
Вегетативные	1996	40	05	07	30	-x)	0
клоны	1997	70	60	30	30	20	0
Стерильные	1996	30	10	10	30	-	0,5
кисти	1997	60	40	20	50	10	01
Стерильные	1996	60	20	40	80	-	01
Бутоны	1997	70	40	40	60	20	02
Стерильные	1996	60	15	20	40	-	02
Верхушки	1997	60	50	30	80	10	03
Компактные	1996	03	0	10	1	-	0
Соцветия	1997	10	5	20	2	0	0

x) Прочерк - отсутствие данных.

стойкий характер, поскольку они отмечались применительно к горошку мышиному еще в экспедициях 80-х годов.

Вопрос о природе выявленных аномалий по Vicia cracca следует решать крайне осторожно. Прежде всего, в нашем распоряжении имеется пока лишь одна контрольная точка, которую можно считать сопоставимой по природным условиям с районом Тунгусской катастрофы - это пос. Ванавара. Томская область в этом отношении представляет собой крайне неадекватный объект, поскольку условия в Западно-Сибирской низменности существенно отличаются от северной тайги Красноярского края. Не исключено, что признаки общего экологического напряжения представляют собой "отклик" местной биоты на субэкстремальные условия существования. В том, что этот фактор должен непременно приниматься в расчет, убеждают данные, полученные Л.В. Частоколенко (1998) в ходе изучения флуктуирующей асимметрии растений. Эта часть работы была основана на методических подходах Н.В. Тимофеева-Ресовского с соавт. (1973), А.В. Яблокова (1982) и В.М. Захарова (1979). Под флуктуирующей асимметрией понимались мелкие ненаправленные отклонения от идеального симметричного состояния, объектом исследования служили листья березы широколистной, достаточно распространенной не только в районе катастрофы, но и на всей территории междуречья Подкаменной Тунгуски и Чуни.

Учитывая простоту метода, район, охваченный этими исследованиями, был значительно шире района, в котором изучали особенности Vicia cracca и включал в себя, помимо территории заповедника "Тунгусский", ряд контрольных точек далеко за ее пределами.

Показано, что существенные увеличения асимметрии имеют место не только в некоторых точках катастрофного района, но и вблизи Ванавары у пос. Муторая на Чуне, удаленного от эпицентра. Это позволяет думать о наличии некоторой общей для всего региона экологической причины, влияющей на данный показатель. При этом, однако, обращает на себя внимание весьма существенное обстоятельство: в данном случае в пределах эпицентральной области одно из наиболее ярких отклонений дает уже многократно упоминавшийся район г. Чирвинский ("Острая").

Все данные, представленные в работе Л.А. Частоколенко, носят сугубо предварительный характер и свидетельствуют пока лишь о необходимости проведения на территории природного заповедника "Тунгусский" систематического экологического мониторинга с целью вычленения специфических и неспецифических экологических факторов, вызывающих биологические эффекты в районе Тунгусской катастрофы.

Что касается других биологических видов, помимо сосны обыкновенной, то сведения о влиянии на них Тунгусской катастрофы крайне

ограничены. В 1969 г. В.К. Дмитриенко (Васильев Н.В., Дмитриенко В,К, и Федорова О.Л., 1980) была предпринята попытка изучения морфометрических особенностей муравьев Formica fusca, продолженная затем в 1974-75 гг. О.П. Федоровой на модели Formica exsecta. Всего было обследовано 47 муравейников. При этом было показано, что по ряду морфометрических признаков муравьи Formica fusca, обитающие в районе г. Чирвинский ("Острая") и Чургимского каньона резко, отличаются от муравьев, живущих в других точках района (следует иметь в виду, что данной работой был охвачен лишь эпицентральный район Тунгусского взрыва, и сравнения велись лишь между точками в области эпицентра). Самой отдаленной при этом была проба, взятая близ оз. Чеко, примерно в 13 км к СЗ от места взрыва. Морфологические характеристики муравьев, обитающих в других точках района (г. Стойкович, г. Фаррингстон, оз. Чеко, р. Хушма)отличаются друг от друга очень мало (рис.18).

Каких-либо особенностей у муравьев Formica exsecta, обитающих в центральной и в периферической части территории катастрофы, выявлено не было.

Сообщения, исходящие от местных охотников (В.И. Воронов) о наличии среди промысловых животных, добытых в катастрофном районе, особей с признаками альбинизма, документированы фотографиями, а чучела их находятся в частном музее В.И. Воронова, посвященном Тунгусскому метеориту и находящемуся в пос. Ванавара. Специально этот вопрос не изучался, хотя проверка указанных сообщений представляет неоспоримый интерес.

Вопрос о возможном генетическом "следе" Тунгусского метеорита у местного эвенкийского аборигенного населения также заслуживает внимания, однако мы остановимся на нем подробнее несколько ниже.

Таким образом, наличие в районе Тунгусской катастрофы долговременных популяционно-биологических процессов, достоверно или же вероятным образом связанных с Тунгусской катастрофой, не вызывает сомнения. Подлежит однако решению механизм этих явлений и характер связи с Тунгусской катастрофой - прямой или косвенной. Первоочередной интерес имеют два наиболее изученных эффекта: ускоренное возобновление леса и т.н. мутационный эффект по В.А. Драгавцеву. Столь осторожное обозначение последнего мы используем потому, что, строго говоря, классическими методами реальность усиления мутационного процесса в эпицентре Тунгусской катастрофы не доказана, использованный же В.А. Драгавцевым весьма сложный математический подход не является общепризнанным. Поэтому здесь и ниже мы будем говорить о мутационных последствиях Тунгусского взрыва осторожно, избегая категоричности какого бы то ни было знака.

Обсуждая по ходу изложения материала вопрос о возможных объяснениях наблюдаемых эффектов, мы уже неоднократно говорили

о несводимости их к изолированному действию ни вывала, ни лучистого ожога, ни лесного пожара, ни, по всей вероятности, выпадения космического вещества. Возможность комбинаторики этих факторов, причем различных на разных участках вовлеченных в события территорий, весьма вероятна, но под этим углом зрения вопрос пока не изучен. Совершенно очевидно, однако, что дальнейшая разработка проблемы об экологических последствиях Тунгусского взрыва возможна лишь при учете локальных докатастрофных особенностей местной биоты, ибо комплекс факторов Тунгусского взрыва по-разному действуют на биологические системы различных регионов (включая биоценозы) в зависимости от их исходного. Так, в работе Д. Лонго с соавт. (1996) был выявлен интереснейший факт, состоящий в том, что ускорение прироста деревьев, переживших Тунгусскую катастрофу, не только зависит от исходного положения деревьев в древостое (лесной массив или отдельно растущие деревья), но и соподчинено, как выяснилось, известному в адаптологии закону Вильдера, одно из проявлений которого состоит в том, что здоровая биологическая система (в данном случае, организм деревьев) реагирует на субэкстремальное и даже экстремальное воздействие не просто угнетением и не просто стимуляцией физиологических процессов, а их оптимизацией, сопровождающейся уменьшением дисперсии физиологических показателей у отдельных индивидуумов ("фокусировка")и уменьшением энтропийности биосистемы. Хорошо изученная на совершенно иных моделях (Т.И. Коляда с соавт., 1995) данная закономерность с полной очевидностью проявила себя в условиях воздействия такого комплекса экстремальных факторов, каким была Тунгусская катастрофа.

Большинство компонентов этого комплекса было достаточно подробно рассмотрено выше. Остается остановиться еще на двух из них, из коих один является возможным, но не доказанным, а второй зарегистрирован инструментально, но под углом зрения его биологических последствий изучен слабо. Речь идет о радиоактивности в районе Тунгусской катастрофы и об электромагнитных явлениях, ее сопровождавших.

Ни один из аспектов Тунгусской катастрофы не вызывал столь яростной, порою выходившей за рамки представлений о научной корреальности, критики, как вопрос о радиоактивности в районе Тунгусской катастрофы. Это вполне понятно: именно в наличии или в отсутствии следов радиоактивности 1908г. многие авторы, придерживавшиеся популярных взглядов на Тунгусскую катастрофу, усматривали (хотя, по-видимому, и не вполне обоснованно) решающий аргумент в пользу (или, напротив, в отрицание) ядерной природы Тунгусского взрыва, а, следовательно, и вопроса о естественной либо искусственной природе Тунгусского метеорита. В силу ряда исторических причин, на которых мы останавливаться не будем, спор этот приобрел в 60-е годы

ярко эмоциональную окраску, что нанесло большой ущерб общему делу. Полевые радиометрические наблюдения, а также замеры радиоактивности почв и зоны деревьев были осуществлены в 1959 г. независимо друг от друга экспедициями, возглавлявшимися Г.Ф. Плехановым и А.В. Золотовым (Г.Ф. Плеханов, 1963, А.В. Золотов, 1969). Результаты их, носившие сугубо предварительный характер, давали основание предполагать наличие небольшого повышения радиоактивности в районе Великой Котловины, т.е. в окрестностях эпицентра катастрофы. Сведения эти, просочившись в популярную прессу, вызвали некоторый ажиотаж, вследствие чего в экспедициях КСЭ 1960-го года и КМЕТ АН СССР в 1961г. исследование радиоактивности было поставлено в качестве отдельного пункта программы. Результаты этих работ были опубликованы в ряде статей, авторы которых, имея в руках близкие фактические материалы, пришли к противоположным, по существу, заключениям. В дальнейшем к вопросу о радиоактивности в районе падения Тунгусского метеорита на разных этапах разработки проблемы возвращались неоднократно, однако полная ясность отсутствует в ней и по сей день. К тому есть свои причины как объективного, так и субъективного фактора.

Прежде всего, объективно этот вопрос не принадлежит к числу самых простых. В 1959 г., когда исследования эти были начаты, с момента события прошло уже более 50 лет. Речь шла, следовательно, не просто об исследовании радиоактивности следа ядерного взрыва, а о своего рода археорадиологической разработке, т.е. о постановке исследования в принципиально новой области. Сейчас после работ по программе "Семипалатинск-Алтай", после опытыта, накопленного в ходе ликвидации чрезвычайных радиоэкологических ситуаций в зоне Чернобыля и на Южном Урале, уже нет недостатка ни в прототипах, ни в аналогах. Тогда же, в 60-е -70- годы, все приходилось делать наощупь, с нуля, в результате чего использовавшиеся в тот период времени методологические и методические подходы представляются ныне порою наивными.

С другой стороны, не следует забывать, что указанные работы проводились "под грохот канонады" непрекращающихся американских, советских, английских, французских, а позднее и китайских ядерных испытаний, на фоне повсеместного и весьма интенсивного выпадения глобальных радиоактивных осадков. Вычленить на этом фоне остаточную радиоактивность 1908г., если бы даже таковая существовала, было очень непросто: уровень сигнала в этом случае заведомо был ниже уровня шума.

В-третьих, сам сигнал в случае его существования должен был быть небольшим: тротиловый эквивалент Тунгусского взрыва был настолько велик, что в случае ядерной его природы речь могла идти или о термоядерной реакции, или о реакции аннигиляции. Высота взрыва

при этом заведомо была не меньше 5 км, а составляла, скорее всего, 7-8 км. В таких условиях в эпицентре катастрофы могло образоваться лишь небольшое по площади пятно наведенной радиоактивности, а основная часть радиоактивных продуктов должна была быть выброшена в стратосферу и распространиться на громадной площади. Направление же шлейфа Тунгусского взрыва достоверно до настоящего времени не установлено.

И, наконец, в-четвертых. Все сказанное выше должно было, казалось бы, ориентировать исследователей на отсутствие грубых, явных следов предполагаемой радиоактивности 1908 г., на выявление и тщательное исследование именно следов, именно намеков на эффекты Тунгусского взрыва, поскольку никаких оснований для надежд на большее заведомо не имелось. Этого, к сожалению, не произошло, и намеки (а они, как будет показано ниже, имелись), своевременно оценены не были. В результате время было еще больше упущено, и сейчас, когда с момента события прошло свыше 90 лет, ситуация не облегчилась, а усугубилась. Не последнюю роль сыграл в этом деле, по-видимому, и субъективный фактор: ряд работ происходил под девизом: "опровергнуть ядерный взрыв" и "опровергнуть космический корабль", что само по себе напоминает решение задачи "под ответ".

Конкретные фактические материалы, относящихся к вопросу о радиоактивности в районе Тунгусского взрыва, содержатся в публикациях Г.Ф. Плеханова (1963), А.Л. Золотова (1969), Л.А. Кириченко (1963,1975), В.Н. Мехедова (1967) Е.М. Колесникова с соавт.(1975), Н.В. Васильева с соавт. (1976), Э.В. Соботовича с соавт.(1999, in press). Данные, косвенно относящиеся к указанному вопросу, имеются в работах Л.В. Фирсова с соавт. (1984), Василенко В.Б. с соавт. (1967) и Б.Ф. Бидюкова (1990). Кроме того, результаты ряда радиометрических наблюдений, проведенных в районе Тунгусской катастрофы С.П. Голенецким (1973), к сожалению, не опубликованы и находятся в г.Томске в архиве Комплексной самодеятельной экспедиции (КСЭ). Следует подчеркнуть, что, несмотря на глубокие различия перечисленных выше авторов в интерпретации полученных данных, материалы, ими полученные, в целом непротиворечивы, что упрощает анализ. В сжатой форме он может быть сведен к следующим основным позициям.

1. Радиоактивность почв в районе катастрофы в 1960 г. не выходила за пределы колебаний современного глобального фона. Тем не менее, значения ее в районе эпицентра статистически значительно выше, чем на периферии (рис.19). Большая часть радионуклидов сосредоточена в поверхностном (0-5 см) слое почвы.

Проведение радиометрических работ в 1969 г. подтвердило результаты 1960 г. Выполненные при этом контрольные замеры по проекции траектории на расстоянии до 10 км от эпицентра показали статистически значимое превышение уровня активности для участков,

удаленных от эпицентра на расстоянии до 6,5 км. В двух км на ЮЗ от горы Фаррингтон обнаружено повышение ее на 50-75% по отношению к периферии.

Судя по данным исследований 1969 г., соотношение активности в центре и на периферии имеет устойчивый характер и за период с 1960-1969 г.г. практически не изменилось.

Попытка обнаружить след радиоактивных выпадений из облака взрыва, предпринятая Л.В. Кириченко, дала отрицательный результат (пробы отбирались на расстоянии до 200 км от места взрыва).

2. Сопоставление радиоактивности зоны ряда видов растений в эпицентре катастрофы, близ Ванавары, и в Подмосковье выявило картину, представленную на рис.20 (Л.В. Кириченко, М.П. Гречушкина, 1963). Отчетливо видно, что максимальные значения радиоактивности отмечаются, как правило, в эпицентре Тунгусского взрыва, затем в убывающем порядке следует Ванавара и Подмосковье. В эпицентральной зоне сравнительно высокие показатели локализуются в районе г. Стойковича и Фаррингтон, т.е. неподалеку от центра взрыва. Основной вклад в радиоактивность, судя по данным съемки спектров, вносит ^{137}Cs.

3. Радиоактивность моховой зелени на болотах эпицентра и в районе Ванавары резко падает с глубиной залежи, что очевидным образом связано с загрязнением поверхностных слоев современными глобальными радиоактивными осадками. Слой 1908 г. на торфянике близ эпицентра, как выяснилось позднее, исследован не был, т.к. глубина его залегания оказалась глубже, чем предполагалось ранее. На торфянике близ Ванавары в глубине залежи имеется второй максимум радиоактивности (рис.21). Датировка его точно не установлена, и сам по себе данный факт хотя и был отмечен, но внимания исследователей не привлек. Радиоактивность слоя торфа 1908 г. не исследована и по настоящее время.

4. Исследования большого (более 100) числа срезов деревьев из района падения Тунгусского метеорита (А.В. Золотов, 1969) показало, что большинство образцов деревьев, сохранившихся после катастрофы, имеет повышенное значение радиоактивности слоев древесины непосредственно после 1908 г. В наружных 10-15 слоях древесины обнаруживается второй подъем радиоактивности, явно связанный с ядерными испытаниями 50-х - 60-х годов. В слоях деревьев из района катастрофы после 1908 г. обнаруживается ^{137}Cs.

Ни в одном из исследованных А.В. Золотовым образцов в слоях дерева до 1908 г. ^{137}Cs обнаружен не был. Аналогичные данные были получены В.Н. Мехедовым (рис. 22). Целесообразно при этом подчеркнуть одно весьма существенное неформальное обстоятельство. В.Н. Мехедов был одним из помощников Б.В. Курчатова, одного из основоположников советской радиохимии. Б.В. Курчатов был в курсе

этой работы и интересовался ею, что само по себе является гарантией качества ее выполнения. Автор этих строк имел возможность лично обсуждать эти вопросы с Б.В. Курчатовым, который придавал данному направлению исследований весьма существенное значение, полагая, однако, что для решения данной конкретной задачи необходимо совершенствование регистрирующей аппаратуры. По мнению В.Н. Мехедова (1967), излучателем служил ^{36}Cl, и это обстоятельство должно было быть учтено в дальнейшей работе.

К сожалению, быстро последовавший один за другим уход из жизни Б.В. Курчатова и В.Н. Мехедова не позволил реализоваться этим далеко идущим планам. После их смерти заинтересовать кого-либо из специалистов проблемой радиоактивности на Тунгуске не удалось, и работы в данном направлении по существу прекратились. Наша переписка с Б.В. Курчатовым, содержащая ряд соображений методического характера, сохранилась и заслуживает, видимо, отдельного опубликования.

Обсуждая вопрос о природе радиоактивности "Тунгусских" деревьев, необходимо отметить, что в ходе выполнения этих работ выявились обстоятельства, непредвиденные для исследователей и существенные для интерпретации результатов. Выяснилось, в частности, что пути миграции радионуклидов в биоте очень сложны, порой причудливы и трудно прогнозируемы. Так, судя по данным С.П. Голенецкого (1973), в миграции современных радионуклидов на Тунгуске не последнюю роль могут играть изменения механических свойств древесины у деревьев, переживших 1908г., срыв крон и деятельность древоточцев, пробивающих ходы в древесине, а, соответственно, и насекомоядных птиц (дятлы). Подробное изложение этого материала выходит за рамки поставленных в данной статье задач, однако, указанные материалы имеют несомненный радиоэкологический интерес и также заслуживают, вероятно, опубликования.

В целом повышение после 1908г. радиоактивности колец деревьев, переживших Тунгусскую катастрофу, является, по-видимому, установленным фактом. Однако вопрос о прямой причастности его к Тунгусскому взрыву не решен. Не исключено, что речь идет об эффектах, связанных с миграцией радионуклидов, неоднократно выпадавших здесь с современными осадками (в последние годы в районе Тунгусской катастрофы выявлен даже Чернобыльский след (Э.В. Соботович с соавт., 1999, in press).

5. Известный факт усиления термолюминесценции минералов после облучения жесткой радиацией дал основание для проведения соответствующих работ в районе Тунгусской катастрофы. Первоначально объектом служили горные породы района (траппы) (В.Б. Василенко с соавт., 1967), позднее акцент был перенесен на минеральную фракцию почв. Программа этих работ, начатая в 1968 г., пока не завершена,

однако предварительные итоги (В.Б. Василенко с соавт., 1967; Б.Ф. Бидюков с соавт. (1990), по мнению Б. Ф. Бидюкова, свидетельствуют о том, что Тунгусский взрыв вызвал локальные нарушения термолюминесценции горных пород и почв, связанные с воздействием двух интерферирующих факторов: одного, уменьшающего термолюминесценцию (скорее всего, это температурный отжиг) и второго, ее активизирующего (природа последнего не выяснена). Интригующим является обратная зависимость геометрии термолюминесцентных аномалий с геометрией области "слепого пятна" лучистого ожога, вызванного Тунгусским взрывом (рис. 23). Работы в данном направлении продолжаются.

6. Экспериментальная проверка гипотез аннигиляционного и термоядерного характера Тунгусского взрыва с помощью измерения Ar^{39}, который должен был образоваться под действием нейтронного потока из K и Ca в породах эпицентра взрыва, дала отрицательный результат (Е.М. Колесников с соавт., 1973) ^{39}Ar обнаружен не был, хотя ожидаемая активность для образцов, взятых наиболее близко к эпицентру, должна быть на 2 порядка выше, чем уровень чувствительности использованной радиометрической установки. Указанная работа имеет принципиальное значение, однако, расчеты эти желательно было бы продолжить, т.к. принятая авторами высота (5 км) является минимальной, и не исключено, что взрыв произошел в действительности на высоте порядка 8 и даже более километров.

Таким образом, в целом вопрос о радиоактивности в районе падения Тунгусского метеорита далеко не закрыт, а решение его могло бы иметь принципиальное значение для интерпретации многих сторон его экологических последствий и, прежде всего, предполагаемого мутационного эффекта.

Не последнюю роль в отставании на этом участке работ сыграло фактическое моральное "табу" на исследование радиоактивности Тунгусского метеорита: работы эти длительное время считались необоснованными и экстравагантными. Между тем было бы ошибкой однозначно связывать гипотетический "ядерный" механизм Тунгусского метеорита с гипотезой "космического корабля"; как полагают Allesio a. Harms (1989), при определенных условиях термоядерный синтез может быть запущен и при разрушении кометных ядер.

При оценке механизма влияния Тунгусской катастрофы на биоту района и, в частности, на мутационные процессы в ней происходящие, необходимо иметь в виду, что помимо генерации ударной волны, термических и иных эффектов, Тунгусский взрыв сопровождался мощным электромагнитным импульсом, отзвуки которого были зафиксированы Иркутской геомагнитной обсерваторией в форме локальной магнитной бури (А.Ф. Ковалевский с соавт.,1963, К.Г. Иванов,1962,1964, В.К. Журавлев, 1963) (рис. 24). Имеются расчетные

работы, свидетельствующие о том, что в эпицентре Тунгусской катастрофы электромагнитные эффекты могут достигать очень высоких значений *В.Ф, Соляник, 1980). Некоторые авторы (А.Злобин, 1998) вообще полагают, (и, возможно, не без основания), что вклад электромагнитных эффектов в общую феноменологию Тунгусской катастрофы гораздо больше, чем принято считать в настоящее время. В районе катастрофы имеется локальный район четко выраженных изменений остаточной намагниченности почв, тяготеющий к эпицентру (рис.25) и опять-таки связанный с г. Чирвинский ("Острая") (А.П. Бояркина, С.Д. Сидорас, 1974), хотя вопрос о связи его с событиями 1908 г. остается спорным.

В свете сказанного принципиальный интерес имеет серия работ А.А. Артамонова с соавт.(1985, 1990, 1990, 1993), в которых экспериментально показана высокая биологическая эффективность комплексных воздействий, включающих в себя одновременное возникновение ударной волны, оптического, теплового и электромагнитного импульсов. В связи с этим поставлен вопрос о возможности сопоставления полученных результатов с данными полевых исследований экологических последствий Тунгусского взрыва, (А.А. Артамонов), что должно являться, однако, одним из главных направлений работ на территории Природного заповедника "Тунгусский".

* * *

Необходимо, наконец, кратко остановиться на возможных отдаленных медицинских последствиях Тунгусского взрыва. Вопрос об их изучении был поставлен в 1959 г. (Н.В. Васильев, 1963), тогда же была предпринята попытка изучения соответствующих архивных материалов и сбора архивных данных. Выяснилось, что никаких дореволюционных статистических данных по этому вопросу нет и быть не может, т.к. медицинское обслуживание округа было начато лишь в 30-е годы. Статистические материалы более поздних лет также были весьма фрагментарны и не позволяют сделать сколько-нибудь определенных выводов. Судя по опросным данным, падение Тунгусского метеорита привело к случайным травмам нескольких человек, указаний на какие-либо специфические для данной ситуации случаи также получено не было, если не считать имеющиеся в работе И.М. Суслова (1927) сведения о том , что после падения метеорита среди домашних оленей была эпидемия "царапки" (чесотка?).

Кроме того, ознакомление с дореволюционной медицинской литературой показало, что в годы, примыкающие к дате падения метеорита, на территории Эвенкии имела место мощная вспышка оспы, во время которой поголовно вымирали целые стойбища (слухи о "мертвых стойбищах" мы еще слышали от старожилов во время экспедиций 50-х-60-х годов). Естественно, что на таком фоне рас-

считывать на обнаружение неких специфических для Тунгусского метеорита форм патологии у человека - значило бы верить в чудо.

В 60-е годы во время работ по составлению Атласа геногеографии СССР, проводившихся известным антропогенетиком проф. Ю.Г. Рычковым, на юге Эвенкии среди местного населения была выявлена чрезвычайно редкая генетически детерминированная аномалия по резус-системе. При углубленном ее анализе выяснилось, что дата ее возникновения 1912 г., а место возникновения - нынешний поселок, а тогда стойбище Стрелка Чуня, один из наиболее близких к району катастрофы населенных пунктов. В настоящее время эта генетическая аномалия, вполне совместимая с жизнью, имеет, по-видимому, распространение среди аборигенного населения юга Эвенкии. По нашей просьбе этот эпизод, квалифицированный Ю.Г. Рычковым как возможный генетический след Тунгусской катастрофы, описан в специальном сообщении (Ю.Г.Г Рычков, 1990, in press). Имеет ли данный случай какое-либо отношение к Тунгусской катастрофе, сказать трудно, но, во всяком случае, он является основанием для постановки в Эвенкии соответствующих иммуногенетических популяционных исследований.

Что касается индикаторных для радиоэкологически неблагополучных территорий форм патологии, то аборигенное население Эвенкии выделяется среди национальных округов сибирского Заполярья высокими показателями онкологической заболеваемости (рис.26,27), однако при интерпретации этих данных следует иметь в виду до недавних пор неблагополучную, а в настоящее время - катастрофическую медико-демографическую ситуацию на Севере в целом, связанную не с космическими, а с хорошо известными земными социальными процессами.

Подводя общий итог сказанному, отметим, что район падения Тунгусского метеорита - вне зависимости от природы последнего - представляет собою идеальный полигон для изучения ближайших и отдаленных экологических последствий природных катастроф вообще и столкновительных событий в частности. В случае, если ТМ являлся ядром небольшой кометы, а именно к этому варианту склоняется в настоящее время большинство исследователей проблемы, мы имеем уникальную возможность отслеживания эффектов, выявляемых в биоте не только крупными природными взрывами, но и массивным вносом кометного вещества, о роли которого в зарождении и развитии биосферы высказаны ныне далеко идущие предположения.

В связи с этим нами (G.V. Andreev, N.V. Vasilyev, 1993, 1996) была сформирована международная программа изучения отдаленных экологических последствий Тунгусской катастрофы, возможность развертывания которой в связи с организацией Природного заповедника Тунгусский оказалась ныне вполне реальной. Учитывая планетарный характер столкновительных событий вообще и Тунгусской

катастрофы в частности, вполне логично считать, что выполнение этой программы должно заинтересовать не только ученых нашей страны, но и мировое сообщество.

Литература

Анфиногенов Д.Ф. //Успехи метеоритики. 1966. Новосибирск. С.20-22

Астапович И.С. //Природа, 1951, N 2, С.1-35

Артамонов А.А., Артамонова Л.Н., Рогозин Н.А. //Известия АН СССР. Сер. библ, 1985, N 2, С.248-254

Артамонов А.А., Артамонова Л.Н. //Рукопись деп. в ВИНИТИ 11.03.90, N 1302-В 90. Деп. научные работы, 1990, N 7,V/0 331

Артамонов А.А., Артамонова Л.Н. //Рукопись деп. в ВИНИТИ 22.03.98,N 1825-В 59

Артамонов А.А., Артамонова Л.Н. //Рукопись деп. в ВИНИТИ 24.07.90, N 4184

Атлас онкологической заболеваемости населения Сибири и Дальнего Востока //Под ред. Л.Ф. Писаревой, Б.Н. Зырянова, Н.В. Васильева, А.Н. Потапова, А.П. Бояркиной. Томск, 1955., Изд. ТГУ, 751 с.

Бережной В.Г., Драпкина Г.И. //Метеоритика, 1969, вып.24, С.162-169

Бидюков Б.Ф., Красавчиков В.О., Разин С.А. //Следы космического вещества на Земле. 1990. Наука СО АН СССР, 88-107

Бояркина А.П., Сидорас С.Д. //Геология и геофизика, 1974, N 3, с.79-84

Бояркина А.П., Демин Д.В., Зоткин И.Т., Фаст В.Г. //Метеоритика, 1964, Вып.24,, М., Наука, с.112-128

Васильев Н.В. //Проблема Тунгусского метеорита., 1963, Томск, Изд-во ТГУ, С.134-139

Васильев Н.В., Батищева А.Г. //Вопросы метеоритики., Томск, Изд-во ТГУ, 1976, С.149-160

Васильев Н.В., Кухарская Л.К. с соавт. //Взаимодействие метеоритного вещества с Землей. 1980, Новосибирск, Наука, СО АН СССР, С.195-202.

Васильев Н.В., Дмитриенко В.К., Федорова О.П. //Взаимодействие метеоритного вещества с Землей. 1980, Новосибирск, Наука, СО АН СССР, С.188-194.

Васильев Н.В., Журавлев В.К., Демин Д.В. с соавт.//Космическое вещество на Земле (Проблема Тунгусского метеорита). 1976, Наука, Новосибирск, СО АН СССР, С.71-87

Васильев Н.В., Батищева А.Г. //Вопросы метеоритики, 1976, Томск, Изд-во ТГУ, С.149-160

Васильев Н.В., Львов Ю.А. //Природа, 1974, N 3, С.99-101

Васильев Н.В., Писарева Л.Ф., Подоплекин В.Д. Особенности распространения онкологической патологии у малочисленных народов Сибири и Дальнего Востока. 1992, Томск: Изд-во Томского университета, 112 с.

Васильев Н.В. //Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Том V, кн.3. Онкологическая оценка влияния Семипалатинского полигона на здоровье населения Алтайского края.- Барнаул.- С.152-166

Василенко В.Б., Демин Д.В., Журавлев В.К. //Проблема Тунгусского метеорита, 1967, Вып.2, Томск, Изд-во ТГУ, С.227-231

Виноградов А.П., Девирц А.А., Добкина Е.И. // ДАН СССР, 1966, т.168 (4), С.900-903

Воробьев В.А., Ильин А.Г., Шкута Б.Л. //Проблема Тунгусского метеорита. 1967, Вып.2. Томск. Изд-во ТГУ. С.11—117

Воробьев В.А., Демин Д.В. //Вопросы метеоритики. Проблема Тунгусского метеорита. 1976. Томск. Изд-во ТГУ. С. 58-63

Голенецкий С.П., Степанок В.В. //Метеоритные и метеорные исследования. 1983. Наука. СОАН. Новосибирск. С. 99-122

Голенецкий С.П., Степанок А.В., Колесников Е.М.,//Взаимодействие метеоритного вещества с землей. 1980. Наука. СО. Новосибирск. С.102-115

Голенецкий С.П., Степанок А.В., Колесников Е.М., Мурашов Д.А. // Астроном. вестник, 1981. Т-13, N 3, С.107-113

Голенецкий С.П., Степанок А.В., Колесников Е.М., //Геохимия, 1977,№11.С1635-1645

Голенецкий С.П., Жигаловская Т.Н., Голенецкая С.И.//Почвоведение. 1981.№2. С. 41-48

Голенецкий //Мониторигн фонового загрязнения природных сред., 1982 Гидрометеоиздат. Вып.1. С. 61-74

Голенецкий С.П., Степанок А.В., Колесников Е.М., Мурашов Д.А. // Астроном. вестник, 1977. Т-11, N 3, С.126-136

Голенецкий С.П., Степанок А.В. //Взааимодействие метеоритного вещества с Землей. 1980. Новосибирск. Наука. СО. С. 102-115

Голенецкий С.П. Радиоактивность деревьев в районе Тунгусской катастрофы. Отчет. 1973. Архив КСЭ, Томск

Демин Д.В. //Проблема Тунгусского метеорита. 1967. Изд-во ТГУ. С.235-238

Драгавцев В.А. Новый метод генетической инвентаризации лесных популяций моноподиальных хвойных деревьев. СПб. 1997. Рукопись

Драгавцев В.А. Алгоритмы эколого-генетической инвентаризации генофонда и методы конструирования сортов сельскохозяйственных растений по урожайности, утойчивости и качеству. Методические рекомендации. 1994. СПб, 49 с.

Драгавцев В.А., Нечипоренко В.Н. //Генетика. 1972. Т.VIII. N 6. С.23-

33

Драгавцев В.А. Лаврова Л.А., Плеханова Л.Г. //Проблемы метеоритики, 1975, Наука, СО АН, Новосибирск с. 132-141

Дмитриев А.Н., Журавлев В.К. Тунгусское событие - пример солнечно-земных связей. 1984. Наука. СО АН. Новосибирск

Емельянов Ю.М., Некрасов В.И. //ДАН СССР, 1960. Т.135. N5

Емельянов Ю.М., Лукьянов В.Б., Шаповалова Р.Д., Некрасов В.И. // Проблема Тунгусского метеорита. 1967. Вып.2. Томск. Изд-во ТГУ. 1967. с. 134-136

Емельянов Ю.М., Лукьянов В.Б,, Шаповалова Р.Д., Шмырев И.К. // Вопросы метеоритики. Томск. Изд-во ТГУ. 1976. с. 161-165

Ерохина А.А. // Тезисы докладов к конференции почвоведов Сибири и Дальнего Востока (ноябрь-декабрь, Новосибирск). Горно-Алтайск, 1962. с.70-72

Журавлев В.Н. //Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Томск Изд-во ТГУ. с.195-197

Журавлев В.К., Демин Д.В. // Космическое вещество на Земле. 1976. Новосибирск. Наука. СО. с. 99-104

Журавлев В.К., Демин Д.В., Вронский Б.И. и др. // Вопросы метеоритики. Томск. Изд-во ТГУ. 1976. с. 99-111

Зенкин Г.М., Ильин А.Г. // Метеоритика. 1964. Вып.24. М. Наука. с. 120-140

Зоткин И.Т. //Метеоритика. 1964. Вып.XXIV, Изд-во Наука. М. с.141-151

Зенкин Г.М., Ильин А.Г.// Метеоритика. 1964. Вып. 24. М., Наука. с. 123-140

Золотов А.В. Проблема Тунгусской катастрофы 1908 г. 1969. Минск. Наука и техника

Захаров В.М. Флуктуирующая асимметрия билатеральных структур животных в природных популяциях. 1979. Автореф. дисс. канд. М., 19с.

Иванов К.Г. // Метеоритика, 1964. Т. XXIV, с. 141-151. Москва Наука

Ильин А.Г., Воробьев В.А., Байер В.В. // Проблема Тунгусского метеорита. Вып. 2. Томск. Изд-во ТГУ. с. 105-109

Каталог морфологических параметров сосны обыкновенной в районе Тунгусской катастрофы. Реф. Г.Ф. Плехенова . 1969. Томск. Рукопись.

Кириченко Л.В., Гречушкина М.П. // Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Томск. Изд-во Томского Университета. с. 135-152

Кириченко Л.В. // Проблемы метеоритики. 1975. Новосибирск. Наука. 1975. с. 111-126

Ковалевский А.Ф. // Проблема Тунгусского метеорита. Томск. Изд-во ТГУ. 1963. с. 187-194

Коненкин В.Г. // Проблема Тунгусского метеорита. 1967. Изд-во ТГУ. Томск. с.34-39

Ковалевский А.Ф., Резников Н.В., Снопов Н.Г. и др. // Проблема

Тунгусского метеорита 1963. Томск. Изд-во ТГУ. с. 125-133

Колесников В.М. // Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Томск. Изд-во ТГУ. с. 73-83

Колесников Е.М. // Взаимодействие метеоритного вещества с Землей. 1980. Новосибирск, Наука. СО. с. 87-102

Колесников Е.М. // Метеоритные исследования в Сибири. Новосибирск: Наука. СО. 1984. с. 49-63

Колесников Е.М., Боттгер Т., Колесникова Н.В. // Доклады РАН. 342, 5, с. 669-672

Колесников Е.М., Шестаков Г.И. // Геохимия, 1979, N8, с. 120-121

Колесников Е.М., Лаврухина А.К., Фисенко А.В.// Проблемы метеоритики, 1075. Новосибирск. Наука. СО АН. с. 102-110

Колесников Е,М., Колесникова Н.А. и др. // ДАН. 1996. Т. 347. N3

Коляда Т.И., Волянский Ю.Л., Васильев Н.В., Мальцев В.И. Адаптационный синдром и иммунитет. 1995. Основа. Харьков

Кондратьев К.Н., Никольский Г.А., Шульц Э.О. // Актуальные вопросы метеоритики в Сибири. 1988. Новосибирск. Наука. СО. с. 114-142

Кринов Е.Л. Тунгусский метеорит. 1949. Москва-Ленинград. Изд-во АН СССР

Крылов Г.В. Леса Сибири и Дальнего Востока. 1960.

Кулик Л.А. // ДАН СССР, Новая серия, 1939, т. 22. с. 520-524

Кулик Л.А. //Вопросы метеоритики. 1976. Томск. Изд-во ТГУ. с. 15-19

Курбатский Н.П. // Метеоритика, 1964. Т. 25. Москва. изд-во Наука. с. 168-172

Левченко М.А., Терентьева А.С. // Космическое вещество на Земле.1976. Новосибирск. Наука. с. 16-19

Ловелиус И.В. Изменчивость прироста деревьев. 1979. Наука. 232 с. 40-47

Лонго Д. // Природа. 1996. N1 (965) январь. с. 40

Львов Ю.А., Иванова Г.М.// Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Изд-во Томского Университета. с. 48-57

Львов Ю.А., Лагутская Л.И., Иванова Г.М. //Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Изд-во ТГУ. с. 34-47

Львов Ю.А. // Литературные исследования в Сибири. 1984. Новосибирск, Наука. СО АН . с. 83-88

Львов Ю.А., Васильев Н.В.// Вопросы метеоритики. 1976. Томск. Изд-во ТГУ. с. 53-57

Мехедов В.Н. О радиоактивности зоны ожога деревьев в районе Тунгусской катастрофы. 1967. Дубна. Репринт. Объединенный институт ядерных исследований.

Некрасов В.И., Емельянов Ю.М. // Проблема Тунгусского метеорита. 1967, Томск. Вып.2. Изд-во ТГУ. с. 123-126

Некрасов В.И., Емельянов Ю.М.// Проблема Тунгусского метеорита

Томск. 1963. Изд-во ТГУ. с. 59-72

Некрасов В.М., Емельянов Ю.М. // Природа . 1962. N2. с. 102-105

Некрасов В.И., Емельянов Ю.М.// Метеоритика. 1964. Вып. 24. М., с. 152-160

Некрасов В.И., Емельянов Ю.М.// Проблема Тунгусского метеорита. Вып. 2 Томск. Изд-во ТГУ. 1967. с.127-133

Несветайло В.Д., Ковалюх И.Н.// Метеоритные и метеорные исследования. 1983. СО. Новосибирск. с. 142-150

Пасечник Н.П., Зоткин И.Т. //Актуальные вопросы метеоритики в Сибири. - 1988. Новосибирск: Наука, СО. с. 248-250

Плеханов Г.Ф.// Проблема Тунгусского метеорита. Изд-во ТГУ. Томск. 1963. с.3-21

Плеханов Г.Ф. //Метеоритика. Наука. Москва. 1964.N2. с. 170-176

Плеханов Г.Ф. // Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Томск. Изд-во ТГУ.

Плеханов Г.Ф.// Современное состояние проблемы Тунгусского метеорита. Томск. Изд-во ТГУ. 1971. с. 35-37

Плеханов Г.Ф., Толстых Л.Г., Привалов Г.Ф. // Экспериментальный мутагенез животных, растений и микроорганизмов I. II.1965, с.60

Плеханов Г.Ф., Плеханова Л.Г., Привалов Г.Ф. //Изд. СО. АН СССР. 1968. N5. сер. библ. - Наука. Вып. 1. с. 44-48

Плеханов Л.Г., Васильев Н.В., Демин Д.В. с совт. // Геол. и физика. 1963. с.111-123

Рычков Ю.Г.//Труды Природного заповедника Тунгусский. Т.1. Красноярск. 1999. in press

Сапронов Н.Л., Соболенко В.М. // Проблемы метеоритикм. Новосибирск: Наука. СО. 1975. с. 13-19

Сидорас С.Д., Бояркина А.П.//Вопросы метеоритики. 1976. Томск. Изд-во ТГУ. с. 64-73

Соботович Э.В. // Труды Природного заповедника Тунгусский. Т.1. Красноярск. 1999. in press

Соляник В.Ф. // Взаимодействие метеоритного вещества с Землей. 1980. Новосибирск. Наука. СО. с. 80-87

Сурдин В., Ромейко В.А., Коваль В.И. Астрон циркуляр. 1982. Вып.1. Т.1206. с.1-8

Суслов И.М. //Мироведение. 1927. т. XVI. N1. с. 13-18

Тимофеев-Ресовский Н.В., Яблоков А.В., Глотов Н.В. Очерк учния о популяциях. 1973. М., Наука. 278с.

Фаст В.Г., Бояркина А.П., Бакланов М.В. // Проблема Тунгусского метеорита. Томск. Изд-во ТГУ. 1971. с.132-192

Фаст В.Г.// Проблема Тунгусского метеорита. 1967. Изд-во ТГУ. с. 39-52

Фаст В.Г.Г, Фаст Н.П., Голенберг Н.А // Метеоритные и метеорные исследования. 1983. Новосибирск. Наука. СО. 1983. с.24-74

Федоренко О.М., Митин А.Н. Изучение полиморфизма изоферме-

нтных систем сосны обыкновенной, произрастающей в районе падения Тунгусского метеорита. 1996. Отчет Рукопись.

Фелицин С.В., Ваганов П.А // Вестник ЛГУ. Сер. 7. 1988, Вып. 4. N28. с.70-80

Фесенков В.Г.Г Избранные труды. Метеориты и метеорное вещество. М:Наука, 1978. - 250с.

Фирсов Л.В., Журавлев В.К., Панычев В.А.// Метеоритные исследования в Сибири. 1984. Наука. СО. РАН. Новосибирск. с. 37-77

Флоренский К.П.// Геохимия. 1962. т. 23. с.3-29.

Флоренский К.П. // Метеоритика. 1965. Вып. XII.

Цветков В.В., Бояркина А.П. // Метеорная материя в атмосфере земли. 1966. Изд-во Наука.Москва.с.81-92

Цымбал М.Н., Шнитке В.Э. // Актуальные вопросы метеоритики в Сибири. 1988. Новосибирск. Изд-во Наука. ССО с. 41-72.

Частоколенко Л.В. Популяционно-генетический мониторинг Эвенсийского заповедника с помощью растительных объектов. 1998. Отчет. Архив Природного заповедника "Тунгусский", Ванавара

Шаповалова Р.Д., Лукъянов В.Д. , ЕмельяновЮ.М. , Некрасов В.И.// Проблема Тунгусского метеорита. 1967. Вып.2. Изд-во ТГУ. С. 137-139

Шумилова Л.В. // Проблема Тунгусского метеорита. 1963. Изд-во ТГУ. с.22-30

Эпиктетова Л.Е. //Проблемы метеоритики . 1976. Томск. Изд-во ТГУ. с. 20-34

Яблоков А.Я. // Сб. Фенетика популяций. 1982. М., Наука. с. 3-14

Andreev G.V., Vasilyev N.V. // Earth, Moon a., Planets 1996. V. 72. p. 467-468

Andreev G.V., Vasilyev N.V.//Astronomical a. Astrophysical Transaction, 1995. v.8. p.p.311-315

d'Allewsio, Harms // Planet. Space Sci.. 1989. Bd. 37, p.p. 329-340

Boutron C.// Journ. Geophys. Res. 1989. Bd. 85 p.p. 7426-7432

Bottger T., Schidlowski M., Wand U. // Isotopenpraxis Environ. Health. Stud. 1993. v. 29. p.p. 21-25

Cowen C., Atluri C., Libby W. // Nature (London). 1965, v.206. p.p. 868-865

Kolesnikov E.M., Kolesnikova N.V., Botther T., a Junge F.W. // Asteroids, Comets, Meteors. 1996. June 8-12. Versaillos

Kolesnikov E.M.// Meteoritics. 1989. Bd. 24. N4. p. 288

Kolesnikov E.M. // et. al. // Terra Nostra. Schriften den Alfred Wegener - Stiftung 2/95. Abstracts. August 3-10

Kolesnikov E.M., Kolesnikova N.V., Boettger T.//Planet Space Sci. 1998. v. 46. N213.p.p. 163-167

Karina M.F., Nazarov M.A., Barsukova L.D. Lunar a Planetary Science. 1987. V. 18. p.p. 501-502

Korobeinikov V.P.// Planet. Space Sci. 1998. v.46. N2/3 p. 231-244

Longo G., Serra R. et al. // Planetary a. Space Science. 1994. v. 42.(2)

p.p. 163-177

Nesvetailo V.D/// Planet.a. Space Sci. 1998, v. 46., N2/3. p.p.155-161

Nevo E., Beiles A., Bem-Shlomo R. // Lecture Notes in Biomathematics. 1984. v. 53. p.13

Turco R.P., Toon O.B., Parc C. et. al. // Icarus. 1982. v. 50. N1. p. 1-52

Vasilyev N.V.//Planet. Space Sci. 1998. N 2/3. p.p. 1209-150

Hallgren D.S., Hemenway C.L. et al. //COSPAR Space Res., XIII. Prol. Open Meet. Working Groups COSPAR, Madrid. 1972. Phis. Sci. 15th Plenary Meet. v/22/ Berlin. 1973. p.p.1099-1104

Whipple J.W. // Quart. J. of the Royal Meteorological Society. 1930. v. 60. p.p. 505-513

Рисунки к статье

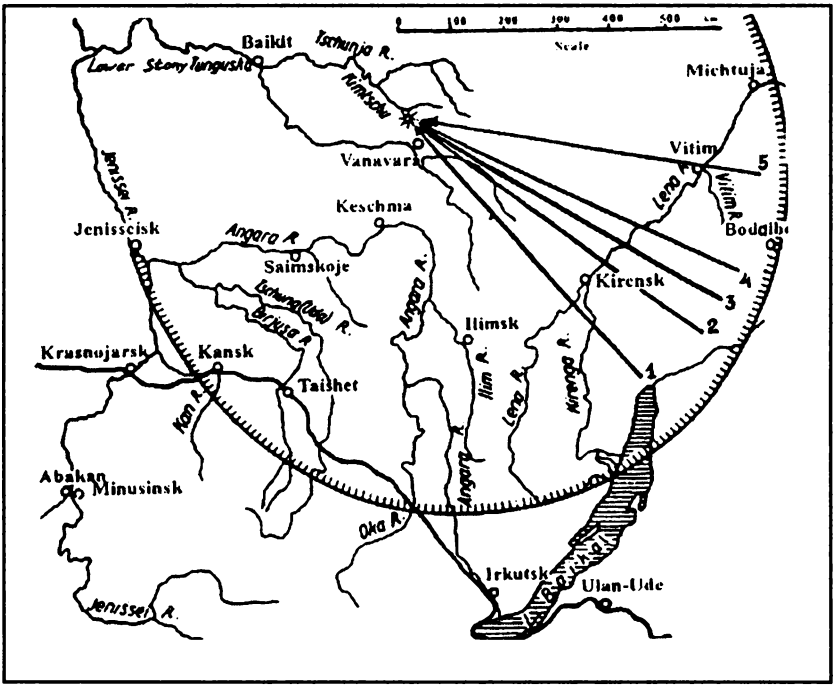


Рис. 1. Карта видимости Тунгусского метеорита (зубчатая линия, по Е.Л. Кринову, 1949) и наиболее вероятные варианты его траектории:

1-по Е.Л. Кринову (1949),

2- по В. Сурдину, В.А. Ромейко и В.И. Ковалю (1982);

3- по В.Г.Г Коненкину (1967), В.В. Цветкову и А.П. Бояркиной (1966), И.Т. Эпиктетовой (1976),

4- В.Г. Фасту с соавт. (1964,1967),

5- В.Г.Фасту с соавт. (1976), В.А. Воробьеву, Д.В. Демину (1976)

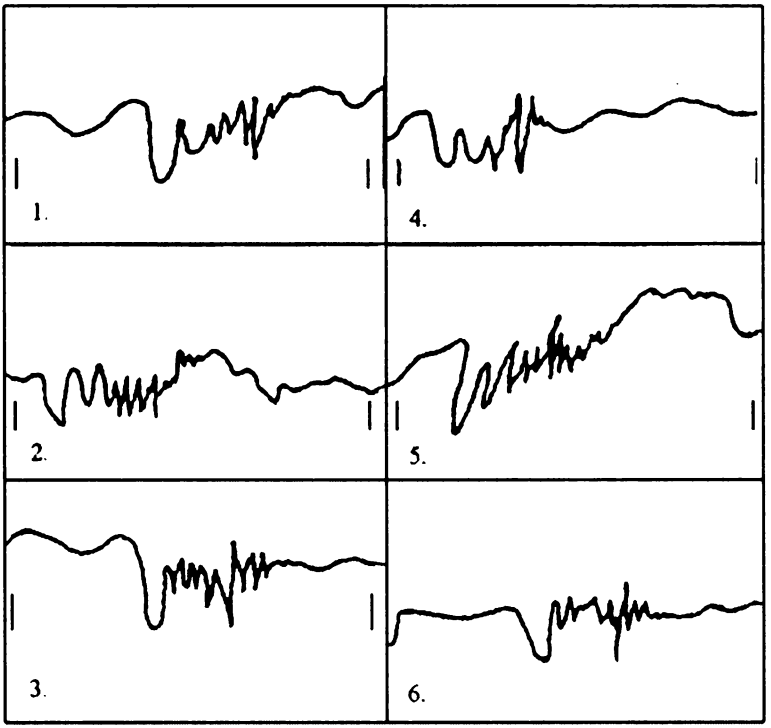


Рис.2. Микробарограммы метеорологических станций в Англии, на которых запечатлена воздушная станция Тунгусского метеорита (Whipple, 1930) 1- Лондон (Souz Kensington), 2 - Лондон (Венстминстер), 3 - Leighton, 4 - Кэмбридж, 5 - Лондон (Shepherd's Bush); 6 Петерсфилд

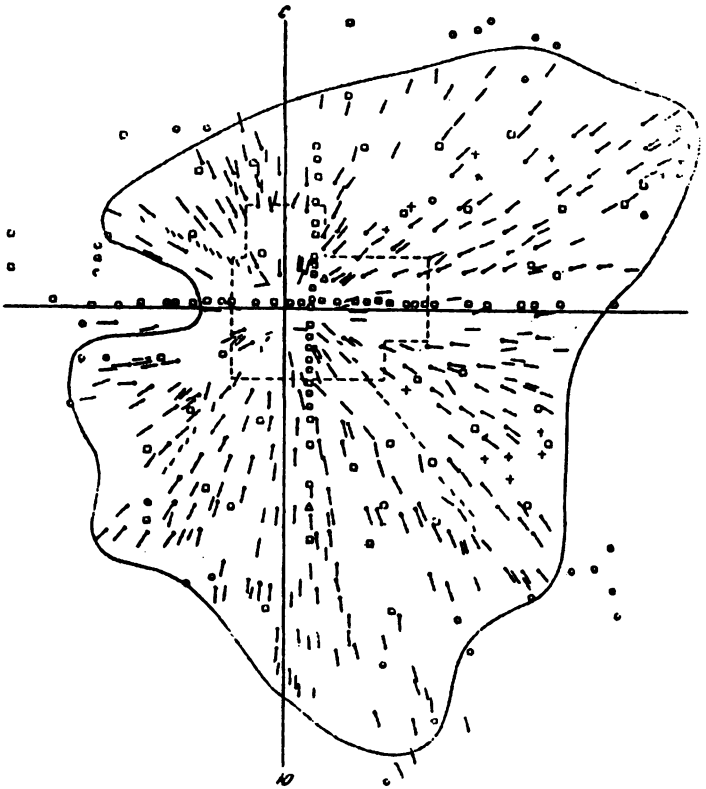


Рис.3. Карта поваленного леса в районе Тунгусской катастрофы 1908 г. (В.Г. Фаст, 1967; К.П. Флоренский, И.Т. Зоткин, 1962). Западная граница вывала уточнена в соответствии с данными Д.Ф. Анфиногенова (1966) по дешифровке аэросъемки (В.К. Журавлев, А.Н. Дмитриев, 1984).

Стрелки - средние направления поваленных деревьев

Квадраты - лесотаксационные площади

Кружки - вывал не найден

Прерывистая линия - область, охваченная аэросъемкой Л.А. Кулика.

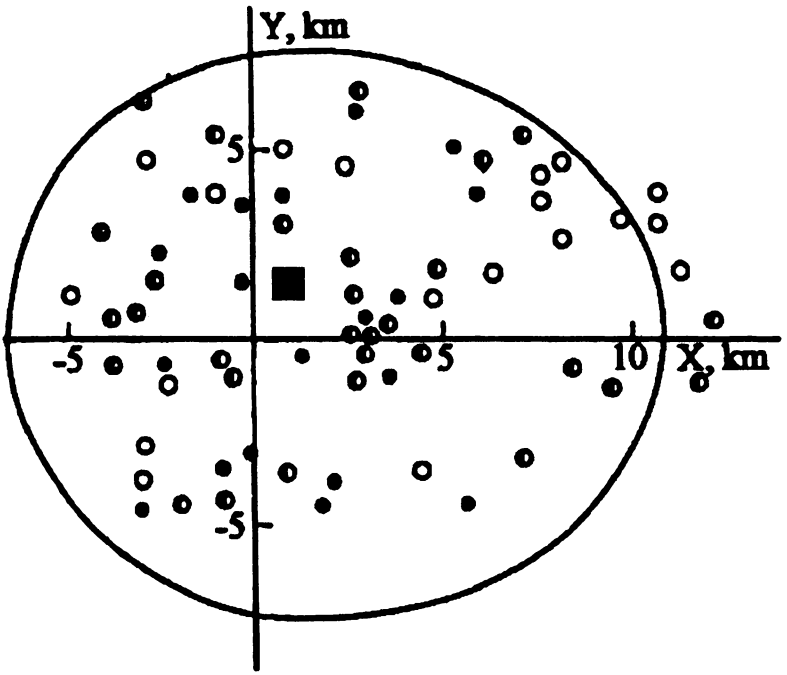


Рис.4. Натурная и вычисленная на основе компьютерного моделирования (сплошная линия) зоны лучистого ожога ветвей лиственниц в районе Тунгусской катастрофы (Н.В. Васильев, Ю.А. Львов, 1974; V.P. Korobeinikov et al., 1998).

○ слабый ожог,

◐ умеренный ожог,

● сильный ожог

■ избы Кулика

Хорошо видно "слепое пятно" - клиновидная область слабого ожога в СВ части рассматриваемой области.

Рис.5. Л.А. Кулик (снимок 30-х годов). Фототека КМЕТ

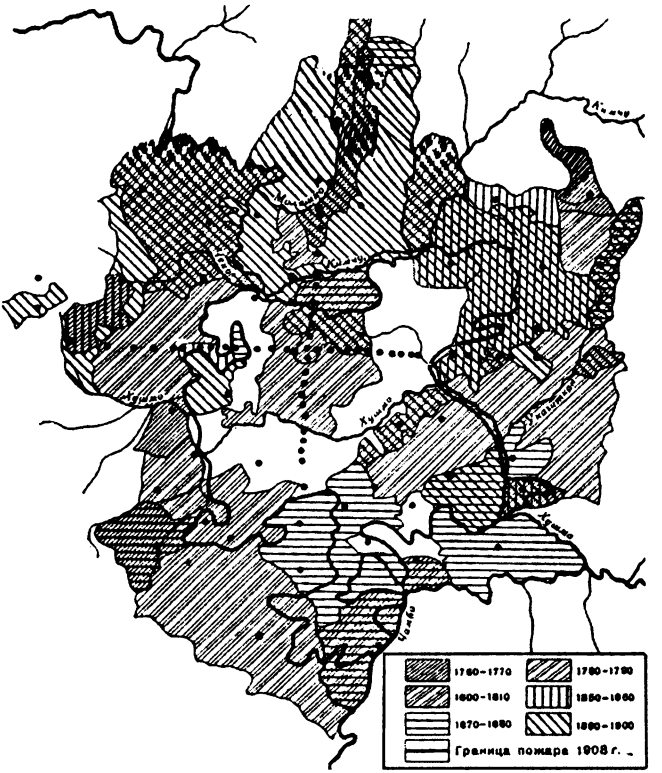


Рис.6. Схема лесных пожаров, предшествовавших Тунгусской катастрофе.

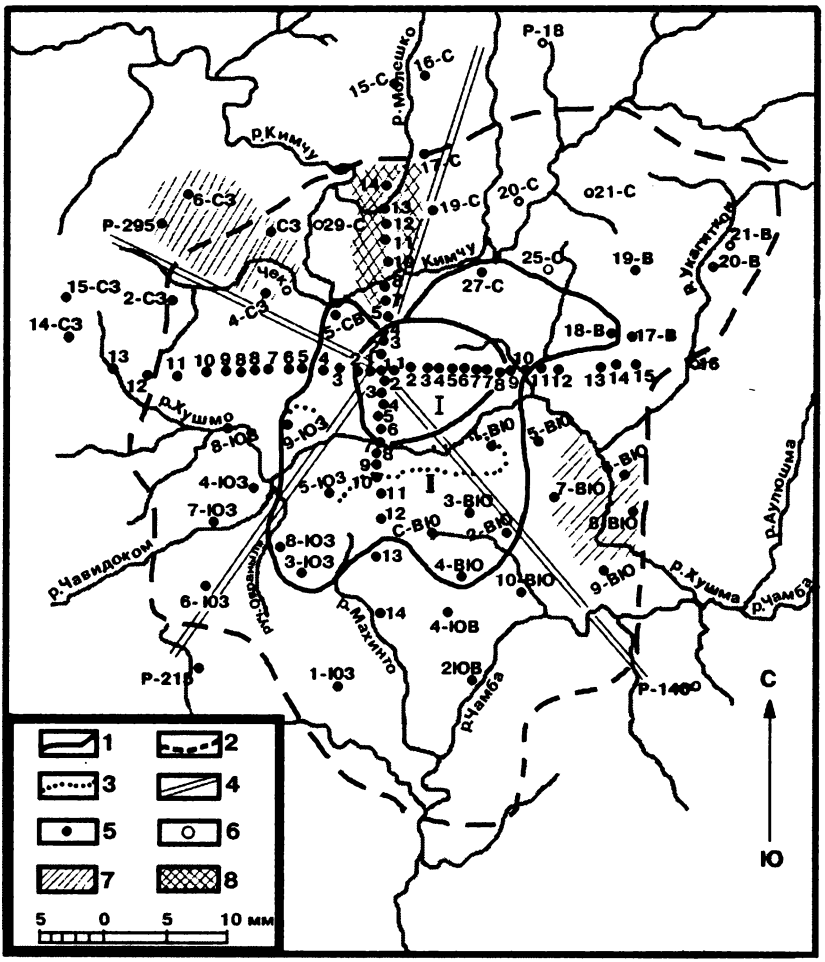


Рис.8а. Карта-схема расположения пробных площадей и границы усиленного роста насаждений и деревьев (по В.И. Некрасову и Ю.М. Емельянову, 1967).

1- границы зон усиленного роста молодняков (зона I- особо усиленный рост, II - умеренно усиленный рост)

2 - граница вывала леса,

3 - граница зоны молодняков с относительно меньшей энергией роста в высоту,

4 - радиальные маршруты,

5 - пробные площади,

6 - избушки,

7 - участки сосредоточения модельных деревьев, переживших катастрофу 1908 года и обнаруживших увеличение прироста по диаметру и по высоте 1908 года; 8- участок сосредоточения модельных деревьев, переживших катастрофу 1908 года, где совершенно не обнаружено увеличение прироста по высоте и по диаметру после 1908 года.

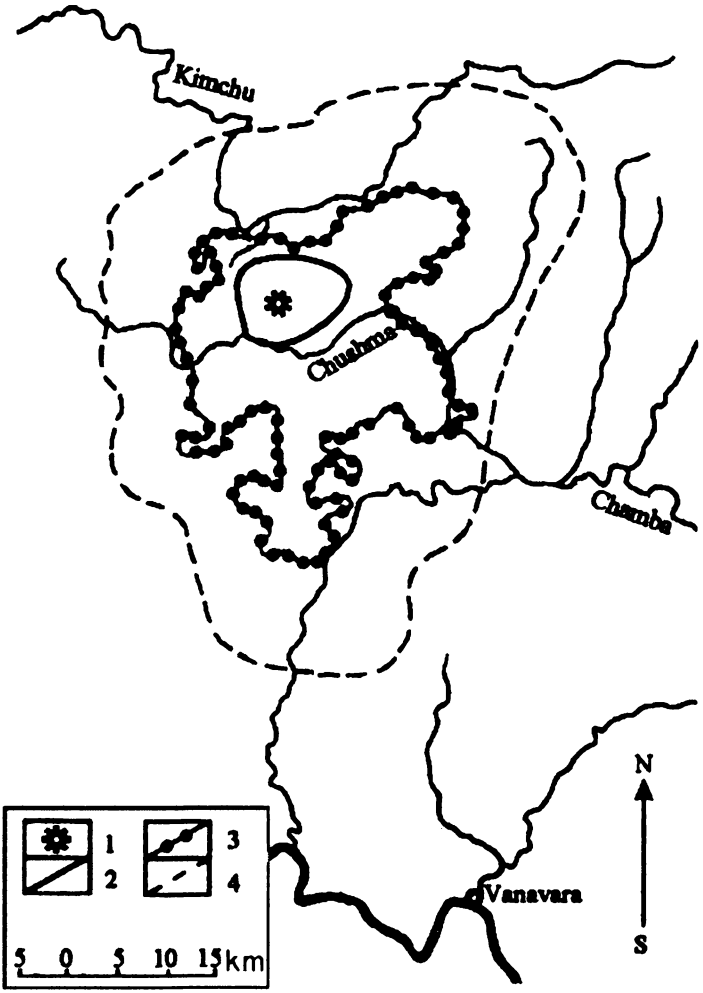


Рис.8б. Сравнительная характеристика границ лесного пожара, вызванного взрывом ТМ, вывал леса и зоны наиболее интенсивного роста молодняков. 1 - центр световой вспышки по Г.М. Зенкину и А.Г.Ильину (1964), 2- границы области наиболее интенсивного роста молодняков леса по В.И.Некрасову и Ю.М.Емельянову (1967), 3- границы лесного пожара по Н.Л.Курбатскому (1964), 4- границы вывала леса по В.Г.Фасту с соавт. (1967 а,б).

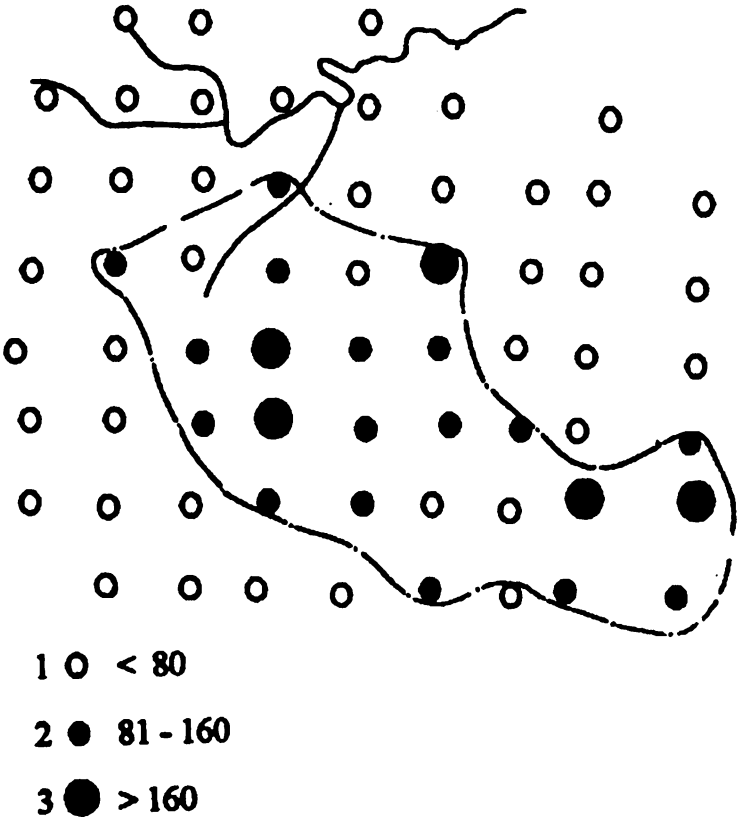


Рис.9. Топография средних приростов в высоту у деревьев до 25 лет
(эффект "Стягивания" к траектории).
1- средняя длина прироста 1<40-80 мм,
2- 80-160 мм.
3- >160 мм
Данные относятся к 1968 году.

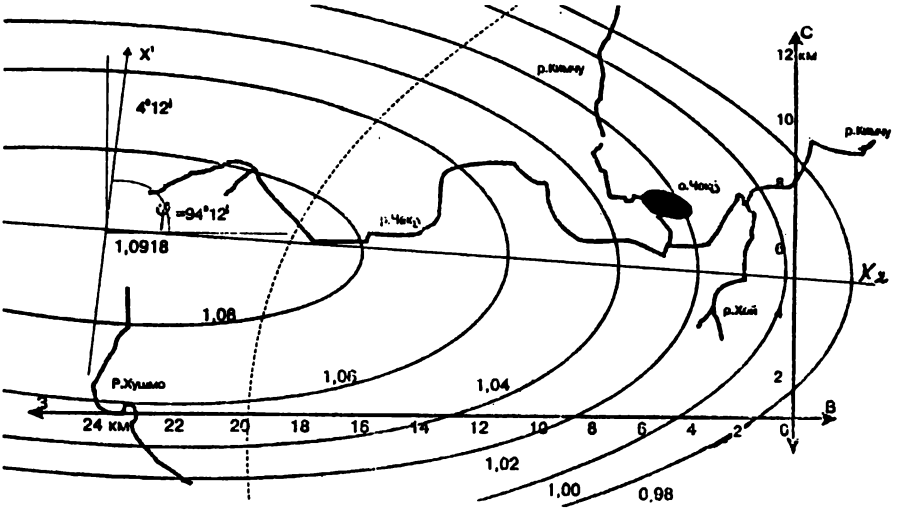


Рис. 10. Кривые равного прироста деревьев y=lg (10a/в) в СЗ квадранте района падения Тунгусского метеорита. По всем осям отложены расстояния в км от начала лесотаксационных разрезов. Звездочкой отмечен эпицентр взрыва. Угол φ равен 94°12' относительно осей координат или 96°23' относительно географического меридиана. Пунктирной линией схематично отмечены З, СЗ и С границы зоны вывала леса, вызванного Тунгусским метеоритом. По Ю.М. Емельянову, В.Б. Лукьянову с соавт., 1976.

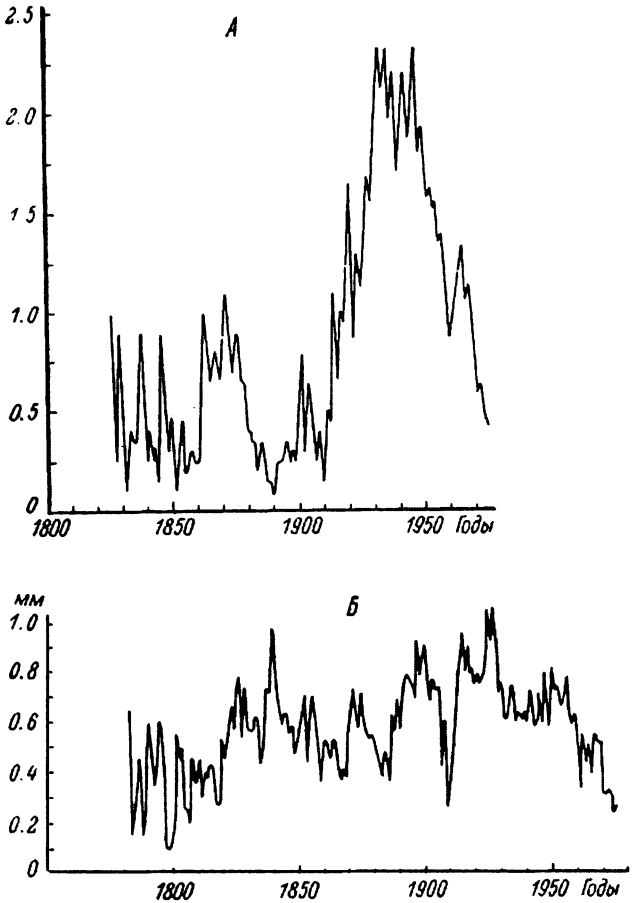


Рис.11а,б. Дендрограммы Pinus sylvestris (А), Picea obovata (Б), построенные по сводным сериям годичных колец. По Н.В. Ловелиусу (1979). Видно, что ускоренный прирост после 1908 г. не сводим к долгопериодическим колебаниям годичных приростов деревьев. Подробнее см. в тексте.

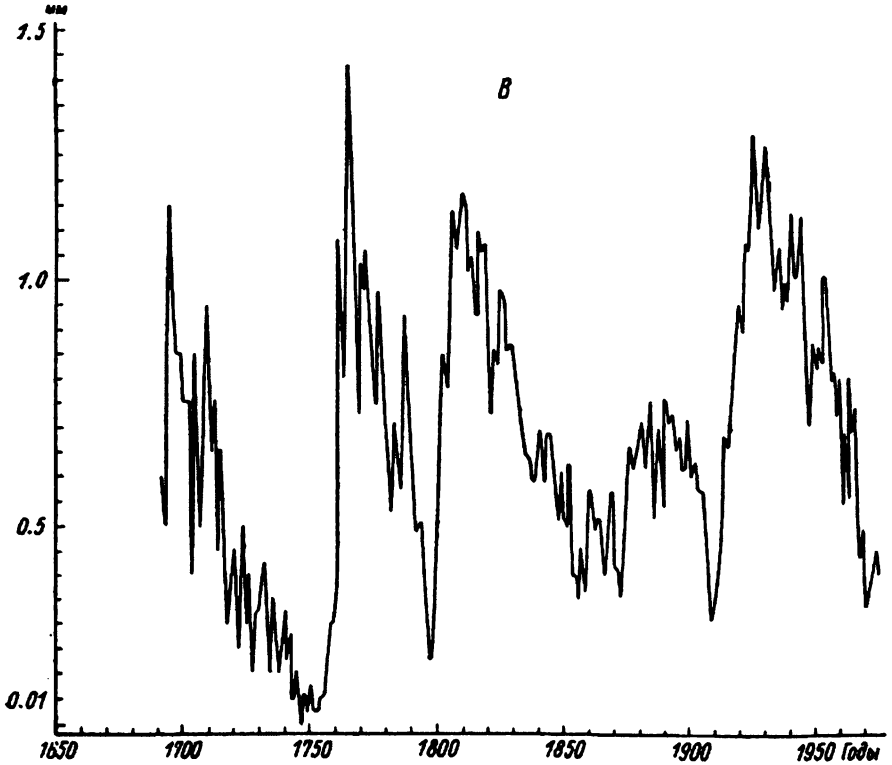


Рис.11в. Дендрограммы Larix gmelinii (В), построенные по сводным сериям годичных колец. По Н.В. Ловелиусу (1979). Видно, что ускоренный прирост после 1908 г. не сводим к долгопериодическим колебаниям годичных приростов деревьев. Подробнее см. в тексте.

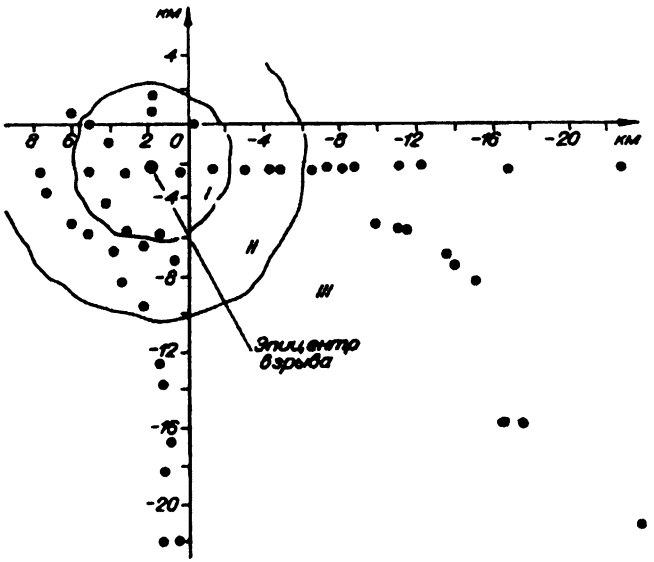


Рис.12. Схема отбора проб почв в районе падения Тунгусского метеорита. (I-III- зоны усреднения параметров.

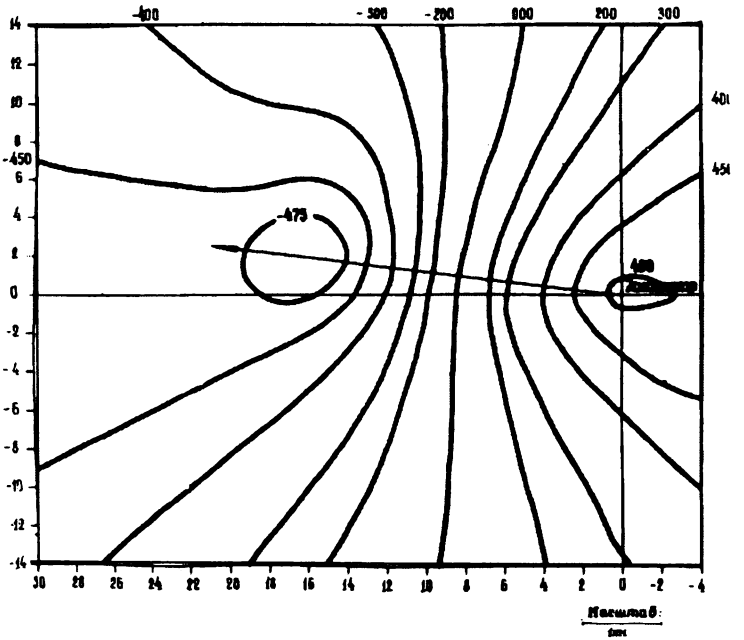


Рис.13. Структура территориального распределения иттербия в почвах. На рисунок нанесены линии, соединяющие точки одинаковых значений коэффициентов корреляции при использовании алгоритма по Д.В. Демину (1967). Мах- район г. Чирвинский ("Острая"). Стрелка - вероятная траектория Тунгусского метеорита.

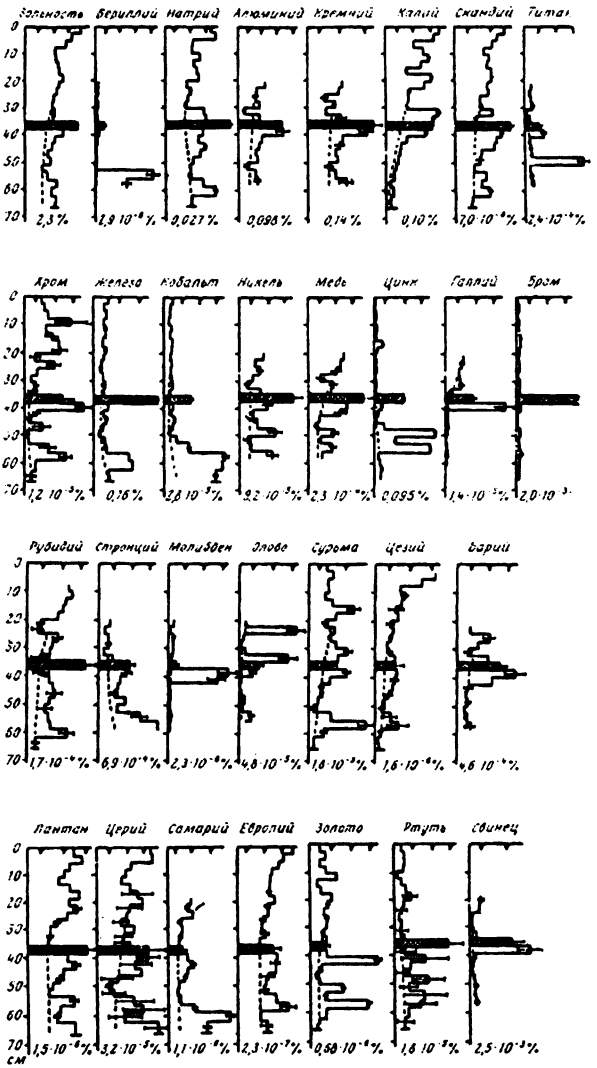


Рис. 14. Послойное изменение с глубиной зольности и концентраций исследованных элементов в сухом веществе мха Sph. fuscum колонки, взятой в районе Куликовских изб ("Сусловская воронка") Слева - глубина слоя, см. Цифры под диаграммами - концентрации соответствующих элементов в "катастрофном" слое (заштрихован). По С.П. Голенецкому, В.В. Степанову и Е.М. Колесникову (1977).

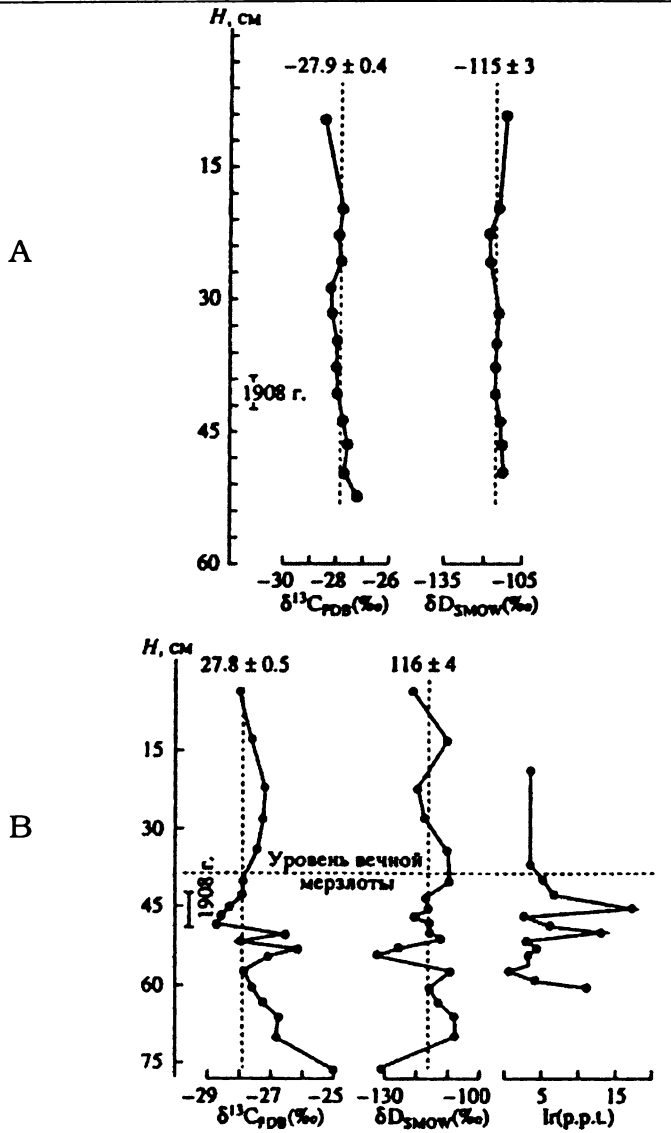


Рис.15. А - изотопный состав углерода и водорода в контрольной колонке торфа из Томской области , Н - глубина торфа от поверхности, Б - вариации изотопного состава углерода и водорода и содержание иридия по глубине торфа (Н) из Южного болота. По Е.М. Колесникову с соавт., 1995.

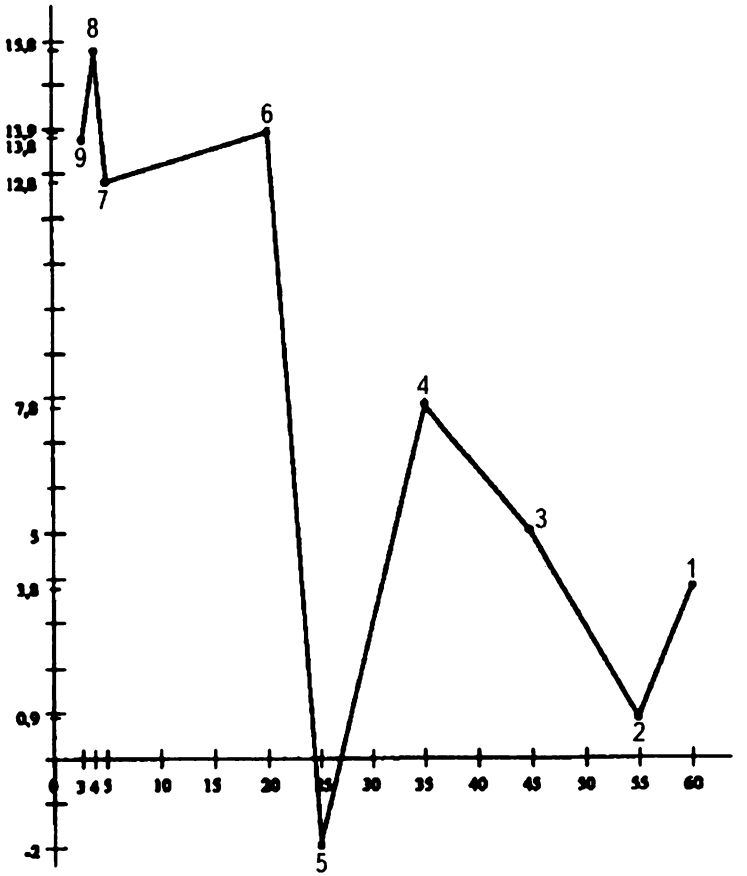


Рис.16. Морфометрическая характеристика линейного прироста Pinus silvestris в районе Тунгусской катастрофы.

По оси абсцисс - расстояние от эпицентра, км, по оси ординат величина генотипической дисперсии (Плеханова Л.Г. с соавт., 1984).

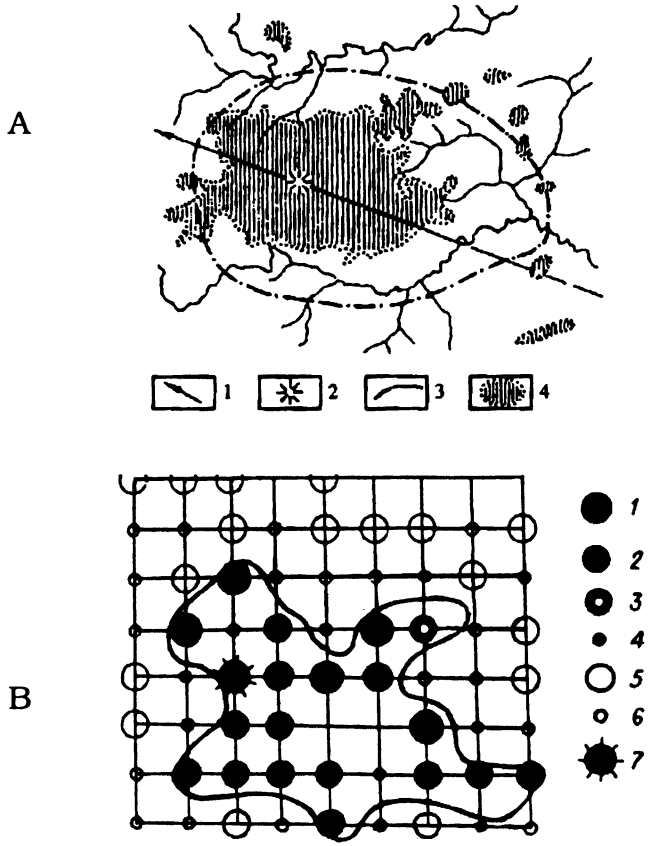


Рис.17.

А. Изменения спектрофотометрических характеристик земной поверхности в районе падения Тунгусского метеорита по данным спутниковой спектрозональной аэросъемки.

1 - траектория полета метеорита,

2 - эпицентр взрыва,

3 - контур "светлого пятна" на спутниковой аэросъемке,

4 - зона лучистого ожога растительности.

Б. Схема распространения трехвойности у сосны в районе Тунгусского взрыва.

1 - более 1100 трехвойных пучков на пробной площади,

2 - 901 -1100; 3 - 701-900; 4- 201-700; 5 - 51-201; 6 - 0+50; 7 пробная площадь у г. Чирвинский ("Острая").

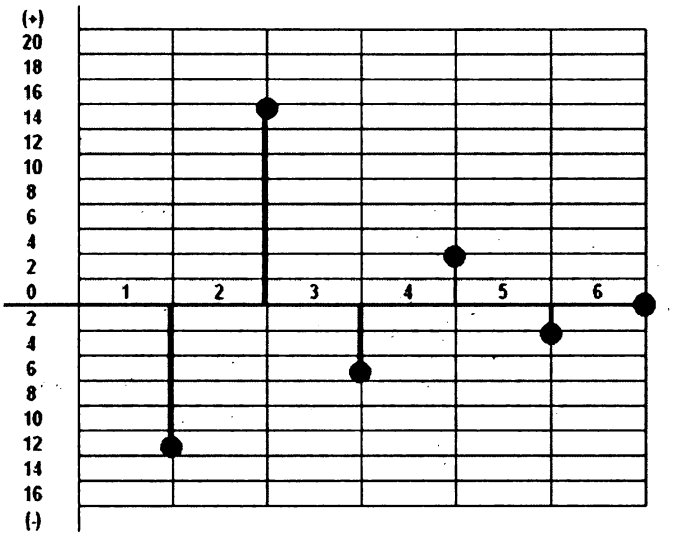


Рис.18. Отклонения (в сотых мм) от среднерайонных значений длины головы у муравьев Formica fusca в различных точках района эпицентра Тунгусского взрыва:

1 - г. Чирвинский ("Острая"). Место "протыкания" траекторией ТМ поверхности Земли;

2 - Хушма (~ 6 км к Ю от эпицентра);

3 - г. Фаррингтон (~ 5 км к С от эпицентра);

4 - г. Стойкович (3 км к С от эпицентра);

5 - оз. Чеко (~ 12 км к С от эпицентра).

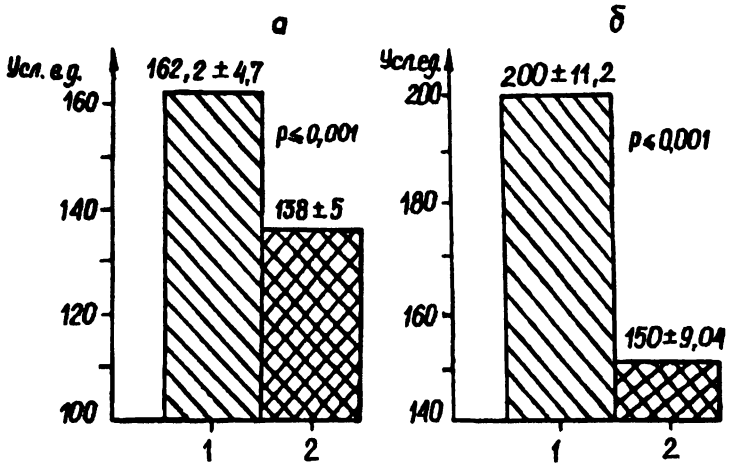
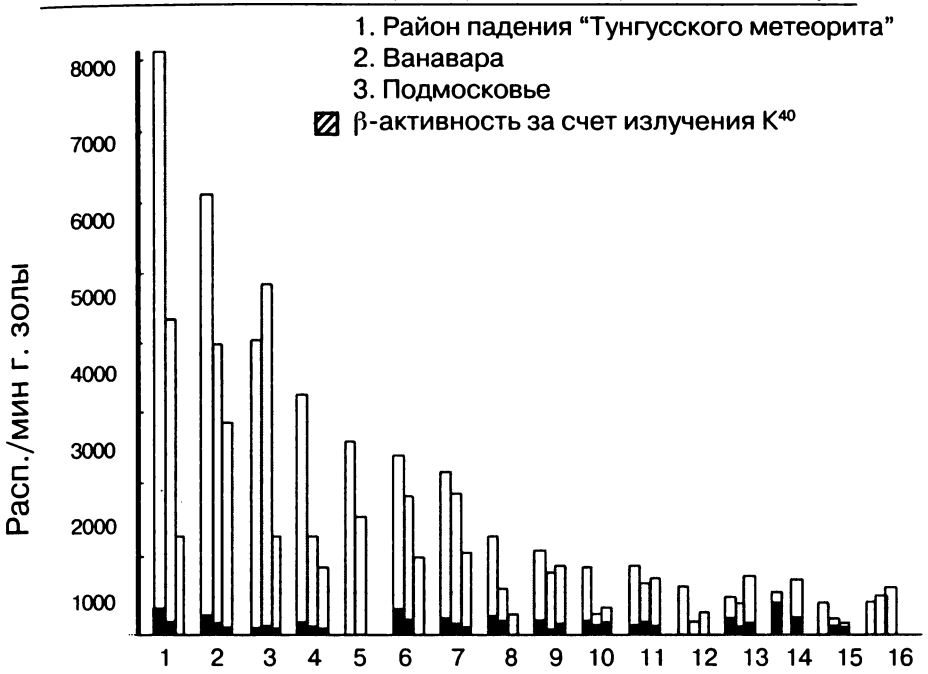


Рис.19. Радиоактивность почв в центре (1) и на периферии (2) в районе эпицентра Тунгусского взрыва.

а - β-активность поверхностного слоя, выраженная в 0,01 калиевых единиц,

б - то же, для проб, взятых на вершинах возвышенностей. За основу взята карта, составленная Л.В. Кириченко и М.П. Гречушкиной (1963). Результаты статической ее обработки приведены в работе Н.В. Васильева с соавт. (1976).



1- мох сфагнум
2- лишайник медьвежье ухо
3- лишайник олений мох
4- багульник
5- карликовая береза
6- голубика
7- шикша вереск
8- хвоя лиственницы
9- толокнянка
10- черная смородина
11- можжевельник
12- шиповник
13- листья березы
14- кипрей
15- осока
16- листья ольхи

Рис.20. Радиоактивность растений в районе эпицентра Тунгусской катастрофы (по Л.В. Кириченко и М.П. Гречушкиной, 1963)

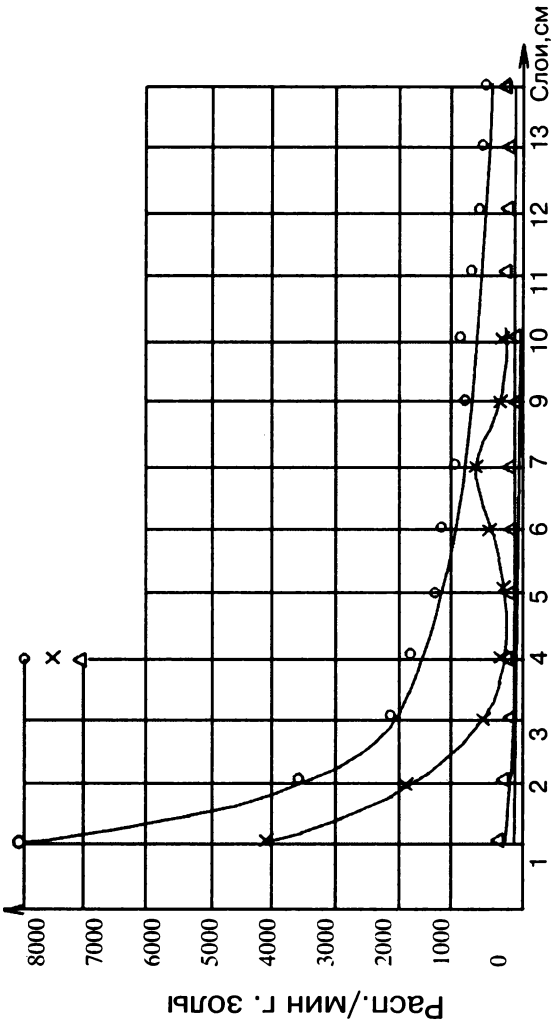


Рис.21. Радиоактивность слоев торфа в районе Тунгусской катастрофы (по Л.В. Кириченко и М.П. Гречушкиной, 1963)
0 - общая радиоактивность мхов Северного болота,
x - общая радиоактивность мхов Ванавары, штрих
- радиоактивность K^{40} в пробах.

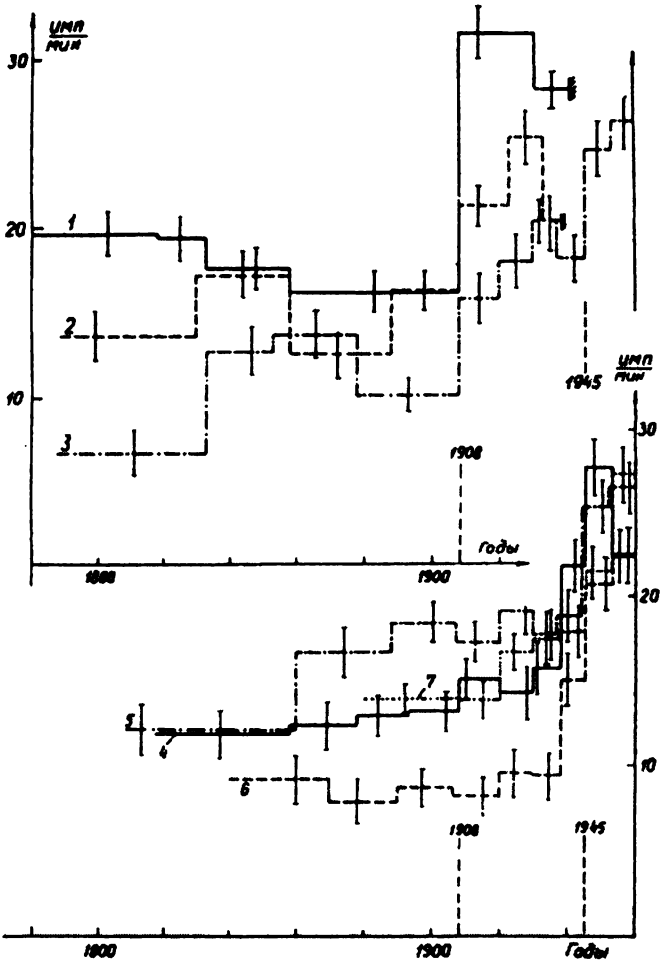


Рис.22. Распределение радиоактивности по слоям деревьев: по В.Н. Мехедову, (367)

1 - 6 км от эпицентра. Дерево засохло в 1940 г. (измерено на 4ГГ - счетчике);

2 - 2,5 км от эпицентра, засохло в 1938 г.;

3 - 3,5 км от эпицентра. Деревья, спиленные в 1960 г.

4 - Ванавара - 65 км к ЮЮВ от эпицентра;

5 - Муторай - 90 км СЗ эпицентра;

6 - Стрелка - 100 км ССВ эпицентра;

7 - Кежма - 220 км ЮЮЗ эпицентра.

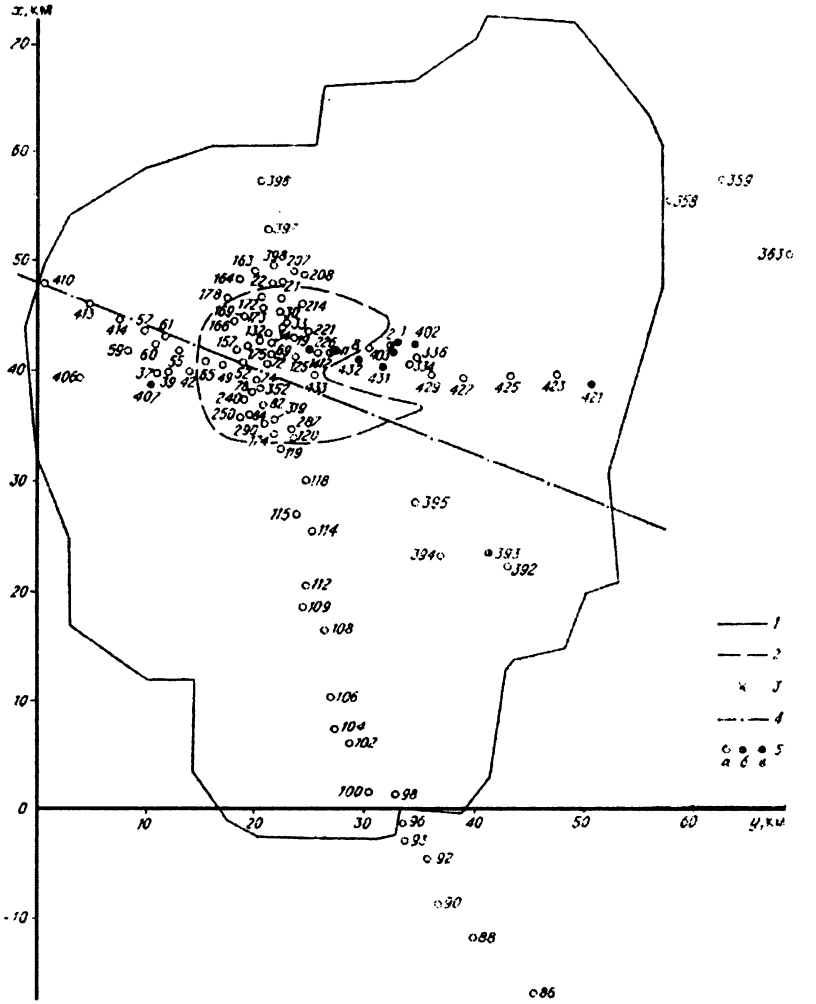


Рис.23. Распределение проб с аномально высокими знчениями параметров термолюминесценции;

1 - границы вывала леса по В.Г. Фасту с соавт.(1967),

2 - лучистого ожога ветвей деревьев по А.Г. Ильину с соавт. (1967),

3 - эпицентр взрыва по В.Г. Фасту с соавт. (1967),

4 - ось симметрии вывала,

5 - пробы (а - не давшие эффекта усиления ТЛ, б- аномальные по трем и двум признакам , в - по одному. Цифры - номер проб)..

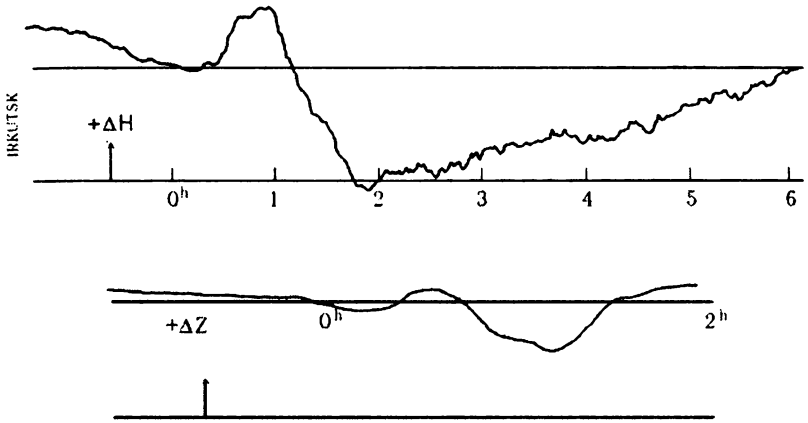


Рис.24. Магнитная буря, вызванная Тунгусским взрывом и зарегистрированная в Иркутске 30.06.1908 г. (К.Г. Иванов, 1964).

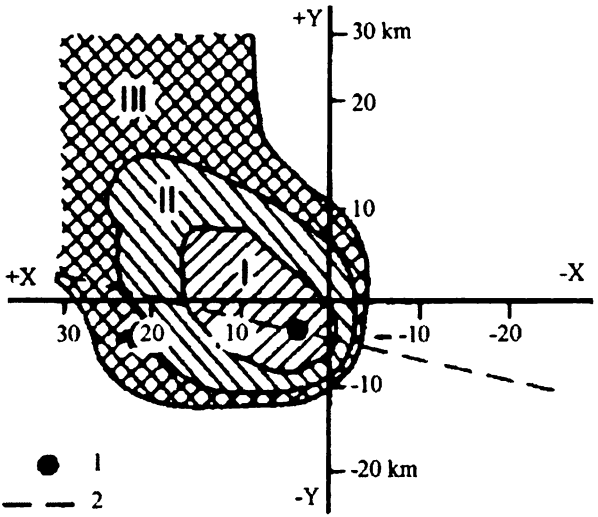


Рис.25. Зоны величины остаточной намагниченности почв в районе эпицентра Тунгусского взрыва (Бояркина А.П.: Сидорас С.Д. 1974; Сидорас С.Д., Бояркина А.П., 1976). Пояснения в тексте.

1 - район г. Чирвинский,

2 - траектория.

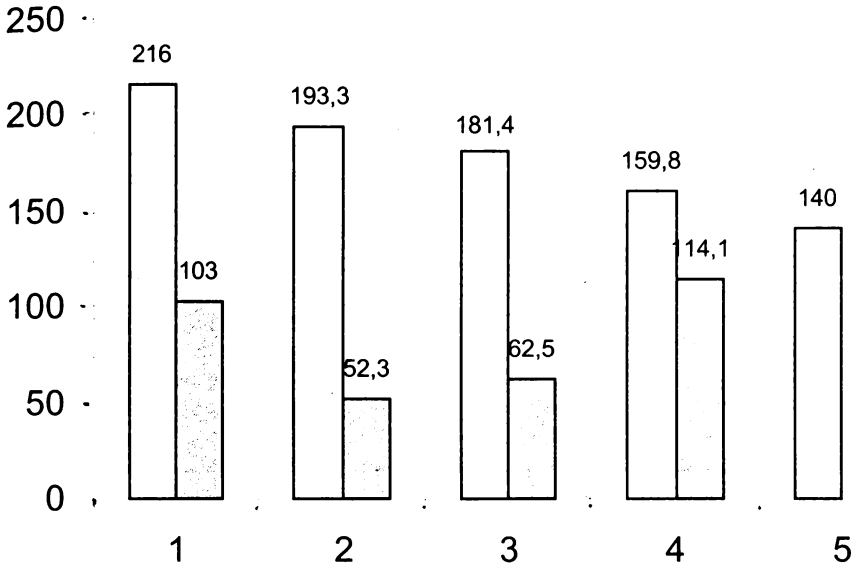


Рис.26. Смертность от злокачественных новообразований коренного и пришлого населения национальных округов Севера Сибири в 1976-1980 г.г. (стандартизованные показатели на 100 тыс. населения)

1 - Эвенкийский округ;
2 - Чукотский округ;
3 - Ханты-Мансийский округ (Березовский р-н).
4 - Корякский округ
(Атлас онкологической заболеваемости, Томск, 1995;

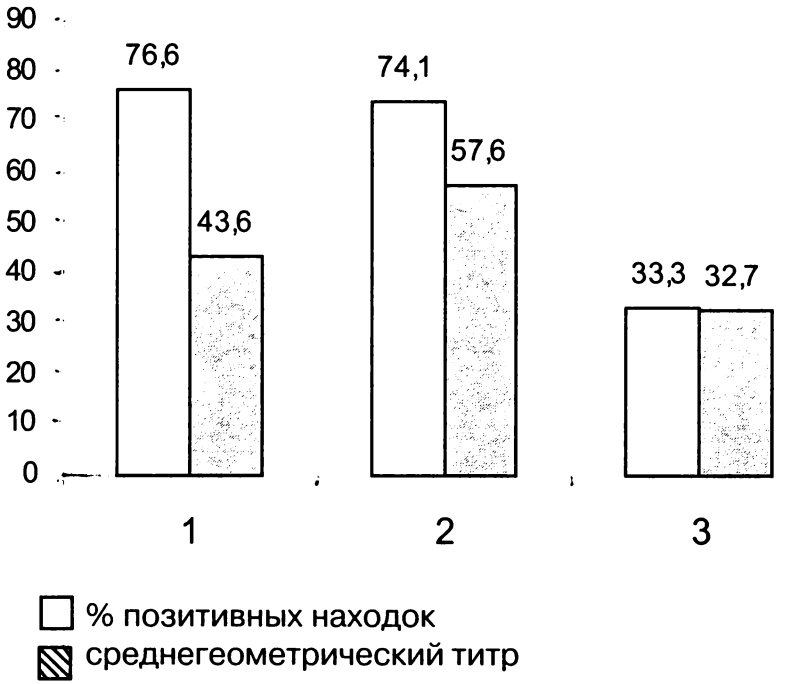


Рис.27. Уровни антител к капсидному антигену вируса Эпстайн-Барр в различных популяциях Севера

1 - русские, Ханты-Мансийский национальный округ;
2 - русские, Эвенкийский национальный округ;
3 - чукчи, Чукотский национальный округ.

(Васильев Н.В. с соавт., 1992).

УДК 621.039.73

ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ СБРОСОВ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ.

А. Л. Кононович

Введение

Прикладная экология, как наука об охране окружающей среды, развивалась совместно с технической революцией. Ещё в прошлом веке фиксировали случаи вредного влияния промышленных предприятий на среду обитания, в том числе, и на здоровье человека.

На этом раннем этапе постановка задачи об охране среды обитания казалась совершенно ясной и очевидной. По концепциям того времени она сводилась к разработке мер по уменьшению вредных выбросов и сбросов (в том числе к разработке способов очистки) и к контролю концентрации техногенных вредных веществ. К задаче контроля и нормирования естественным образом примыкал прогноз распространения примесей в воздухе и в воде. Идеологические вопросы нормирования в то время представлялись второстепенными.

Вся идеология выражалась простым требованием - чистить сбросы лучше, сбрасывать поменьше. Нарушения прекратить. Нарушителей закрыть. Любопытно, что такая односторонняя система требований на деле мало помогала улучшению обстановки. Загрязнение внешней среды на единицу производственной мощности в то время было больше, чем теперь.

Следует отметить, что необходимость развития промышленности и энергетики стала на современном этапе необходимым условием жизнеспособности человечества. Если в XVII - начале XIX века население могло обойтись сравнительно небольшим энергетическим обеспечением, то в наши дни, когда численность населения возросла более чем в тысячу раз, мощная энергетика стала жизненно необходимой. Призывы сократить производство и тем самым сохранить среду обитания при своей кажущейся гуманности на деле эквивалентны требованию уничтожать часть населения.

Значительный толчок к развитию идеологии охраны среды обитания дала радиационная безопасность. В данном случае, страх перед радиацией (радиофобия) и, как следствие, повышенное внимание научной общественности, сыграли положительную роль. (Редкий случай положительной роли радиофобии). В настоящий момент уровень развития радиационной безопасности среды обитания как раздела науки значительно опережает остальные аспекты охраны внешней среды.

Развиваясь, охрана окружающей среды постепенно формировалась в самостоятельную науку, обладающую своими принципами и подхо-

дами. Разумеется, охрана среды обитания опирается на целый ряд смежных дисциплин: биологию (в том числе радиобиологию), радиационную гигиену, экологию, гидродинамику и аэродинамику природных систем. Но она не является их простым логическим следствием. Строгого логического перехода от перечисленных дисциплин к науке об охране среды нет. Точно так же, как биология не является следствием химии, биохимии или молекулярной генетики.

До недавнего времени господствовало мнение, что основной целью охраны среды обитания является минимизация воздействия, в том числе минимизация сбросов и выбросов. Эта точка зрения выражена в концепции, условно названной ALAP (as less as possible - так мало, как возможно). Более поздними исследованиями установлено, что требование беспредельно уменьшать влияние предприятий в ряде случаев приводит к негативным последствиям. (Следует отметить, что негативные последствия не обязательно сводятся к экономическим, т.е. к неоправданным затратам средств. В некоторых случаях жертвой излишне жёстких требований к охране среды обитания становится безопасность среды обитания.) Этот взгляд нашёл отражение в более совершенной концепции ALARA (as less as reasonable achievement - так мало, как разумно достижимо). В концепции принято, что целью охраны среды обитания и охраны здоровья является определение оптимального (а не минимального) значения дозовых нагрузок, допустимых сбросов и выбросов.

Оптимизационный подход приводит к корректировке понятия "допустимой дозы". Но поиск параметра оптимизации явился трудной самостоятельной задачей. Основу оптимального решения строили на базе сравнения с уровнем естественного риска или на основе экономических подходов и.т.д. Строгой формулировки и, тем более, строгого решения в настоящее время нет.

Из - за невозможности построить строгое корректное решение наука об охране среды обитания зачастую вынуждена руководствоваться волюнтаристическими решениями. В результате охрана среды опирается не только на научные концепции, но и на моральные, социальные, а иногда на религиозные принципы.

Основа охраны среды обитания включает следующие составные части.

1. Выделение критического охраняемого объекта. В результате радиоактивных сбросов и выбросов радиационному воздействию могут подвергаться любые члены биоценоза, любые представители флоры и фауны. Наиболее естественно было бы требовать охраны всей экосистемы в целом, включая каждого её обитателя, и учитывая взаимодействие элементов биоценоза между собой. Но для такой постановки задачи уровень наших знаний не достаточен. Поэтому требование совокупной охраны биоценоза на практике (и в теории) заменяется

требованием охраны отдельных критических звеньев биоценоза. Выбор критического звена зависит от принимаемой концепции. Существуют две основные концепции - антропоморфная и собственно экологическая. По антропоморфной - гигиенической концепции считают, что основным, практически единственным, членом биосообщества, подлежащим охране, является человек. В рамках этой концепции воздействие на любой элемент экосистемы рассматривают с точки зрения возможных последствий для человека.

Экологическая концепция (в строгом смысле этого слова) исходит из требования охранять всю экосистему, и человека в том числе. По экологической концепции полагают, что все члены биосообщества обладают "равными правами", т.е. все подлежат охране, независимо от того, какую роль они играют в жизни человека. Из всех возможных вариантов экологической концепции в настоящее время практическое использование нашла только концепция охраны наиболее "слабого" звена биоценоза.

В результате длительных исследований пришли к выводу, что в любой экосистеме радиационно "слабым" звеном является именно человек. Этот результат объединил гигиенический подход и экологический подход на основе концепции "слабого" звена.

Таким образом, в радиационной безопасности среды обитания, требование целенаправленной охраны здоровья человека в настоящее время не постулируется. Оно является следствием нормирования по наиболее "слабому" звену. Тем не менее, имеется основание сомневаться, что обеспечение безопасности человека автоматически обеспечивает нормальное существование всего биоценоза. В значительной мере этот вопрос связан с неопределённостью самого понятия "нормальное состояние".

2. Учёт соотношения доза-эффект. На раннем этапе радиационной гигиены концепция определения допустимых доз строилась по принципу: дозовая нагрузка должна быть настолько малой, чтобы в облучаемом организме не наблюдалось последствий облучения. Таким образом, автоматически принималась пороговая концепция радиационной безопасности. По мере развития радиобиологии и радиационной гигиены, было установлено, что некоторые, быть может очень малые нарушения могут возникать при сколь угодно низких дозах. Это потребовало принять беспороговую концепцию. Идеологические трудности беспороговой концепции удалось обойти, приняв концепцию приемлемого риска. С концепцией приемлемого риска хорошо согласовывался стохастический характер радиационных нарушений в живых организмах при малых дозах. На этой стадии появилось большое количество работ по изучению закономерностей формирования естественного и техногенного риска. Концепция приемлемого риска легла в основу регламентации допустимых доз для человека, но она

оказалась неприемлемой для представителей флоры и фауны. Выдвигались другие принципы регламентации, например, установление допустимых доз исходя из требования сохранить продуктивность. Общепринятого алгоритма пока нет. В свете господства антропоморфной концепции радиационной безопасности этот вопрос казался второстепенным.

Серьёзные затруднения возникали и в связи с нелинейностью соотношения "доза-эффект". Наличие так называемого гермезиса, а также неопределённость вида кривой "доза-эффект" при дозах, сравнимых с величиной естественного фона, вносили большие идеологические трудности.

В довершение пошатнулась беспороговая концепция. В настоящее время установлено, что при очень малых значениях дозовых нагрузок радиочувствительность живых организмов уменьшается. Некоторые исследователи полагают, что она падает до нуля (имеется порог). Но измерить величину порога до настоящего времени не удалось. Наличие порога не нашло прямого отражения в современной практике нормирования дозовых нагрузок.

1. Определение стандартов допустимых доз.

Определение стандартов допустимых дозовых нагрузок опирается на следующие особенности воздействия ионизирующей радиации на живые организмы.

При дозе, превышающей порог так называемых детерминированных эффектов, возникает лучевая болезнь. Для человека граница детерминированных эффектов лежит в районе 0,6÷0,8 Зв (в зависимости от индивидуальных особенностей человека). Лучевая болезнь носит специфический характер. Она отличается от нарушений здоровья, не связанных с ионизирующей радиацией. При обнаружении лучевой болезни можно сделать однозначный вывод о причине ее происхождения. Лучевая болезнь всегда сопровождает облучение, если доза превышает порог детерминированных эффектов. Тяжесть заболевания и его последствия зависят от полученной дозы, а также от способа лечения.

Если доза меньше порога детерминированных эффектов, лучевая болезнь не возникает, но могут быть другие заболевания. Возникновение или невозникновение заболевания является в этом диапазоне чисто случайным - стохастическим - событием. Стохастические последствия проявляются не сразу. Поэтому их называют отдаленными последствиями. Время от момента облучения до проявления заболевания (рак, лейкоз и т. п.) может составлять несколько лет. Все стохастические последствия (например, заболевание раком, лейкопенией и т. п.) имеют аналоги нерадиационного происхождения.

При обнаружении у человека заболевания из списка возможных

отдаленных последствий облучения нельзя достоверно сказать, возникло заболевание в результате облучения или оно имеет другое происхождение. Причинно-следственная связь в области стохастических эффектов может быть установлена только статистическими методами. При этом нужны большие выборки наблюдаемых объектов.

Стохастические эффекты имеют место во всем диапазоне дозовых нагрузок.

По самому смыслу определения, стандарты допустимых доз должны быть меньше порога детерминированных эффектов.

1.1. О влиянии на последующие поколения.

Поскольку основным механизмом лучевого поражения является радиационное нарушение генно-хромосомного аппарата, радиационный риск для потомков облученных родителей вызывал большое беспокойство в первоначальный период развития радиационной безопасности. В этот период казалось совершенно очевидным, что радиационно мутировавшие гены сохраняются в последующих поколениях, и, следовательно, могут стать началом поколений-уродов. Были конкретные наблюдения, говорившие казалось бы о реальности угрозы. Так, при рентгеновском просвечивании беременных женщин, практиковавшемся в 20-30-е годы нашего столетия, рождались дети-уроды с очень тяжёлыми отклонениями.

Изучение радиационного мутагенеза проводилось во всем мире, в том числе и в нашей стране [1,2]. В результате исследований было доказано, что в живой клетке существует комплекс молекулярно-биологических процессов, защищающих геном последующих поколений от последствий мутаций. Радиационные мутации последующим поколениям не передаются[1].

Ввиду крайней важности вопроса, на нем следует остановиться чуть подробнее. Действие репарационного процесса включает в себя выявление участка ДНК, подвергшегося радиационному поражению (аберрации), его удаление и замену, т. е. исправление дефекта. Источником информации о правильном составе участка ДНК служит вторая нить спирали ДНК или избыточная информация, содержащаяся в других участках клетки.

В некоторых случаях репарационная система не способна ликвидировать последствие радиационного нарушения (например, двойной разрыв хромосом или разрыв гаплоидной хромосомы). В этом случае клетка может сохранить жизнеспособность и продолжать функцио-

---

[1] Интересно отметить, что важнейшие открытия в области радиационного мутагенеза - открытие репараций - были сделаны советскими учёными В.И. Корогодиным и Н.В. Лучником в годы, когда генетика в нашей стране только начала выходить из подполья, а академик Т.Д. Лысенко был ещё в силе.

нировать в организме, генерируя ферменты с ошибкой. (Такие клетки и являются причиной отдаленных последствий). Но они не становятся родоначальниками новых организмов. Зарождение и развитие нового организма на основе радиационно - поврежденной клетки блокировано. Другими словами, у родителей, подвергшихся радиационному поражению, будет либо нормальное потомство, либо никакого.

Казалось бы, рождение уродов после рентгенодиагностики беременных женщин опровергает сформулированное положение. Но это кажущееся противоречие. Уродства возникали в результате облучения самого эмбриона (или плода) в утробе матери. Причем облучение производилось в самый опасный период - в период интенсивного деления клеток.

Рентгеновское медицинское просвечивание женщин до момента зачатия, в том числе, просвечивание области тазовых костей, не приводило к рождению дефектного потомства.

Прямым свидетельством защищенности потомства от последствий облучения родителей ионизирующей радиацией явились опыты Абрахамсона [3]. Кратко, эксперимент Абрахамсона ставился следующим образом. В двух группах животных - подопытной и контрольной - определяли количество мутантов и спектр мутаций - фоновый спектр мутаций. Затем подопытных животных облучали. Определяли долю мутантов, которая после облучения, разумеется, увеличивалась. Наблюдали за потомками облученных и контрольных животных. В результате было установлено, что начиная с третьего поколения доля мутантов уменьшалась настолько, что группа потомков облученных животных не отличалась от группы потомков контрольных животных. Т.е. спектр мутаций "возвращался" к исходному состоянию (до облучения).

Тем самым было показано, что хотя ионизирующая радиация и является мутагенным фактором, но облучение не влияет на геном последующих поколений.

Исключение представляет второе поколение (дети), в котором наблюдается некоторое превышение доли мутантов над контрольным, хотя эта доля меньше, чем в первом (облученном) поколении. Интерпретация этого явления не совсем ясна. Возможно, это следствие экспериментальной погрешности. Поскольку в опытах с большим количеством животных не всегда можно точно установить момент зачатия, частично второе поколение могло подвергнуться облучению в эмбриональном состоянии (в утробе матери). Но более вероятно, что процесс восстановления предмутационного состояния ещё продолжается во втором поколении.

Следуя консервативному принципу при разработке нормативов допустимых доз, нанесение радиационного ущерба поколению детей учитывают. Согласно рекомендациям МКРЗ, оценка риска наследуемых

эффектов для человека составляет 14 % общего риска при облучении взрослых работающих и 18 % при облучении всего населения. Следует еще раз подчеркнуть, что влияние наследуемых эффектов после облучения может проявляться не более, чем для двух поколений.

Абрахамсон выполнил свой эксперимент на мышах. В дальнейшем опыты, типа опыта Абрахамсона, проводились с использованием различных животных, насекомых и рыб. Прослеживали десятки поколений. Результат получался один и тот же. Потомки облученных животных по спектру мутаций не отличались от потомков контрольных животных.

К тому же выводу о естественной биологической защите потомства от последствий облучения родителей приводят результаты палеонтологических и археологических исследований. Согласно результатам изучения древних захоронений ныне живущие люди похожи на людей, живших на Земле 4-5 тысяч лет назад. Отличия невелики и вполне укладываются в пределы расовых и национальных различий, имеющих место и в настоящее время. Но, учитывая естественный радиационный фон Земли, который имел место на протяжении всего её существования, суммарная доза, накопленная за время существования культурного человечества, составляет порядка 5 Зв, (летальная доза). Из этого следует, что ожидаемые изменения генома за счет передачи последующим поколениям всех возникающих радиационных мутаций (если бы передача существовала), несовместимы с жизнью.

Еще более яркий пример - существование так называемых "живых" ископаемых. Например, крокодилы появились на Земле 300-500 миллионов лет назад. Еще более древними являются кистеперые рыбы. За это время под действием естественного радиационного фона каждый ген (точнее, его предшественники) мутировал в среднем 15-20 раз. Генов, предшественники которых ни разу не подвергались радиационной мутации, у крокодила просто нет. Следовательно, если бы результаты радиационных мутаций сохранялись в геноме последующих поколений, современные крокодилы должны были бы неузнаваемо отличаться от своих ископаемых предков.

Необходимое уточнение. Далеко не от всех мутагенных факторов геном последующих поколений столь надёжно защищён. Мутации, вызываемые химическими мутагенами, в большинстве случаев передаются последующим поколениям. Даже нервный стресс может стать причиной мутации, сохраняющейся у всех потомков. Наиболее мощным источником мутаций является сам процесс митоза, т.е. естественного деления клеток. Возможно, именно этот процесс ответственен за образование новых видов, т.е. за эволюцию.

Мощная защита от радиационных мутаций, по-видимому, объясняется тем, что зарождение и развитие жизни на Земле происходило при воздействии радиационного фона. Биологические формы, не

имевшие надёжного антирадиационного механизма защиты потомства, просто не могли сохраниться.

Тот факт, что радиационные мутации не передаются последующим поколениям, серьезно повлиял на концепции радиационной безопасности. В частности, потеряла свое принципиальное значение "популяционная доза". Термин был установлен до открытия репарации. Он возник в связи с рассмотрением угрозы последствий облучения для потомков облученных родителей - для популяции. В то время считали, что в результате радиационной мутации рождается существо с явным или скрытым уродством - родоначальник дефектных поколений. По этой модели популяционная доза однозначно характеризовала угрозу для популяции в целом, независимо от того, формировалась ли она при сильном облучении небольшого количества людей или при облучении обширного контингента малыми дозами.

Поскольку передача результатов радиационной мутации последующим поколениям в действительности не происходит, понятие "популяционная доза" повисло в воздухе. Сейчас оно используется лишь как некий социально-технологический параметр, позволяющий сравнить радиационную обстановку и организацию радиационной безопасности на однотипных объектах. Для принципиальных биолого-гигиенических выводов популяционная доза не годится.

1.2. Особенности соотношения доза - эффект

Как следует из выше изложенного, главное внимание при охране от ионизирующей радиации должно уделяться именно тем, кто подвергается облучению. Рассмотрение последствий для потомства оказалось второстепенным.

Основным механизмом лучевого поражения являются аберрации (разрывы) хромосом и образование "дефектных" генов. Получающиеся при этом "дефектные" клетки оказываются родоначальницами отдаленных последствий для облучённого организма.

В результате облучения могут возникать поражения самых разных типов. Разнообразие радиационных последствий затрудняет сопоставление для различных видов животных и растений. Для человека основным (но не единственным) видом отдаленных радиационных последствий являются злокачественные образования (рак). Радиационный рак возникает у любого многоклеточного организма, но для некоторых видов животных он несущественен из-за малой продолжительности их естественного срока жизни. Вообще вопрос об учёте и сопоставлении эффектов радиационного поражения является специальной проблемой, рассмотрение которой выходит за рамки настоящего сообщения. Но есть общий момент на который, следует обратить внимание.

Для многоклеточных организмов в области стохастических эффектов

кривые зависимости доза-эффект имеют сходную форму [4]. Типичный вид начального участка кривой представлен на рисунке 1.1. кривая 1. По оси абсцисс отложена доза в условных единицах, по оси ординат - вероятность выхода радиационных нарушений, также в условных единицах (использование условных единиц позволяет приближённо изобразить на одном графике зависимость для многих видов, отличающихся величиной радиочувствительности). Хорошо виден немонотонный характер зависимости. Вблизи начала координат, при дозах, близких к нулевым, вероятность радиационного нарушения существенно отличается от нуля. Затем, по мере увеличения дозы, вероятность нарушения уменьшается, достигает минимума и потом снова возрастает. Другими словами, существует некоторая область дозовых нагрузок, оптимальная для живых организмов. При такой дозе

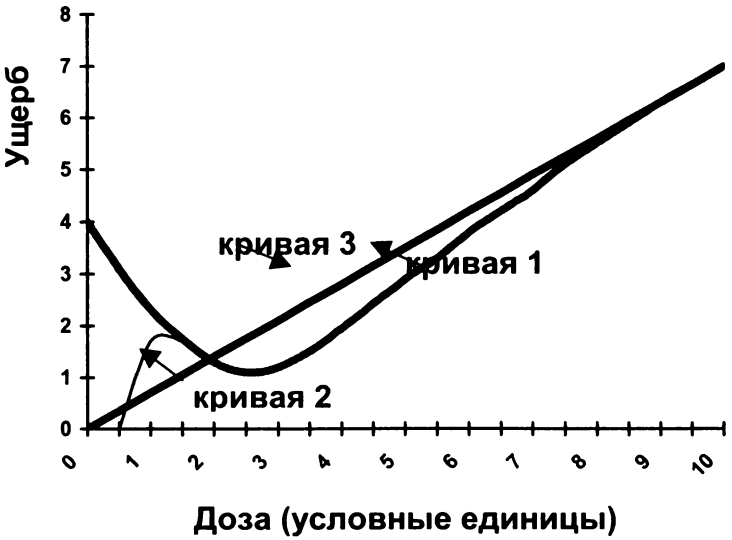


Рисунок 1.1 Зависимость доза-эффект

Кривая 1 - Зависимость по беспороговой концепции.
Кривая 2 - Приблизительная зависимость при наличии порога.
Кривая 3 - Упрощенная зависимость, используемая для практики.

вероятность радиационного поражения минимальна. Это явление объясняют тем, что ионизирующая радиация активизирует репарационные процессы в живых клетках. При малых дозах стимулирующее действие превалирует над возникновением нарушений, и тем самым в итоге действие радиации оказывается благотворным.

Следует отметить, что благотворное влияние ионизирующего излучения проявляется в целом ряде эффектов. Например, наблюдается более быстрое заживление ран, улучшение здоровья при некоторых легочных и ревматических заболеваниях и т. п. Благотворное влияние ионизирующей радиации получило название "гермезис". Область гермезиса - область минимума вероятности радиационных нарушений - находится в районе от 0,015 до 1 Зв, в зависимости от наблюдаемого эффекта, от типа растения или животного и от возрастной группы.

Минимум кривой доза-эффект разделяет величины доз на две условные области. Область малых доз, в которой репарационные процессы превалируют над процессами радиационных аберраций, и область, где радиационные нарушения доминируют.

В данном случае понятие малой дозы не соответствует обыденному - бытовому - пониманию малой дозы - дозы, малой по сравнению с фоном. Это разночтение иногда вызывает путаницу. В первом случае малая доза составляет от нескольких сантизиверт до нескольких зиверт. Во втором случае - несколько десятков милизиверт.

С учетом благотворного влияния радиации было предложено не только увеличить допустимые дозы, но и создавать повышенный уровень облучения людей искусственно. Согласно выше изложенному, это позволит человеку жить в радиационно оптимальных условиях.

Но такое предложение встречает два серьезных возражения. Во-первых, область благотворного влияния отличается для разных биоэффектов и даже для разных возрастных групп людей. Так, при одних и тех же дозах снижалась заболеваемость лейкемией в возрастной группе старше 25 лет, но увеличивалась в группе моложе 25 лет. Для лёгочных заболеваний дозы, приводившие к благотворному эффекту в возрастной группе до 30 лет, были вредны для возрастной группы старше 40 лет [1].

Следовательно, указать оптимальный диапазон доз, одинаковый для всех возрастных групп людей, а тем более, для всех видов животных и растений, не удаётся. Таким образом, добавочное облучение является аналогом лечебной процедуры, которая может назначаться при строгой дозировке в зависимости от вида заболевания и возраста пациента. В

---

[1] *Величины дозовых нагрузок в этих наблюдениях не указаны, и, быть может, известны с очень плохой точностью, что не нарушает достоверности результатов. Обеспечить идентичность дозовых нагрузок значительно проще, чем определить величину дозы.*

общем случае, при нормировании следует руководствоваться условной концепцией о вредности ионизирующей радиации.

Второе возражение - зависимость доза-эффект для человека известна с плохой точностью, что затрудняет выбор оптимального диапазона, даже если бы единый диапазон существовал.

На этом тезисе следует остановиться подробнее. В настоящее время с вполне удовлетворительной точностью определены некоторые интегральные характеристики зависимости доза-эффект для человека, например, усреднённый коэффициент радиационного риска. Детальное определение особенностей формы кривой в области доз порядка естественного фона сделать не удается из-за недостаточного количества наблюдений. При этих дозах вероятность радиационных последствий составляет не более $5 \cdot 10^{-5}$. Таким образом, даже при отсутствии шумового эффекта для получения результата с погрешностью ~10% необходимо наблюдать около $2 \cdot 10^{6}$ человек (население крупного города) на точку. Но, поскольку стохастические радиационные эффекты неотличимы от спонтанных аналогов (см. выше), наблюдения проводятся при значительном шумовом эффекте. Вероятность большинства шумовых процессов (естественная частота лейкемии и т. п.) имеет порядок 10^{-4} год$^{-1}$. Таким образом, для того чтобы выявить радиационный эффект на фоне шума, требуется более $3 \cdot 10^{7}$ человек (десятая часть населения бывшего СССР). Следует отметить, что даже в опытах на животных изучение столь многочисленных выборок - большая редкость. Что касается человека, то даже для выборок существенно меньшего объема - порядка 10^{3} - 10^{4} человек - практически невозможно гарантировать идентичность условий облучения и отсутствие влияния неучтённых, нерадиационных факторов. Поэтому все результаты для доз порядка сотен миллизиверт имеют крайне низкую достоверность. Известны лишь тенденция изменения и некоторые феноменологические характеристики.

Особый интерес представляют сообщения о наличии дозового "порога" для стохастических эффектов. Как известно, до недавнего времени полагали, что стохастические радиационные нарушения могут возникать при сколь угодно малых значениях дозы. Считали, что вероятность нарушения при нулевой дозе даже больше, чем для области гермезиса, как это иллюстрируется на рис. 1.1 кривая 1. Но, как показала статистическая обработка результатов наблюдения, выполненная в последние годы, радиочувствительность при малых дозах уменьшается [7,8]. Некоторые исследователи полагают, что она уменьшается до нуля, т. е. что стохастические эффекты все-таки имеют порог. Ориентировочный вид гипотетической кривой при наличии порога изображен на рис. 1.1. кривая 2. Непосредственно самого "порога" никто не наблюдал, и, тем более, не мог измерить его величину. Свидетельством уменьшения радиочувствительности при малых дозах явилось достоверное отклонение некоторых статистических критериев от

величины, ожидаемой при отсутствии порога.

Следует отметить, что само по себе наличие порога у многоклеточных организмов не явилось неожиданностью. Некоторые хорошо известные явления могут проявляться как отсутствие поражения при очень малых дозах. Так, например, известно, что отдаленные стохастические последствия проявляются тем позднее, чем меньше величина дозы. Естественно ожидать, что при некоторой малой величине дозы время, протекающее до проявления последствий, будет больше, чем естественная продолжительность жизни [9]. Другими словами, при этих дозах последствия не проявятся никогда.

Существование порога или даже уменьшение радиочувствительности при малых дозах делает бессмысленным применение коллективной дозы для радиогигиенических и радиоэкологических выводов не только с точки зрения риска для последующих поколений (популяционная доза), но и с точки зрения последствий для облучаемой группы.

Резюме. Кривая зависимости доза-эффект в области малых доз существенно нелинейна. Имеется некоторый диапазон доз, который можно было бы интерпретировать как оптимальный, но его положение не удается определить с достаточной точностью и универсальностью. Для практических целей используется упрощенная линейная аппроксимация (см. рис. 1.1 кривая 3). Это позволяет избежать больших вычислительных трудностей и неопределенности и, тем не менее, обеспечить вполне удовлетворительную охрану здоровья. Таким образом, фактическое постулирование линейной зависимости доза-эффект в области малых доз является одним из концептуальных принципов радиационной безопасности. Эта концепция рекомендована МКРЗ [5].

Опорной величиной при нормировании доз для человека является риск. Согласно рекомендациям МКРЗ и НРБ-96 приняты три стандарта риска [5,6]. Предел индивидуального риска для техногенного облучения лиц из персонала принимается 10^{-3} год$^{-1}$. Предел допустимого риска для населения - $5 \cdot 10^{-5}$ год$^{-1}$. Предел безусловно приемлемого риска составляет 10^{-6} год$^{-1}$.

Величины допустимых доз устанавливаются, исходя из пределов риска. Связь дозы и риска определяется линейным соотношением:

$$R = K_R \cdot D ,$$

где: R - риск; K_R - коэффициент радиационного риска; D - эффективная эквивалентная доза.

Величина коэффициента радиационного риска для населения согласно рекомендациям МКРЗ и НРБ-96 принята $7{,}3 \cdot 10^{-2}$ Зв$^{-1}$ [5,6].

Для представителей флоры и фауны выбор опорной величины при

нормировании является спорным. Риск для этой цели непригоден из-за неопределённости выбора его приемлемого уровня. Для человека величина приемлемого риска устанавливается на основе анализа естественного риска. Такое назначение правомочно, поскольку риск фактически полностью характеризует степень благополучия человека. Человек поставлен над межвидовой борьбой за существование. Но для животных в естественных условиях, межвидовая борьба является основной причиной гибели. Редкое животное доживает до возраста естественной смерти. Для млекопитающих в естественных условиях средний риск составляет 0,9 год$^{-1}$, для птиц - 0,85 год$^{-1}$. Для насекомых и рыб вероятность погибнуть в "младенческом" возрасте близка к единице. Таким образом, попытка установить уровень приемлемого риска для флоры и фауны на основе анализа естественного риска приводит к значениям допустимых доз, близким к летальным, что, разумеется, абсурдно. Были предложения установить значения

Таблица 1.1 .

Допустимые дозы для некоторых групп водных организмов. (Зв/год)

	Летальная доза	Допустимые дозы	
	LD_{50} Зв	1% от LD_{50}	Нет заметных последствий
Млекопитающие	7	0,07	0,6
Рыбы	30	0,3	1
Земноводные	14	0,14	1
Черви	200	2	2
Моллюски	150	1,5	2
Икра	8	0,32*	0,25
Фитопланктон Сине-зеленые	100	1	
Диатомовые	150	1,5	4
Зелёные	200	2	
Высшие водоросли	70	0,7	4
Зоопланктон	60	1,8*	4
Личинки насекомых	50	0,5	2
Яйца кладофор	20	0,4*	1
Простейшие	1000	10	

Примечание: значения, помеченные *, даны с поправкой, учитывая неполное время облучения (не весь год).

допустимых доз на основе анализа изменения продуктивности. Это позволяет чётко сформулировать алгоритм, но при его практической реализации имеются серьёзные трудности.

Выбор значений допустимых лучевых нагрузок для различных представителей флоры и фауны очень труден также и вследствие разнообразия видов поражающего действия и широкого спектра радиочувствительности. Из-за разнообразия организмов и способов проявления последствий облучения вызывает затруднения даже выбор критических эффектов, по которым можно было бы сравнить действие ионизирующей радиации. Поэтому строго определённого единообразного способа установления допустимых доз для представителей флоры и фауны в нормативной литературе нет.

Для практики приходится использовать приближённые условные подходы.

В некоторых рекомендациях предлагается установить значения допустимых доз на уровне, при котором у представителей биоты не регистрируется нарушений. Учитывая, что радиационное воздействие является близким к беспороговому, этот рецепт нельзя признать строгим. Но, учитывая неопределённость других алгоритмов, такой способ пригоден для практического использования.

Другой способ опирается на численную аналогию с нормированием допустимой дозы для человека. Допустимая доза устанавливается как 1% от летального значения. (Для человека, в период действия НРБ-76/87, имело место именно такое соотношение между летальной и допустимой дозой для профессионалов.)

В таблице 1.1 приводятся ориентировочные значения летальных и допустимых доз для некоторых пресноводных организмов. Во второй колонке даны значения летальных доз (LD_{50}). В третьей колонке значения допустимых доз, определённые как 1% от летальных. В четвёртой колонке допустимые дозы, определённые на основе экспертного анализа литературных данных, как дозы, не приводящие к существенным вредным последствиям. Такой способ, разумеется, субъективен. Но он вполне пригоден для практики. Как было отмечено выше, официально рекомендованных значений допустимых доз для представителей флоры и фауны в настоящее время нет.

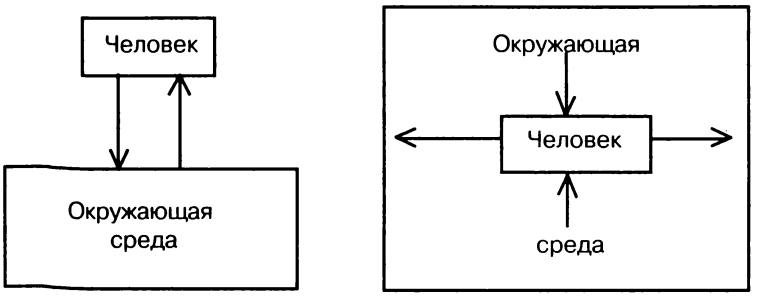
2. Основа охраны экосистем.

Определение требований к охране биоценоза как сложной многокомпонентной системы сталкивается с очень большими идеологическими трудностями. Даже если бы были чётко сформулированы условия радиационной безопасности каждого отдельного члена биоценоза, это не давало бы исчерпывающего решения общей задачи для взаимодействующей системы.

Подходы к экологической безопасности и охране среды обитания

можно условно разделить на два класса: антропоморфный подход и экологический подход в строгом смысле этого слова.

Рисунок 2.1 Схематическое изображение антропоморфной и экологической концепции



Антропоморфная концепция **Экологическая концепция**

Антропоморфный подход. Согласно антропоморфному подходу, взаимодействие человека с окружающей средой рассматривается с позиции значения среды для человека. Под этим углом зрения изучают как воздействие человека на среду обитания (приспосабливание среды для своего удобства), так и влияние среды обитания на человека. Применительно к радиационной безопасности, для реализации антропоморфного подхода, достаточно изучения транспортировки радионуклидов с целью определить дозу внешнего и внутреннего облучения человека. Для определения дозы внутреннего облучения изучают транспортировку радионуклидов по пищевым цепочкам - растительным, животным и рыбным. Этим экологическая часть антропоморфной концепции и ограничивается. Облучение представителей флоры и фауны антропоморфной концепцией не учитывается.

Идеологический антропоморфный подход проще экологического. Его основные положения сформулированы более чётко. Это объясняется, отчасти, интересом человека к самому себе. Человек является наиболее изученным существом как в индивидуальном, так и в общественном плане.

Как было отмечено в предыдущем пункте, радиационная безопасность для человека основывается на концепции приемлемого риска.

Опираясь на концепцию приемлемого риска, удается установить величины допустимых доз и допустимых концентраций с достаточной степенью убедительности.

Антропоморфная концепция получила в настоящее время широкое распространение, но она встречает возражения. По мере развития как науки, так и общей культуры, возражения против антропоморфной концепции становятся все более серьёзными.

С одной стороны, замкнутая антропоморфная концепция является следствием недостатка наших знаний. Образно говоря, не может быть хорошо одному члену биосообщества, если всем остальным плохо. Из-за ограниченности наших сведений, ни одна современная модель не позволяет учесть все аспекты влияния среды обитания на человека. Целый ряд существенных моментов, в том числе и вредоносных, неизбежно упускаются.

С другой стороны, существуют и некие моральные соображения. Несмотря на то, что они вне науки, их нельзя игнорировать. По-видимому, вопрос - вправе ли человек быть только потребителем, - вполне законный, хотя и не научный.

Экологический подход. Любая экологическая концепция, в строгом смысле этого слова, должна исходить из требования сохранить нормальное существование экосистемы как единой взаимодействующей системы с учетом нормального существования всех ее обитателей. Но конкретных общепринятых количественных алгоритмов, позволяющих реализовать это требование, в настоящий момент нет. Имеется принципиальная возможность нормировать воздействие на любой конкретный элемент экосистемы, на любого представителя флоры или фауны. Но учесть, каковы последствия воздействия на некоторый элемент для других элементов, можно лишь в очень ограниченных рамках. В общем случае биоценоз является слишком сложной системой.

По этой причине требование охраны экосистемы на практике заменяется требованием охраны отдельного звена, для которого радиационный риск максимален. Наиболее рискующим считается представитель биоты, для которого отношение дозы, получаемой с учётом условий его проживания к допустимой дозе для этого элемента, имеет наибольшую величину. Постулируется, что охрана наиболее рискующего звена автоматически обеспечивает охрану всех элементов биоценоза. Поиску наиболее рискующих звеньев было посвящено большое количество работ. Значительное внимание уделяли почвенной фауне и обитателям бентоса, поскольку в этих средах происходит концентрирование радионуклидов. Среди представителей фауны наибольшему риску подвергаются коконы червей в земле и икра некоторых видов рыб и земноводных в водной среде. Тем не менее, по результатам исследований на сегодняшний день наиболее рискующим звеном является человек. (В публикации 30 МКРЗ говорится,

что обеспечение радиационной безопасности человека при охране среды обитания автоматически обеспечивает охрану всей биоты.) Тем не менее, этот вопрос по-прежнему остается дискуссионным.

Очень спорным является понятие "экологический риск". В строгом смысле слова это понятие не определено. Фактически оно подменено понятием "риск для наиболее слабого звена". Но охрана только одного, условно выделенного "слабого" звена далеко не всегда может гарантировать благополучное состояние экосистемы. Во-первых, понятие "охрана существования" и понятие "благополучие" не эквивалентны. Во-вторых, любой элемент экосистемы взаимодействует с большим количеством других элементов. Количество связей доходит до сотен и даже тысяч. Взаимодействие не всегда сводится к трофическим связям. Например, хорошо известно влияние червей и почвенных животных и насекомых на условия жизни травянистых растений за счёт улучшения условий аэрации.

В результате, даже слабое влияние на большое количество элементов может иметь значимые последствия.

2.1. Метод неопределённого критерия качества состояния.

Как было отмечено выше, экологическое нормирование радиационного воздействия (в строгом смысле слова) сталкивается со следующими принципиальными трудностями:

- нет строго количественного определения понятия "экологический риск",
- нет определения понятия "благополучное состояние биоценоза" и его связи с экологическим риском (если связь есть),
- нет чёткого количественного критерия, определяющего благополучие экосистемы,
- невозможно рассмотреть всю совокупность последствий антропогенного воздействия на биоценоз ввиду сложности даже простейших биоценозов.

Поскольку исходные положения не определены, приходится использовать приближённый подход.

Для определения допустимой дозы с учётом комплексного влияния на систему взаимодействующих элементов необходим количественный критерий, учитывающий общее состояние системы в целом и благополучие всех ее обитателей. В настоящее время такой критерий нам не известен, но объективно он, по-видимому, существует. Для различных типов экосистем критерии качества состояния, по-видимому, отличаются. Например, совершенно очевидно, что леса неудобны для жителей пустыни или тундры и наоборот. Как оптимальное значение критерия качества экологического состояния, так и самый его вид, могут изменяться в процессе сукцессии. Таким образом, точно определить критерий в обозримом будущем не удастся.

Но в любом случае критерий обладает следующими очевидными свойствами по самому смыслу определения:

- критерий зависит от состояния любого элемента биоценоза;
- зависимость величины критерия от состояния конкретного элемента биоценоза (от степени благополучия члена биосообщества) строго монотонна[1];

Ограничиваясь рассмотрением вопроса охраны среды обитания от радиоактивного загрязнения (а также от загрязнения токсическими веществами), свойства критерия можно дополнительно конкретизировать.

В настоящей работе вводятся следующие ограничения:

1. рассматриваются стабильные экосистемы;
2. воздействие на любой элемент экосистемы, косвенно влияет на все элементы;
3. рассматриваются только факторы внешнего воздействия, которые вредны для любого элемента экосистемы;
4. сколь угодно слабое внешнее воздействие на любой элемент экосистемы вредно для этого элемента (беспороговое воздействие);
5. (Дополнительно). вредное воздействие на элемент экосистемы пропорционально количеству (дозе или концентрации) вредного фактора.

В строгом смысле, перечисленным условиям не отвечает ни один фактор внешнего воздействия. Дать абсолютно строгую и одновременно практически приемлемую картину на современном уровне невозможно. Целесообразно рассмотреть сделанные допущения.

Ближе всего этим допущениям соответствуют ионизирующая радиация, канцерогенные и мутагенные химические вещества, а также тяжелые металлы. (Вопрос об учете гермезиса был рассмотрен в предыдущем пункте). Принятая линейная концепция позволяет существенно упростить математические выкладки. Возможное существование "порога" не усложняет технику рассмотрения и при необходимости легко учитывается простым использованием единичной функции h(D) (η=1 при D>0; η=0 при D<0).

Взаимное влияние элементов биоценоза друг на друга общеизвестно. Но значимость этого влияния не всегда одинакова. Реальные биоценозы можно представить в виде комбинации блоков (подсистем), взаимодействующих между собой слабее, чем элементы внутри блока. Предположение о равнозначности всех отдельных элементов является максимально консервативным. Учесть роль блоков можно лишь при наличии дополнительной информации об экосистеме. Такая

---

[1] *Зависимость самого состояния элемента биоценоза от дозы или концентрации воздействующего агента может быть немонотонной*

информация позволяет уменьшить степень консервативности оценок. С учетом плохой точности моделей взаимодействия элементов биоценоза и моделей миграции радионуклидов в экосистемах консервативный подход оправдан.

При сделанных предположениях 1. – 5. изменения любого критерия качества состояния как функции состояния отдельных элементов биоценоза аддитивно по отношению к результатам слабого воздействия на отдельные элементы. Доказательство тривиально и делается путем разложения функции в ряд Тейлора. Разложение любой характеристической переменной правомочно в силу предположения о стабильности экосистемы.

Следовательно, изменение любого критерия качества состояния экосистемы при слабом внешнем воздействии может быть записано в виде ряда

$$\Delta\Phi = \sum_{i,k} a_{i,k} \cdot q_k \quad (2.1)$$

где: q_k - величина k-го фактора (дозы или концентрации), воздействующего на i-й элемент биоценоза.

$$a_{i,k} = \frac{\partial\Phi}{\partial\theta_i} \cdot \frac{\partial\theta_i}{\partial q_k}$$

θ_i - аргумент комплексного критерия качества состояния $\Phi(\theta)$, характеризующий изменение состояния i-го элемента биоценоза.

Поскольку критерий качества состояния неизвестен, значения коэффициентов a_{ik} могут быть определены только косвенным способом. Полагают, что если воздействию вредного фактора подвергается единственный элемент биоценоза, то критерий качества состояния достигает своего предельно допустимого значения тогда, когда величина воздействующего фактора (дозы или концентрации) достигает предельно допустимого значения для соответствующего представителя флоры или фауны. В этом случае в соотношении (2.1) отличен от нуля единственный член. Соответственно, абсолютное значение суммы

$\sum a_{i,k}$ определяется выражением:

$$\sum_i a_{i,k} = \frac{1}{D_{i,доп}},$$

где $D_{i,доп}$ - допустимое значение дозы или концентрации для i - го элемента биоценоза, при условии, что внешнему воздействию подвергается только он.

Коэффициенты $a_{i,k}$ могут принимать как положительные, так и отрицательные значения. Для определения знаков коэффициентов разложения $\Phi(\theta_i)$ в ряд (2.1) необходимы дополнительные предположения. В наиболее жестком, консервативном варианте вредное воздействие на любого члена биосообщества вредно для экосистемы в целом. При этом, наиболее жёстком допущении, все коэффициенты ряда (2.1) имеют одинаковые знаки. Следовательно, нижняя, наиболее консервативная, - оценка допустимой величины воздействия, не нарушающего нормальное состояние экосистемы, определяется выражением:

$$\frac{1}{D_{доп}} = \sum \frac{1}{D_{i,доп}} \text{.....} \quad (2.2)$$

В общем случае, вредное воздействие на некоторый элемент экосистемы не всегда вредно для системы в целом. Могут быть отдельные виды (животных или растений), угнетающие остальных членов биосообщества, приносящие им большой ущерб и тем самым косвенный ущерб самим себе. Примером может служить заражение лесов паразитами.

Для оценки верхней границы допустимого уровня воздействия рассматривается мысленный эксперимент. Предполагается, что есть возможность организовать воздействие внешнего фактора таким образом, чтобы его влиянию подвергалась только заданная (выбранная) группа элементов экосистемы. В том числе есть возможность воздействовать на единственный элемент. Мысленный эксперимент состоит в проведении ряда последовательных испытаний. В первом испытании вредному воздействию подвергается единственный элемент и фиксируется изменение критерия качества состояния. В каждом последующем испытании воздействию подвергается еще один дополнительный элемент. Учитывая сложность любых, даже простейших экосистем, результат воздействия на новый, случайно выбранный элемент, можно рассматривать как случайное событие. Результат последовательных испытаний в этом случае формируется как результат случайного блуждания типа процесса Гаусса. В противовес максимально консервативному предположению, в наиболее мягком допущении считают, что благотворные и вредные последствия воздействия на случайно выделенный элемент равновероятны. В этом случае область возможных значений допустимой величины воздействующего фактора оценивается соотношением:

$$\frac{1}{D^2_{доп}} = \sum \frac{1}{D^2_{i,доп}} \text{.....} \quad (2.3)$$

В результате получаются два условия сохранения нормальной экологической обстановки в экосистеме:

$$\sum_i \frac{D_i}{D_{i,доп}} \le 1 \quad \text{(нижняя оценка)}$$

или (2.4) .

$$\sum \frac{D_i^2}{D_{i,доп}^2} \le 1 \quad \text{(верхняя оценка)}$$

где D_i - средняя дозовая нагрузка (или концентрация), которой подвергается i - ый элемент биоценоза.

Дальнейшее уточнение, исходя только из общих соображений, сделать невозможно [1].

Таким образом, метод нормирования по неопределенному критерию качества состояния содержит принципиальную неопределенность результата. Значение этой неопределенности для практики будет рассмотрено ниже.

Следует отметить, что в предлагаемом методе как критерий качества сост-ояния, так и само определение, какое состояние экосистемы следует считать нормальным, остаются неизвестными. Метод неопределенного критерия качества состояния (неопределенного критерия нормирования) позволяет установить предел дополнительного вредного воздействия, которое не приведет к нарушению нормального экологического состояния, если таковое имело место, независимо от того, что считается "нормальным состоянием".

В приближении слабого внешнего воздействия все вредные факторы, отвечающие требованиям, сформулированным в начале параграфа, равноправны. В том числе, они равноправны при совместном воздействии. Следовательно, в формуле (2.4) суммы должны содержать члены, учитывающие влияние всех вредных веществ, отвечающих этим требованиям. Другими словами, наличие одновременно химических канцерогенов и ионизирующей радиации, а также тяжёлых металлов, должно снижать допустимый уровень в соответствии с требованиями формул (2.4). Логически, такое требование вполне естественно. Оно хорошо известно, когда рассматривается воздействие на организм.

---

[1] *При наличии информации о блоковой структуре биоценоза число слагаемых уменьшается. Это приводит к смягчению результирующих оценок и уменьшению неопределенности т. е. разницы верхней и нижней оценок.*

Выражение (2.2) обобщает требование на случай воздействия на экосистему.

Определение допустимых доз или концентраций методом неопределенного критерия качества состояния по своему подходу коренным образом отличается от общепринятого в настоящее время детерминистского подхода. В детерминистском подходе чётко устанавливается, какие именно вредные последствия рассматриваются и какие пути воздействия учитываются. Используют результаты конкретных измерений и строят математические модели. При этом стараются выполнить моделирование по возможности строго. Детерминистский подход выглядит более надёжным, но это кажущееся преимущество.

В действительности детерминистские подходы содержат большую неопределенность - до порядка величины и более. Основной источник погрешности - это неопределенность моделей. При моделировании рассматривается некоторый ограниченный набор элементов и процессов воздействия. Уверенности в том, что исчерпаны все значимые составляющие, как правило, нет.

Целый ряд важных типов взаимодействия элементов биоценоза и поведения отдельных членов биосообщества в строгих терминах моделирования в настоящее время вообще не сформулированы. Так, например, такие понятия, как благополучное состояние биоценоза и общий экологический ущерб, рассматриваются только с антро-

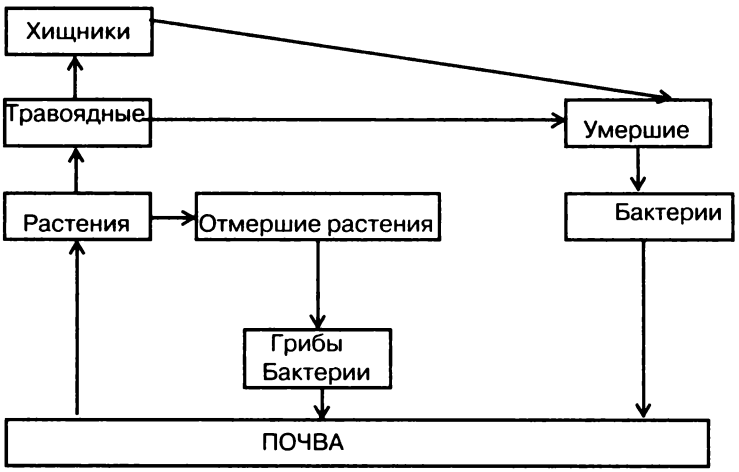


Рисунок 2.2 Схема модели биоценоза.

поморфных позиций, что, разумеется, односторонне.

Метод неопределенного критерия качества состояния опирается на самые обобщенные представления и не использует конкретных моделей. Этим методом принципиально невозможно получить точный результат. Но ошибка величин, получаемых методом неопределенного критерия, сравнима с погрешностью результатов, полученных детерминистскими методами.

2.1.1. Иллюстрирующая модель.

В качестве иллюстрации метода комплексного нормирования была рассмотрена математическая модель упрощенного гипотетического биоценоза. Схема биоценоза представлена на рис. 2.2.

Полагают, что каждый трофический уровень населён растениями или животными одного вида. Естественная продолжительность жизни для всех одинакова. Период плодоношения (воспроизводства) составляет треть жизни. Принято, что растение или животное может погибнуть до достижения возраста естественной смерти. Вероятность преждевременной гибели складывается из условно постоянного (в рамках модели) члена, характеризующего спонтанную гибель, и члена, характеризующего вероятность голодной смерти. $\omega_i = \phi_i + \varphi_i$. Вероятность голодной смерти определяется соотношением:

$$\varphi_i = \alpha_i \frac{\Phi_i}{M_{i-1}},$$

где Φ_i - масса вещества, потребляемая в единицу времени на i-ом трофическом уровне для питания.

M_{i-1} - масса вещества на (i - 1) -ом трофическом уровне, которая может быть использована i-ым трофическим уровнем для питания.

α_i - нормирующий множитель.

Рассматриваются следующие трофические уровни и трофические потоки.

- Питательные вещества в земле (лимитирующий элемент).
- Растения (автотрофы). Поток питания из земли пропорционален площади корневой системы. Вероятность "голодной гибели" данного растения обратно пропорциональна площади его корневой системы. Потребляемые из земли питательные вещества расходуются на увеличение массы растения.
- Травоядные животные (гетеротрофы первого уровня). Питание частично используется для увеличения массы животного, частично для поддержания процесса жизнедеятельности. Часть лимитирующего элемента, использованная для поддержания жизнедеятельности, удаляется из организма в форме, доступной для использования расте-

ниями. Имеются два типа: "здоровые" и "больные" животные. Вероятность спонтанной и голодной гибели "больного" животного в 5 раз превышает вероятность гибели "здорового". "Больные" животные получаются путем заражения "здоровых".

Вероятность "заразиться" складывается из двух членов:

$$\theta_1 = \beta_1 \frac{n_Б}{n_Б + n_З} + \gamma_1 \cdot \sum n_У$$

где $n_Б$ - количество больных животных,

$n_З$ - количество здоровых животных,

$n_У$ - количество трупов умерших животных до их переработки сапротрофами.

Во время "болезни" животное не дает потомства.

· Хищники (гетеротрофы второго уровня). Общая схема питания, роста и воспроизводства для них строится так же, как для гетеротрофов первого уровня. Но категория "больных" хищников не учитывается. Считается, что "больной" хищник вскоре погибает, поскольку не может настигнуть жертву.

Принято, что "хищники" преимущественно используют в качестве жертв "больных" животных. При "поедании" больного животного,

Таблица 2.1 .

Изменение критерия качества состояния

($\times 10^{-3}$)

Объект воздействия	Обозначение	Простая модель	Модель с коррекцией рождаемости
Травоядные	А	– 0.32	– 3.7
Хищники	В	– 2.0	– 3.1
Растения	Р	– 0.65	– 0.35
Растения и травоядные животные	РА	– 0.84 (Р + А = – 0.97)	– 4.1 (Р + А = – 4.05)
Растения и хищники	РВ	– 2.6 (Р+В = – 2.65)	– 3.2 (Р+В = – 3.45)
Травоядные и хищные животные	АВ	– 2.4 (А + В= – 2.32)	– 6.8 (А + В = – 6.8)
Растения и все животные	РВА	– 2.9 (Р+А+В = – 2.97)	– 7.15 (Р+А+В = – 7.15)

хищник не заражается.

· Сапротрофы. Полагают, что питательные вещества, содержащиеся в трупах растений и животных, могут быть использованы растениями только после разложения трупов сапротрофами.

Поведение описанной модели во многом сходно с поведением реальных биоценозов.

С помощью ЭВМ рассматривали эволюцию модельной системы с течением времени. При некотором выборе значений числовых параметров модели, система может существовать неограниченно долго. При этом численности населения трофических уровней колеблются, подобно тому, как это наблюдается в реальных биоценозах.

Интересно отметить, что если в описанной системе моделируется исчезновение населения любого уровня, то в результате происходит имитация гибели системы. Условно это выглядит следующим образом. Имитация исчезновения "хищников" приводит к увеличению количества "больных травоядных животных". Сокращение травоядных приводит к гипертрофированному увеличению количества растений большого "возраста". Последние, обладая согласно модели более развитой корневой системой, "губят" другие растения на первом году развития. В реальных биоценозах полной гибели экосистемы, как известно, не происходит, поскольку при ослаблении одного из звеньев биоценоза его экологическую роль берут на себя другие элементы.

Для иллюстрации принципа комплексного нормирования моделируется вредное воздействие на обитателей биоценоза. Согласно модели, вредное воздействие выражается в увеличении вероятности спонтанной гибели. В качестве критерия качества состояния системы по отношению к населению одного уровня выбрано отношение числа животных или растений, погибших преждевременно (за исключением тех особей, которые были "съедены" животными более высокого трофического уровня) к общему числу животных[1].

Критерием качества состояния системы является произведение критериев качества состояния для отдельных уровней. Считается, что общая ситуация в системе тем лучше, чем меньше значения выбранного критерия качества состояния.

Моделируются следующие ситуации. Либо вредному воздействию подвергается население только одного уровня биоценоза, либо одновременно нескольких уровней (двух или трех).

---

[1]Исключение из критерия качества состояния "съеденных животных и растений" объясняется неопределенностью истолкования события. Поедание травоядного животного трагично с точки зрения жертвы, но благоприятно с точки зрения хищника, и необходимо с точки зрения существования биоценоза.

По результатам численного моделирования получено, что при вредном воздействии на любой выделенный уровень изменяются значения частных критериев для всех уровней. Это интерпретируется как ухудшение условий существования для всех обитателей биоценоза, когда одному из видов становится хуже. (Соотношения населённостей уровней первоначально сбалансировано).

Изменения критерия качества состояния всей системы при различных вариантах модельного воздействия на систему представлены в таблице 2.1.

Во второй колонке приводится условная маркировка трофических уровней, подвергающихся вредному воздействию.

Р - растения; А - травоядные животные; В - хищники. (см. схему рис. 2.1).

Маркировка двумя буквами (типа АВ, РВ и т. д.) означает, что вредному воздействию подвергается одновременно население двух уровней. Маркировка в виде суммы двух букв (вида А + В; Р + В и т. д.) означает, что в соответствующей строке приводятся алгебраические суммы изменений критерия качества состояния, получаемые при моделировании воздействия на один уровень.

Хорошо видно, что суммы изменений, получаемых при воздействии на отдельные уровни и изменения, получаемые при совокупном воздействии на соответствующие уровни, практически совпадают.

Рассмотрены два варианта модели биоценоза. Во втором варианте моделировали увеличение рождаемости при увеличении вероятности спонтанной гибели. (Как известно, такое явление имеет место в природе). Как видно из таблицы, при коррекции рождаемости наблюдается более точное совпадение суммы изменений критерия при воздействии на отдельные элементы с изменением критерия при совокупном воздействии. Но само изменение критерия качества состояния при коррекции рождаемости значительно больше. Это интерпретируется следующим образом. В системе с коррекцией рождаемости борьба за сохранение вида происходит эффективнее, но это достигается ценой ухудшения условий существования для представителей вида.

Обобщая, можно сказать, что усиление компенсаторных процессов, обеспечивающее устойчивость и стабильность экосистем, одновременно делает жизнь обитателей экосистемы более тяжёлой. Таким образом, принцип регламентации вредных воздействий по критерию качества состояния биоценоза предохраняет экосистему от необходимости мобилизовать дополнительную внутреннюю компенсацию против вредного антропогенного воздействия.

2.2 О возможности проверки правильности подхода.

Наиболее надёжной проверкой применимости метода неопределен-

ного критерия могла бы стать экспериментальная проверка, точнее, обработка результатов натурных наблюдений.

Формально следовало бы сравнить эволюцию биоценозов, не подвергающихся вредному воздействию, с эволюцией идентичных (или хотя бы похожих) экосистем, подвергающихся воздействию вредных сбросов или выбросов. Для информативности сравнения, величина вредного сброса должна быть допустимой с точки зрения воздействия на любой отдельный, в том числе и на наиболее слабый элемент, и недопустимой с точки зрения нормирования по неопределенному критерию качества состояния (см. условие (2.4)).

Проверка затрудняется тем, что непосредственных последствий облучения в обоих случаях не ожидается, поскольку концентрации допустимы с точки зрения влияния на любое, отдельное, звено.

Различие реакции экосистем (если оно есть) может проявиться только в ходе эволюции систем. Для экосистем, которые подвергаются более сильному вредному воздействию, ожидается затруднённое преодоление тяжелых условий (например, аномально суровых зим), которые эпизодически возникают в природе. Через какое-то время ожидается наблюдаемое ухудшение состояния экосистем, вредное воздействие на которые превышает допустимое с точки зрения комплексного критерия качества состояния. Практически выполнить такое наблюдение очень трудно.

Результатов натурных наблюдений, которые однозначно свидетельствовали бы в пользу (или против) правильности метода, в настоящее время нет. По-видимому, в обозримом будущем такое исследование поставить не удастся. Некоторые выводы в пользу метода можно сделать на основании имеющейся косвенной информации. Ниже приводится несколько примеров, которые частично свидетельствуют в пользу того, что охрана одного, наиболее слабого звена биоценоза, всё-таки не гарантирует нормального существования экосистемы.

В качестве примера наблюдаемых последствий совокупного влияния многих слабых, в отдельности незначительных, факторов можно привести влияние озеленения посёлков и городов на продолжительность жизни человека. Первоначальные исследования были выполнены в середине прошлого века.

Ф.Ф. Эрисман, А.П. Доброславин и А.Н. Марзеев доказали, что недостаток площади зелёных насаждений в городах и посёлках приводит к ухудшению здоровья и сокращению продолжительности жизни людей. Результат был получен путём анализа и обработки обширных данных наблюдений в тогдашней Российской Империи. Методами статистики было установлено, что в случае, если площадь зелёных насаждений меньше 40 м^2 на человека, в населённом пункте регистрируется статистически достоверное сокращение средней продолжительности жизни и ухудшение показателей здоровья по

сравнению с более озеленёнными городами.

Факт был подтверждён последующими исследованиями, проводившимися вплоть до 30-х годов нашего века, хотя величина критической площади неоднократно корректировалась (в пределах 40-50 м^2 на человека). Результаты вошли в широкую практику современной коммунальной гигиены [10]. Но количественного научного объяснения этот факт не нашёл до сих пор.

Первое количественное объяснение выдвинул Петтенкофер, который вычислил, что для переработки углекислого газа в кислород в количестве, необходимом для дыхания одного человека, требуется 50м^2 площади, покрытой зелёной растительностью. Работа Петтенкофера есть пример правильного результата, но ошибочного объяснения. Сейчас достоверно установлено, что количество городской растительности не влияет на концентрацию кислорода в городском воздухе. Естественный обмен в атмосфере Земли происходит очень интенсивно. Для перемешивания в глобальных масштабах достаточно нескольких дней. Таким образом, в формировании основного газового состава атмосферы принимают участие огромные территории (включая площади, занятые мировым океаном). По сравнению с этими площадями, суммарная площадь городов прошлого века (и тем более площадь их зелёных насаждений) ничтожна. Прямые измерения также не подтвердили значимого увеличения концентрации кислорода в озеленённых посёлках.

В наши дни роль зелёных насаждений можно было бы объяснить обеззараживающим действием по отношению к техногенным токсическим примесям. Но в прошлом веке в городах, наблюдения над которыми легли в основу результатов Эрисмана, Доброславина и Марзеева, ещё не было столь развитой промышленности.

Дальнейшие исследования выявили целый ряд факторов, которые могли бы объяснить благотворное влияние зелёных насаждений (снижение концентрации аэрозолей, уменьшение шума и т. п.). Но количественное сопоставление показывало, - они не могут объяснить то значимое улучшение состояния здоровья, которое наблюдали в озеленённых городах прошлого века. Таким образом, в данном случае проявляется влияние сложного многофакторного взаимодействия в реальной экосистеме, которое не удаётся объяснить традиционным рассмотрением. В данном примере малое, и поэтому не учитываемое, влияние отдельных факторов в совокупности даёт значимый результат из-за большого количества факторов. По-видимому, каждый фактор в принципе нам известен. Но теоретически учесть всю совокупность не удаётся.

Особое место занимает исследование экосистем, загрязнённых в результате радиационных катастроф (например, в районе Чернобыля и Южно-Уральского шлейфа). На первый взгляд создаётся впечатление,

что наблюдаемое экологическое состояние улучшилось. Но это не свидетельствует в пользу благотворности радиоактивного загрязнения. Причина улучшения экологического состояния кроется в том, что в этих экосистемах был искусственно удален антропогенный фактор (население вывезли).

Для правильной интерпретации результата необходимо рассмотреть изменение видового состава биоты [12]. В работе В.Е. Соколова и Д.А. Криволуцкого констатируется изменение состояния биоты на территории, так называемого, Южно-Уральского загрязнённого следа. В частности, наблюдается существенное увеличение доли деревьев, заражённых паразитами. Есть и другие изменения в составе биоты. Они имеют место при дозах, недостаточных для значимого поражения как растительности, так и животных. Именно изменения в составе биоценоза, а не непосредственные результаты лучевого поражения являются основным наблюдаемым эффектом в зоне Южно-Уральского следа.

Наблюдаемые изменения объясняются следующим образом. При отсутствии антропогенного воздействия основной причиной, определяющей состояние биоценоза, является межвидовая и внутривидовая борьба. Борьба происходит настолько остро, что некоторые виды находятся на грани выживания. При этом для выживания имеет значение как состояние некоторого вида, так и состояние других видов, с которыми он взаимосвязан. В этой острой борьбе любое, даже малое воздействие, приводит к значимым нарушениям именно в силу обострённости борьбы. Другими словами, внутренние взаимодействия в экосистеме оказываются усиливающим фактором. Следовательно, чем большее количество звеньев биоценоза подвергается вредному воздействию, тем хуже. Именно это обстоятельство отражают формулы (2.4)

Известен целый ряд водоемов, в которые производится сброс вредных химических веществ, не превосходящий допустимых уровней. Тем не менее, экологические условия в этих водоёмах постепенно ухудшаются. Разумеется, это лишь косвенное подтверждение возможной правильности принципа комплексного экологического нормирования. Проверкой оно не является, поскольку полный набор внешних вредных факторов не исчерпывается сбросами химических веществ и, как правило, не известен. Следует отметить, что свидетельств против метода нет.

Резюмируя, приходится констатировать, что принцип комплексного нормирования, как и многие экологические принципы, очень трудно проверить экспериментально. Но косвенные свидетельства говорят в пользу его правильности. Свидетельства, опровергающие принцип, не известны.

2.3. Результат комплексной регламентации допустимых сбросов.

Приведенное выше описание численного эксперимента служит иллюстрацией сформулированного принципа. Количественно роль принципа для нормирования сбросов радиоактивных веществ (если принцип справедлив) показывает результат нормирования сбросов жидких радиоактивных веществ для системы озера, расположенного в средней полосе бывшего СССР.

Озеро используется в качестве водоема-охладителя для АЭС. Объем озера - 0,37 км^3. Площадь озера 49 км^2. Средняя глубина 7,53 м. Максимальная глубина 33 м.

АЭС имеет две системы канализации - промливневая канализация (ПЛК) и хозфекальная (ХФК). Хозфекальная канализация после очистки воды выводится в ручей, который впадает в узкий залив. Залив находится вне зоны влияния тёплых сбросов АЭС, и часть года он покрыт льдом.

Согласно расчету, сбросные воды ПЛК круглый год интенсивно перемешиваются ветроволновыми течениями. Сброс ХФК перемешивается в озере хуже, поскольку длина разгона ветровых волн в этой части озера существенно меньше. Зимой перемешиванию препятствует ледяной покров залива.

На некотором расстоянии от устья ручья, согласно расчёту, может образовываться локально загрязненный участок донных отложений. (Проверить это экспериментально не удалось, поскольку реальный сброс жидких радиоактивных веществ меньше допустимого на два порядка -

Таблица 2.2

Допустимые сбросы радионуклидов в озеро. (система ХФК, Бк/год)

	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs
Первый гигиенический принцип (предел дозы 5 мЗв/год)	$2{,}9 \cdot 10^{11}$	$2{,}7 \cdot 10^{11}$	$3{,}4 \cdot 10^{11}$
Экологический принцип (сохранение критерия качества состояния)	$1{,}1 \cdot 10^{10}$ $9{,}9 \cdot 10^{10}$	$1{,}0 \cdot 10^{10}$ $8{,}7 \cdot 10^{10}$	$7{,}4 \cdot 10^{9}$ $6{,}4 \cdot 10^{10}$
Второй гигиенический принцип (квота предела дозы, равная 50 мкЗв/год)	$2{,}9 \cdot 10^{9}$	$2{,}7 \cdot 10^{9}$	$3{,}4 \cdot 10^{9}$

слава Богу).

Расчет допустимого сброса радиоактивных веществ был выполнен по трём различным подходам. Результаты приведены в таблицах 2.2 и 2.2 а.

Первый подход - гигиенический (антропоморфный). Нормирование допустимых сбросов исходит из требования: доза, получаемая человеком из контрольной группы населения, с учётом всех путей радиационного воздействия, включая пищевые цепочки, не должна превышать допустимого предела дозы. Расчет миграции нуклидов по пищевым цепочкам сделан по традиционным моделям.

Работа была выполнена в 1988 году. В это время допустимый предел дозы для населения (группа "Б") был установлен 5 мЗв/год [11]. Величины допустимых сбросов, определенные на основе этого подхода, приведены в первой строке таблицы 2.2.

Второй подход - экологический. Учитывая видовой состав биоты озера, включающий - 12 видов рыб, фитопланктон (сине-зелёные водоросли - 30 видов, диатомовые водоросли - 45 видов, зеленые низшие водоросли - 12 видов), высшие водоросли - 30 видов, земноводных - 6 видов, червей - 15 видов, моллюсков - 15 видов, икра - 17 видов, зоопланктон - 50 видов, личинки насекомых - 50 видов, яйца кладофор - 5 видов, а также 30 видов простейших, рассчитывали дозовую нагрузку на представителей таксономических групп при заданной концентрации нуклидов. Учитывали внешнее и внутреннее облучение, в том числе, дозу, вызванную инкорпорированными бета-излучателями. Учитывали добавочное облучение плавающих рыб от

Таблица 2.2 а

Допустимые сбросы радионуклидов в озеро. (система ПЛК, Бк/год)

	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs
Первый гигиенический принцип (предел дозы 5 мЗв/год)	$3,2 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^{12}$
Экологический принцип (сохранение критерия качества состояния)	$1,5 \cdot 10^{11}$ $1,4 \cdot 10^{12}$	$3,3 \cdot 10^{11}$ $2,8 \cdot 10^{12}$	$3,7 \cdot 10^{11}$ $3,3 \cdot 10^{12}$
Второй гигиенический принцип (квота предела дозы, равная 50 мкЗв/год)	$3,2 \cdot 10^{10}$	$1,6 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^{10}$

загрязнённых донных отложений. Лучевую нагрузку на обитателей бентоса при внешнем облучении рассчитывали по модели бесконечной излучающей пластины (с учётом многократного рассеяния в воде и бентосе). Допустимое состояние определялось по неопределенному критерию качества состояния (см. формулы (2.4)). Результаты приведены во второй строке таблицы 2.2. Верхние цифры во второй строке суть нижние - наиболее консервативные - оценки. Цифры в нижней части строки - верхние оценки.

Третий подход - также гигиенический. Он опирается на квоту предела дозы, выделенную для жидких сбросов АЭС Санитарными правилами проектирования и эксплуатации АЭС (СП-АЭС-88) [3], которая составляет 50 мкЗв/год. Как и следовало ожидать, значения допустимого сброса в этом случае в 100 раз меньше, чем величины, полученные по первому гигиеническому подходу.

Сопоставление величин допустимых сбросов, полученных по первому гигиеническому подходу и по экологическому подходу показывает, что требование сохранить нормальную экологическую обстановку в экосистеме оказалось более жёстким, чем требование охраны здоровья человека.

Наиболее жёстким является второй гигиенический принцип. Но именно этот принцип был введён чисто волюнтаристским способом [14]. Никакого строгого научного обоснования принцип квотирования не имеет. Сторонники принципа квотирования (главным сторонником был Н. Г. Гусев), основывались только на своём интуитивном опыте. Зная об ухудшении экологического состояния водоёмов, в которые производится сброс нерадиоактивных вредных веществ, удовлетворяющий требованиям нормирования по допустимым концентрациям, они утверждали, что такая охрана среды недостаточна. Квотирование, фактически, означало обязательное введение стократного запаса для жидких сбросов.

Сравнение величин, представленных в таблице 2.2, показывает, что охрана здоровья человека не всегда гарантирует сохранение нормальной экологической обстановки, но стократный запас, вытекающий из принципа квотирования, является слишком жёстким требованием.

Поскольку принцип нормирования по неопределенному критерию качества состояния не имеет строго научного обоснования, целесообразно рассмотреть, насколько структура получаемых результатов соответствует общим интуитивным представлениям.

Квота предела дозы 50 мкЗв/год у многих вызывала недоумение, поскольку она на порядок ниже естественного фона (средний фон по России составляет 700 мкЗв/год). Что касается расчётов допустимых сбросов через систему ХФК, выполненных на основе неопределенного критерия качества состояния, в них основную роль играл участок донных отложений вблизи устья ручья (см. выше). Согласно расчёту, при сбросе,

равном допустимому значению, этот участок может загрязняться до концентраций порядка 10^5 Бк/кг, т. е. небольших, но надфоновых значений. При таком загрязнении, организмов с явными радиационными нарушениями будет исчезающе мало. Но, согласно идеологии неопределенного критерия качества, население бентоса как взаимодействующая подсистема, будет испытывать дополнительную нагрузку, что может привести к постепенному изменению структуры биоценоза. (При сбросе через систему ПЛК такого участка не прогнозируется, и это нашло отражение в величинах допустимого сброса).

Другими словами, жёсткий норматив допустимого сброса через систему ХФК, в данном случае интуитивно понятен. (В отличие от норматива, полученного на основе принципа квотирования).

Выполнить экспериментальные наблюдения радиационного воздействия сбросов на рассмотренном объекте не удалось из-за очень низкого реального уровня сброса радионуклидов (и слава Богу). Реальный сброс более чем на порядок ниже допустимого значения, определённого по третьему подходу, и, следовательно, добавочные дозы почти на два порядка ниже естественного фона.

Для уточнения, следует ещё раз отметить, что все расчёты по радиационной безопасности, а также экспериментальные работы по установлению допустимых величин, выполняются с некоторым запасом.

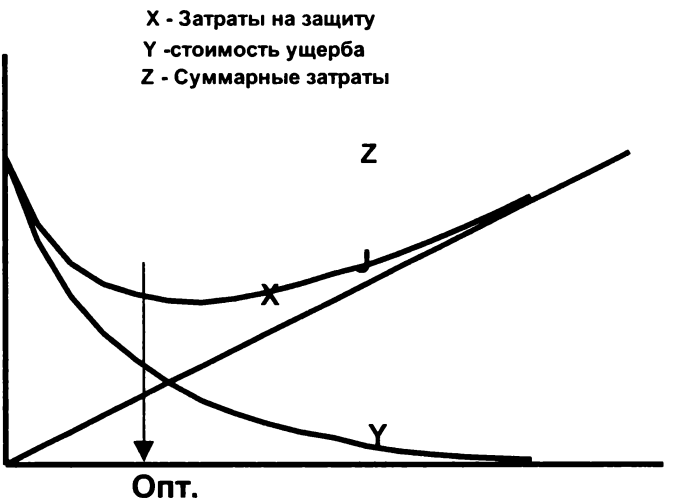


Рисунок 3.1 Зависимость обобщённых затрат от затрат на предотвращение ущерба [16].

Поэтому реальные нарушения могут наблюдаться только при значительном превышении нормативов - в 5-10 раз. Но это не может быть аргументом в пользу смягчения нормативов.

3. К вопросу об определении платы за сбросы и выбросы радиоактивных веществ.

Могут устанавливаться три вида оплаты за сбросы и выбросы вредных веществ, в том числе и радиоактивных. Первый вид - компенсация. Она производится в случае нанесения реального, наблюдаемого ущерба здоровью и выплачивается конкретным людям. Второй вид - текущая плата за сброс и выброс вредных веществ, когда наблюдаемый ущерб для здоровья или для состояния биоты отсутствуют. Во втором случае оплачивается гипотетический риск вредного воздействия. Третий вид оплаты - это штрафные санкции, накладываемые в случае превышения нормативов сбросов или выбросов. В настоящем сообщении рассматривается только второй вид оплаты.

Вопрос о плате за сброс и выброс является одним из наиболее спорных и болезненных. В научной литературе наибольшее распространение в настоящее время получили методы расчёта платы за радиационный ущерб с помощью математического моделирования гипотетических сценариев радиационного воздействия и реализации его вредных последствий. Это создает иллюзию объективности результата. Иллюзорность связана с неопределённостью моделей воздействия.

Следует отметить, что сбор платы за сброс и выброс вредных веществ существовал и раньше, до появления атомной промышленности, до широкого использования математического моделирования при обосновании оплаты. В то время сценарии воздействия и соответствующие математические модели в практической деятельности использовались редко. Основу установления платы составляли, как правило, волюнтаристские решения. В целом ряде регионов бывшего СССР плата устанавливалась, исходя из возможности природоохранных организаций истратить деньги, как говорилось в то время, - "освоить средства". Тогда в стране существовал жесткий плановый лимит на материалы и оборудование, который, в свою очередь, был следствием дефицита. Увеличивать вложения средств больше, чем позволяли лимиты, было бессмысленно. Такая практика приводила к необоснованному занижению расценок за сбросы вредных веществ. Фактически, гораздо дешевле было сбросить отходы и заплатить за сброс, чем строить и эксплуатировать очистные сооружения.

Основную роль в охране среды обитания в нашей стране сыграло не взимание платы, а административно-запретительные меры. Соответственно, основное внимание уделялось разработкам идеологии ПДВ и ПДС, а не экономическим вопросам. Но за рубежом эконо-

мические методы в ряде случаев привели к ощутимым положительным результатам. Один из наиболее ярких примеров - судьбы Великих американских озёр в США. Как известно, в результате техногенных сбросов, биота этих озер сильно пострадала. В 30-40-х годах нашего столетия говорилось даже, что они превратились в "мертвые озёра". Для спасения озёр была создана специальная комиссия. В комиссию вошли как зоологи (и экологи), так и представители промышленности, а также управленческой администрации. В результате был выработан взаимоприемлемый норматив платы за сбросы и выбросы. Этот норматив, с одной стороны, был не настолько жёстким, чтобы задушить промышленность. С другой стороны, он был достаточно велик, чтобы создание очистных сооружений и проведение природоохранных мероприятий было выгодным (окупалось). Как известно, с течением времени проявился положительный результат этого мероприятия. К настоящему моменту состояние биоты Великих американских озер значительно улучшилось (хотя и не пришло к исходному). Следует отметить, что в данном случае правильное решение было найдено без применения гипотетических сценариев и методов математического моделирования. Основой послужили квалифицированные экспертные оценки.

Использование методов разработки сценариев и соответствующих математических моделей при определении платы за сбросы и выбросы приобрело ведущее значение на протяжении последних 15 лет. Отчасти это связано с быстрым развитием математического моделирования, а также с существенным увеличением объема входной информации.

3.1. Определение экологической стоимости.

В публикациях [15-17,19] представлена общая методология определения цены радиационного ущерба для здоровья человека. Для оценки стоимости учитывают:

- стоимость товаров, которые человек не смог произвести из-за потери здоровья или смерти, но которые он произвел бы, если бы остался здоров;
- стоимость недополученных благ (в товарном исчислении);
- стоимость медицинских мероприятий, включая прямые и косвенные расходы на лечение.

Дальнейшая процедура состоит в построении гипотетических сценариев, комбинирующих перечисленные компоненты.

На основе рассмотрения и расчета определяют цену риска потери здоровья, цену смертельного риска и, как производную величину, стоимость жизни. Дальнейшая процедура определения платы с точки зрения логики выглядит просто. Зная коэффициент радиационного риска и определив дозу техногенного облучения, формально можно оценить количество потерянных дней и определить размер платы за

сбросы и выбросы как компенсацию за недопроизводство и за расходы на лечение.

Дальнейшее определение стратегии охраны среды обитания формально представляется достаточно ясным. Сопоставляя расчётную стоимость ущерба для здоровья со стоимостью произведенного товара и с затратами на природоохранные мероприятия, мы, казалось бы, можем найти экономически оптимальное решение.

В качестве иллюстрации, на рисунке 3.1 приводятся зависимости стоимости риска и цены затрат на предотвращение риска от затрат на предотвращение ущерба. Кривые взяты из работы [16]. Интерпретация зависимостей очень наглядна. На начальном участке происходит эффективное уменьшение риска за счёт мероприятий по его предотвращению. Поэтому уменьшение расходов на лечение, уменьшение ущерба от потерь рабочего времени и т.п. (кривая Y) оказываются больше, чем затраты на предотвращение ущерба (кривая X). Следовательно, на этом участке затраты на предотвращение ущерба окупаются. Обобщённый экономический ущерб (кривая Z) уменьшается. На рисунке хорошо видна оптимальная точка. Дальнейшее увеличение затрат на предотвращение ущерба не окупается.

Такие теоретические расчеты наглядны. Но по причинам, которые будут описаны ниже, их практическое использование очень ненадёжно.

Картина содержит существенную неопределенность и даже противоречия.

1. Подход к определению платы за риск на основе потерянных человеком дней и, как следствие, непроизведённого продукта, фактически отождествляет время, потерянное в результате заболевания, и время, потерянное в результате преждевременной смерти. В ряде случаев смерть может даже оказаться экономически выгоднее, если учесть расходы на лечение.

2. Модели формирования ущерба не учитывают косвенного возрастания общего коллективного риска при больших финансовых затратах на охрану здоровья. Капиталовложения на охрану здоровья и на охрану среды уменьшают одну из составляющих риска. Но вследствие ограниченности общего количества средств, увеличение финансирования прямой охраны здоровья заставляет уменьшать вложения в другие сферы деятельности. Поскольку недостаток финансирования любого производства ухудшает его техническую безопасность, выигрыш за счёт прямой охраны здоровья может перекрыться увеличением технического риска (например, за счёт увеличения числа аварий на транспорте, катастроф в шахтах и т.п.). Следует ещё раз подчеркнуть, что охрана среды обитания требует не минимизации вредного воздействия, а оптимизации мероприятий по охране.

3. Истолкование стоимости товара, непроизведённого человеком вследствие болезни, как части оценки усреднённого ущерба, не

согласуется с наблюдаемой картиной. Известно, что в широких пределах объём продукции, выпускаемой предприятием, слабо зависит от заболеваемости. Формирование ущерба есть сложный процесс, который не учитывается моделями [15].

4. Связь техногенного риска и реальных показателей состояния здоровья далеко не однозначна. Известен целый ряд примеров, когда показатели состояния здоровья персонала, занятого на вредном производстве, лучше.

5. Любая оценка стоимости, основанная только на учёте здоровья, работоспособности и комфортности для человека, антропоморфна по самой своей сути. (В первой главе было приведено соображение о неправомочности строго антропоморфной концепции.)

Предпринимались попытки оценить денежный эквивалент ущерба, наносимого естественному ландшафту. Но эти попытки опирались на рассмотрение стоимости экскурсионно-туристических мероприятий, использования местности для санатория, ущерба сельскому хозяйству и т. п. Другими словами, подход оставался антропоморфным.

В дополнение к отмеченной идеологической неопределённости имеет место большая неопределённость в самой процедуре оценки цены ущерба и величины затрат на его предотвращение.

Связь величины риска и стоимости риска, даже при принятых в настоящее время упрощенных предположениях, известна очень неточно. Согласно работам [15,19], величина цены единицы риска заключена в пределах

$$\alpha = \frac{10\$ \div 1000\$}{1{,}2 \cdot 10^{-4}}$$

Величина единицы риска $1{,}2 \cdot 10^{-4}$ в данном случае приблизительно соответствует риску, обусловленному дозой один человекобэр (один сантичеловекозиверт) по данным 1986 года.

В более поздних оценках [17] приводится величина

$$\alpha = \frac{60\$ \div 600\$}{6 \cdot 10^{-4}}$$

Величина единицы риска изменилась в соответствии с величиной коэффициента радиационного риска, принятой к моменту выхода публикации [17].

В настоящее время величина коэффициента радиационного риска установлена $7{,}3 \cdot 10^{-2}$(чел. · Зв)$^{-1}$($7{,}3 \cdot 10^{-4}$(чел. · бэр)$^{-1}$) [5], что необходимо учесть при оценке стоимости бэра.

В Великобритании предлагалось ввести цену единицы риска, зависимую от мощности дозы [19][1]:

$$\alpha = \begin{cases} 1000\$,\ 5\ \text{мЗв/год} \geq D \geq 0{,}5\ \text{мЗв/год} \\ 200\$,\ 0{,}5\ \text{мЗв/год} \geq D \geq 0{,}05\ \text{мЗв/год} \\ 40\$,\ 0{,}05\ \text{мЗв/год} \geq D, \end{cases} \quad (*)$$

где D - эффективная эквивалентная доза.

При таком разбросе оценок стоимости, прямой подход к определению цены как к способу оптимизации взаимодействия со средой обитания, очень проблематичен.

Таким образом, для разработки практически приемлемого метода расчёта платы за сбросы и выбросы необходимо использование комбинированного подхода, включающего как детерминистские, так и недетерминистские подходы.

Само по себе взаимодействие с окружающей средой выходит за рамки привычных рыночных и производственных отношений. По этой причине требуется ввести обобщение общеизвестного понятия "стоимость".

Понятие "экологическая стоимость" вводится, опираясь на недетерминистский подход. Считается, что "экологическая стоимость" есть объективно существующая характеристика, определяемая взаимодействием объекта с его окружением и с самим собой. В число типов и свойств взаимодействия включаются: степень потребности в данном объекте; естественная способность к самовосстановлению; распространённость и т. п. Экологическая стоимость может не всегда проявляться в обычной рыночной стоимости. Например, экологическая стоимость глубоководных донных отложений непосредственно не сказывается на деятельности человека, но она очень велика для обитателей бентоса.

Поскольку стоимость есть объективная величина, существующая независимо от воли человека, она в принципе может быть измерена или вычислена (хотя это не всегда удаётся), но она не может быть назначена волевым решением. Один из способов определения стоимости есть рынок (но он не есть механизм, создающий стоимость). Как и всякий метод измерения, рынок имеет свои недостатки. В некоторых случаях он даёт ошибочный результат. Некоторые компоненты экологической стоимости рынок вообще не может обнаружить. Он не выявляет компоненты стоимости, которые не имеют непосредственной связи с деятельностью человека.

---

[1] *Приведенную зависимость можно аппроксимировать кривой вида* $\alpha \sim D^{0.8}$, *что близко к линейной зависимости.*

В изложенном выше нет чёткого определения термина. На современном этапе определение экологической стоимости сформулировать не удаётся. Тем не менее эта величина объективно существует и должна приниматься во внимание.

В рамках охраны среды обитания достаточно ограничиться определением изменения экологической стоимости, вызываемым потенциальным ущербом среде обитания, без определения самой величины. Но изменение экологической стоимости также не удаётся сформулировать в строгом смысле. Его вводят косвенно, опираясь на известные свойства.

1. Стоимость экологического ущерба тем выше, чем больше комплексный ущерб для среды обитания.

2. Стоимость ущерба зависит только от величины ущерба. Причина ущерба (радиационная или химическая) не влияет на стоимость ущерба.

3. Все члены биосообщества считаются равноправными.

Необходимо отметить, что третье свойство является спорным и зачастую неверным. Например, в специализированных хозяйствах или целевых заповедниках существуют виды, которым приписывается повышенная ценность. Неправомерно также вводить равноправие членов биоценоза в деревнях и городах. Различной ценностью могут обладать и некоторые члены биосообщества, даже безотносительно к существованию человека. Но эти поправки, с точки зрения формального подхода, легко учитываются. Всем компонентам, характеризующим стоимость ущерба для более ценных членов биосообщества, присваиваются соответствующие весовые множители.

Что касается приоритетной охраны здоровья человека, то она обеспечена самим способом определения допустимых доз или допустимых концентраций. Как известно, величины допустимых концентраций для человека определяют, ориентируясь на наиболее слабую группу населения (детей, беременных женщин, больных, ослабленных людей). С другой стороны, для животных или растений допустимые нагрузки устанавливаются по усреднённым характеристикам. Такой алгоритм даёт человеку существенное преимущество. Дополнительных условий приоритетной охраны человека вводить не требуется.

Описанная экологическая стоимость полностью соответствует понятию "критерий качества состояния", введённому в предыдущей главе. Следовательно, для слабых радиационных воздействий, а также для слабых воздействий химических веществ, удовлетворяющих требованиям, перечисленным в начале 2 главы, для экологической стоимости справедливы оценки:

$$P = f\left(\sum_{i,k} P_{k,i}\right) \text{(верхняя оценка)},$$

(3.1) .

$$\underline{P} = f\left(\sqrt{\sum_{i,k} P_{k,i}^2}\right) \text{(нижняя оценка)},$$

где f - некоторая монотонная непрерывная функция;

$P_{k,i}$ - гипотетическая стоимость ущерба для k-го элемента биоценоза под воздействием i-го вредного фактора.

При слабом воздействии стоимость ущерба пропорциональна дозе. Стоимость ущерба принимается равной нулю, если добавочный риск меньше минимального значимого риска, (см. гл.1)

Таким образом, соотношения (3.1) преобразуются к виду:

$$P = f\left(\sum_{i,k}\left(\int_S D_{i,k}(\vec{r})\cdot n_{i,k}(\vec{r})\cdot d\vec{r}\right)/D_{доп,i,k}\right),$$

(3.2)

$$\underline{P} = f\left(\sqrt{\sum_{i,k}\left(\int_S D_{i,k}(\vec{r})\cdot n_{i,k}(\vec{r})\cdot d\vec{r}\,/D_{доп,i,k}\right)^2}\right),$$

где $\vec{r}$ - координата загрязняемой точки в пространстве;

$D_{i,k}(\vec{r})$ - i-ый фактор - доза (или концентрация) в точке $\vec{r}$, воздействующая на k-ый элемент биоценоза;

S - область пространства, где радиационный риск превосходит минимально значимый;

$D_{доп,i,k}$ - допустимое значение дозы (или концентрации) для k-го элемента биоценоза по отношению к i-му фактору;

$n_{i,k}(\vec{r})$ - плотность населения, подвергающегося воздействию за счёт загрязнения точки $\vec{r}$, или условная плотность биоты в точке $\vec{r}$.

Вопрос о значениях допустимых доз для растений и животных

обсуждался в первой главе. Опираясь на те же допущения, можно принять, что доза, соответствующая минимальному значимому риску $D_{Min,,k}=0{,}01 \cdot D_{доп,k}$.

В области малых значений связь дозы и ущерба приближённо можно считать линейной, что соответствует постоянной цене единицы ущерба (риска). Таким образом, для величины экологической стоимости получаются следующие оценки:

$$P = a \cdot \left(\sum_{i,k} \int_S D_{i,k}(\bar{r}) \cdot n_{i,k}(\bar{r}) \cdot d\bar{r} / D_{доп,i,k} \right),$$

$$\underline{P} = a \cdot \left(\sum_{i,k} \left(\int_S D_{i,k}(\bar{r}) \cdot n_{i,k}(\bar{r}) \cdot d\bar{r} / \mathbf{D}_{доп,i,k} \right) \right).$$

Соотношения (3.3) исходят из допущения о линейной зависимости стоимости от дозы, что соответствует постоянной цене единицы ущерба (риска). Но такой выбор нецелесообразен с точки зрения основной задачи взимания платы за сброс и выброс.

Как было отмечено выше, основная цель взимания платы - ввести дополнительный экономический фактор, который (в разумных пределах) делает выгодной очистку выбросов и стоков и, одновременно, не доводит требования к чистоте до абсурда. Таким образом, плата за сбросы и выбросы играет роль регулирующего элемента (или обратной связи) в управлении производством.

Известно, что в системах с линейной обратной связью могут возникать самопроизвольные осцилляции. Кроме того, системы с линейной связью склонны к образованию состояний безразличного равновесия. В аспекте регулирования взаимодействия предприятий с внешней средой безразличное равновесие означает, что вариант эксплуатации предприятия с большим выбросом вредных веществ и, соответственно, большой платой за выброс и вариант с хорошей очисткой и малой оплатой (с учётом расходов на эксплуатацию очистных сооружений) окажутся экономически эквивалентными. Из общеэкологических соображений такая ситуация нежелательна. Учитывая выше сказанное, для функции f целесообразно выбрать квадратичную зависимость. При этом цена единицы риска линейно зависит от дозы. В этом случае для величины экологической стоимости получаются следующие оценки.

$$P = a \cdot \left(\sum_{i,k} \int_S D_{i,k}(\bar{r}) \cdot n_{i,k}(\bar{r}) \cdot d\bar{r} / D_{доп,i,k} \right)^2; \qquad (3.3\ а)$$

$$\underline{P} = a \cdot \left(\sum_{i,k} \left(\int_S D_{i,k}(\bar{r}) \cdot n_{i,k}(\bar{r}) \cdot d\bar{r} / \mathbf{D}_{доп,i,k} \right)^2 \right).$$

Величина феноменологического коэффициента "**а**" не может быть определена из общих соображений и требует конкретного рассмотрения некоторых специальных (реперных) ситуаций.

Необходимо отметить, что основы оценки платы за сбросы и выбросы и основы нормирования сбросов и выбросов имеют существенные различия. Главное различие - определение цены - не подчиняется консервативному принципу. Если при определении допустимых величин сбросов и выбросов рассматривают элемент, подвергающийся максимальному радиационному риску (участок местности с максимальной концентрацией нуклидов, максимально рискующая критическая группа населения и т. п.), то при определении платы за сбросы и выбросы суммируют ущерб на всей территории, где радиационный риск превосходит минимально значимый. Естественно, что осреднённая действующая доза при оценке ущерба существенно меньше консервативной оценки дозы.

3.2. Оценка феноменологического коэффициента.

Для оценки коэффициента "**а**" рассматривается гипотетическая ситуация, при которой воздействию подвергается только человек. Значение коэффициента определяют путём сопоставления с величинами оплаты за ущерб. Оценка цены ущерба, наносимого человеку, широко освещена в печати (см. выше), хотя результаты имеют большой разброс.

Один из возможных методов - сопоставление с оценками цены риска, приведёнными в литературе [15-17]. Согласно требованиям НРБ-96, величины приводятся к допустимому пределу индивидуального техногенного риска, равного $5 \cdot 10^{-5}$ год$^{-1}$. Соответствующее значение допустимой дозы равно 0,685 мЗв.

Следует отметить, что вопрос о выборе допустимой и минимально значимой доз для человека при определении цены сброса содержит большую неопределённость. Как упоминалось выше, определение допустимых доз при нормировании сбросов и определение допустимых доз при назначении оплаты опираются на различные исходные принципы и, следовательно, могут не совпадать по величине. Но поскольку различие двух типов нормативов допустимых доз меньше неопределённости нормативов расчёта цены, разницей допустимых доз по оплате и по нормированию дозовых нагрузок на современном этапе можно пренебречь.

Опираясь на оценку цены риска, приведенную в [17], скорректированная согласно НРБ-96 величина "**а**" заключена в пределах

а = 5÷50 долларов/(чел.·год). (3.4)

Выше отмечались недостатки прямого моделирования при оценках ущерба. По этой причине целесообразно рассмотреть и другой подход. Подход основан на прямой оценке цены риска. Рассматривается риск заболеваний в среднем по стране и по возрастным группам. Наличие заболевших требует финансовых затрат, которые отпускаются на медицинские нужды. Необходимо учитывать все затраты, как прямые, так и косвенные, т.е. все средства, выделяемые на здравоохранение. В период стабильного развития государства бюджет формируется на основе отношений, близких к рыночным. Это справедливо даже для государств с авторитарным режимом. Таким образом, соотношение затрат на здравоохранение и риска заболевания является оценкой стоимости риска. В настоящем сообщении для оценки цены риска рассматривается ситуация в бывшем СССР в сравнительно стабильный период с 1985 по 1989 годы.

В период с 1985 по 1989 годы расходы на здравоохранение в нашей стране составляли от 17,6 млрд. до 21,6 млрд. рублей в год [20]. Население бывшего СССР было 286 млн. человек. Суммарный риск тяжёлых заболеваний (онкологические заболевания, туберкулёз и.т.п.) в это время был $3 \cdot 10^{-3}$ год$^{-1}$ [20]. Другими словами, риску $3 \cdot 10^{-3}$год$^{-1}$ соответствовали расходы от 61,5 до 76,5 рублей в год на человека. Таким образом цена, предела допустимого риска составляет от 1,02 до 1,27 рубля/(чел.·год) в ценах 1986 года. Учитывая курс рубля по отношению к доллару в 1986 году, величина "**а**" по этой оценке, равна:

а = 1,43 ± 0,15 долларов/(чел.·год) (3.5) .

3.3. Варианты оценки стоимости сброса.

В качестве иллюстрации приводятся различные оценки платы за сброс ^{137}Cs в озеро, описанное в п. 2.3 . Принято, что в окрестности озера проживают (и пользуются озером) приблизительно 10000 человек. Оцениваются размеры платы при допустимом сбросе и при реальных сбросах. Величины реальных сбросов оценены по результатам контроля за несколько лет работы АЭС.

При оценке стоимости, величины допустимого сброса были скорректированы с учётом рекомендаций МКРЗ [5] и требований НРБ-96 [6]. Таким образом, они отличаются от данных таблиц 2.2 и 2.2а.

Сброс допустим, если радиационный риск для человека не превосходит предела индивидуального риска по НРБ-96, который равен $5 \cdot 10^{-5}$ год$^{-1}$. Соответствующая доза для человека составляет 0,685 мЗв/год. Сброс ^{137}Cs, при котором максимальная добавочная доза может достигнуть 0,685 мЗв/год на человека из контрольной группы насе-

ления, проживающего в окрестности озера и пользующегося озером, составляет $4{,}66 \cdot 10^{10}$ Бк/год при сбросе через систему ХФК или $2{,}3 \cdot 10^{11}$ Бк/год при сбросе через систему ПЛК. Реальный сброс АЭС не превосходит $3 \cdot 10^{8}$ Бк/год.

При использовании оценки цены риска (3.4) плата за допустимый сброс (без учёта комплексного экологического ущерба) заключена в пределах от 50 000 долларов в год до 500 000 долларов в год. Таким образом, при практически безопасном сбросе (когда добавочный риск почти в 100 раз ниже естественной вероятности заболеть), гипотетическая оплата, даже без учёта экологического ущерба, сравнима с бюджетом всех медицинских учреждений региона. По-видимому, цена риска, получаемая при рассмотрении сценариев формирования ущерба за счёт потерянного в результате заболевания времени [15-17], сильно завышена.

При использовании оценки цены риска (3.5) плата за допустимый сброс (без учёта комплексного экологического ущерба) составляет 6800 ± 700 долларов в год.

При реальных сбросах плата за гипотетический ущерб здоровью человека составляет от нескольких центов до тысяч долларов, в зависимости от варианта подхода и способа расчёта (см следующий пункт).

Третий возможный способ оценки платы за сброс радиоактивных веществ основан на сопоставлении с оплатой за сбросы нерадиоактивных вредных веществ. Соответствующая Инструкция опубликована [18]. Согласно Инструкции [18], плата производится за каждую условную тонну сброшенных веществ. Стоимость условной тонны зависит от типа вещества, географического расположения предприятия, а также от количества сброшенных веществ. Если сброс превосходит установленное (допустимое) значение, Инструкция [18] требует увеличить цену

Таблица 3.1 .

Ориентировочные стоимости сброса радиоактивных веществ. (рубли 1986 года за 10^{10} Бк)

Реперное токсичное вещество	Нуклид		
	^{137}Cs	^{134}Cs	^{60}Co
Сульфаты	2,5	4,4	1,1
Нитраты; ртуть	4,0	6,9	1,7

единицы массы сброшенных веществ в 5-10 раз[1].

По Инструкции [18] плата за сброс не зависит от гидродинамических условий сброса.

В настоящей работе стоимость сброса радиоактивных веществ оценивали путём сопоставления их допустимых концентраций с допустимой концентрацией и стоимостью сброса условной тонны некоторого реперного нерадиоактивного вещества. Результаты оценки приведены в таблице 3.1. Стоимости даны в рублях 1986 года.

В левой колонке - типы токсичных веществ, по которым производилось сопоставление стоимостей сброса. Видно, что результаты оценок расходятся, но расхождение несущественное.

По-видимому, наиболее представительным можно считать реперное сравнение с ртутью. В таблице 3.2 приведены стоимости сброса радиоактивных веществ, определённые путём сопоставления со стоимостью ртутных сбросов.

Как видно из таблицы, при использовании алгоритма расчёта платы за сброс, приведенного во временной Инструкции [18], получается противоречивый результат. При допустимом сбросе стоимость сброса через систему ПЛК выше, чем стоимость сброса через систему ХФК, хотя риск для здоровья в этих случаях одинаков. С другой стороны, при сбросах, близких к реальным, плата за сброс через обе системы

Таблица 3.2.

Ориентировочные величины платы за сброс при допустимом уровне сброса и при реальном уровне сброса (рубли 1986 года)

		Нуклид		
		^{137}Cs	^{134}Cs	^{60}Co
Допустимый сброс	Система ПЛК	91,4	152	73,2
	Система ХФК	18,5	25,6	6,75
Реальный сброс	Система ПЛК	0,12	0,207	0,052
	Система ХФК	0,12	0,207	0,052

Такая операция фактически вводит нелинейную зависимость для платы за сброс. По-видимому, это сделано волевым способом.

одинакова, несмотря на то, что сброс через систему ПЛК приводит к существенно меньшему риску.

3.3.1. Оценки стоимости сброса ^{137}Cs и их обсуждение

В таблицах 3.3 и 3.4 приводятся величины оценок стоимости сбросов ^{137}Cs в озеро, описанное в пункте 2.3, полученные для разных вариантов подхода. При сбросах, равных допустимому значению, собственно экологический ущерб очень мал, поскольку для большинства представителей флоры и фауны доза меньше минимально значимой. Минимальные оценки стоимости комплексного экологического ущерба при допустимом сбросе практически совпадают с оценками цены гипотетического ущерба для здоровья человека. Поэтому в соответствующих позициях таблицы приводятся только максимальные оценки. При реальных величинах сбросов АЭС добавочные дозы для гидробионтов меньше минимально значимых для всех представителей флоры и фауны. Таким образом, заметный экологический ущерб может возникать только при сбросах, превосходящих предел допустимого сброса. Это связано с жесткостью современных нормативов. Как отмечено выше, предел допустимого техногенного риска по НРБ-96 почти на два порядка ниже естественного риска тяжёлого заболевания.

Бросается в глаза, что оценки стоимости сброса, полученные на основе сравнения со стоимостью сброса химических веществ, имеют

Таблица 3.3 .

Оценки платы за сбросы радиоактивных веществ.
Вариант расчёта по линейным соотношениям.
(Доллары в год)

Без учёта экологического ущерба	С учётом экологического ущерба	Система сброса	величина сброса	метод оценки
50000 ÷ 500000	74500 ÷ 745000	ПЛК	Допустимый сброс	Оценка для "а" (3.4)
50000 ÷ 500000	83000 ÷ 830000	ХФК		
65 ÷ 650		ПЛК	Реальный сброс	
320 ÷ 3200		ХФК		
14300 ± 1500	21000 ± 2100	ПЛК	Допустимый сброс	Оценка для "а" (3.5)
14300 ± 1500	23500± 2300	ХФК		
18,5 ± 2		ПЛК	Реальный сброс	
90 ± 8		ХФК		
115		ПЛК	Допустимый сброс	сравнение с хим. сбросом
23		ХФК		
0,15		ПЛК	Реальный сброс	
0,15		ХФК		

наименьшую величину. Это объясняется тем, что сами платы за сброс химических токсических веществ, принятые в нашей стране, слишком малы и не отражают реального ущерба. По этой причине взимание платы за сброс вредных химических веществ само по себе не стимулирует создание очистных сооружений и борьбу за охрану среды обитания. Последствия хорошо видны во многих регионах.

Малая стоимость реальных величин сброса отражает действительное положение дел, поскольку ущерб при столь низких активностях исчезающе мал.

Применение квадратичной зависимости имеет большое значение. Оно усиливает финансовый механизм стимулирования очистки сбросных вод. При малых уровнях загрязнения, когда угрозы практически нет, стоимости сбросов носят скорее символический характер. Оплата становится существенной, когда величина сброса превышает допустимое значение. При трёхкратном превышении допустимого сброса плата за сброс, определённая по формулам (3.3а), возрастает в 12-15 раз.

Как видно из приведенного материала, расчёт платы за сброс следует производить, используя выражения:

Таблица 3.4 .

Оценки платы за сбросы радиоактивных веществ. Вариант расчёта по квадратичным соотношениям. (Доллары в год)

Без учёта экологического ущерба	С учётом экологического ущерба	Система сброса	величина сброса	метод оценки
50000 ÷ 500000	110000 ÷ 1100000	ПЛК	Допустимый сброс	Оценка для "а" (3.4)
50000 ÷ 500000	137500 ÷ 1375000	ХФК		
0,08 ÷ 0,84		ПЛК	Реальный сброс	
2,05 ÷ 20,5		ХФК		
14300 ± 1500	31500 ± 3100	ПЛК	Допустимый сброс	Оценка для "а" (3.5)
14300 ± 1500	39000 ± 4000	ХФК		
0,023 ± 0,002		ПЛК	Реальный сброс	
0,59 ± 0,06		ХФК		

$$P = a \cdot \left(\sum_{i,k} \int_S D_{i,k}(\vec{r}) \cdot n_{i,k}(\vec{r}) \cdot d\vec{r} / D_{доп,i,k} \right)^2 .$$

$$\underline{P} = a \cdot \left(\sum_{i,k} \left(\int_S D_{i,k}(\vec{r}) \cdot n_{i,k}(\vec{r}) \cdot d\vec{r} / \mathbf{D}_{доп,i,k} \right)^2 \right),$$

где: **a** = 1,43 ± 0,15 долларов/(чел. год);

$\vec{r}$ - координата загрязняемой точки в пространстве;

$D_{i,k}(\vec{r})$ - i-ый фактор - доза (или концентрация) в точке $\vec{r}$, воздействующая на k-ый элемент биоценоза.

S - область пространства, где радиационный риск превосходит минимально значимый;

$\mathbf{D}_{доп,i,k}$ - допустимое значение дозы (или концентрации) для k-го элемента биоценоза по отношению к i-му фактору.

$n_{i,k}(\vec{r})$ - плотность населения, подвергающегося воздействию за счёт загрязнения точки $\vec{r}$, или условная плотность биоты в точке $\vec{r}$.

Для правильного управления взаимодействием предприятий и природоохранных организаций необходимо внести коррективы в алгоритм расчёта платы за сброс нерадиоактивных вредных химических веществ.

Литература

1. Корогодин В.И. Проблемы пострадиационного восстановления. М. Атомиздат. 1966 г. 390 стр.

2. Лучник Н.В. Биофизика цитогенетических поражений и генетический код. М. Медицина. 1968 г. 296 стр.

3. Abrahamson S., Wolf S. Re-analysis of Radiation Induced Spesific Locus Mutation in the Mouse. Nature. Vol.264, N5588, p. 717-719, 1976.

4. Luckey T.D. Physiological Benefits from Low Levels of Ionising Radiation. Health Physics. Vol. 4, p. 771-789. 1982 y.

5. Рекомендации МКРЗ по радиационной защите. Публикация 60, ч.1 и 2. М. Энергоатомиздат, 1994.

6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-96). Изд. Госкомсан-

эпиднадзор России. М.1996

7. Tubiana M. The cancerogenesis of low dose radiation. In "Nuclear accidents and the future of energy. Lessons learnd from Chernobyl. Proc. Intern. Conf. Paris, 1991 y. P. 253-271.

8. Bond V.P. Wielopolski L. Shani G.S. Current misinterpretations of the linear no-threshold hypothesis. Health physics. V.70 N6, P 877-882. 1996 y.

9. Raabe O.C. Parks N.J. Book S.A. Dose response relationships for ^{226}Ra and ^{90}Sr. Health physics. V.40 N6, P 488-494. 1981 y; and Health physics. V.46 N6, P 1241-1258. 1984 y.

10. А.Н. Марзеев, В.М. Жаботинский. Коммунальная гигиена. М. Медгиз. 1979 г. 520 стр.

11.Нормы радиационной безопасности (НРБ-76/87) М. Энергоатомиздат. 1988 г.

12.V.E. Sokolov, D.A.Krivolutsky. Change in ecology add biodiversity after a nuclear disaster in the southern Urals. Pensoft Publishers. Sofia-Moscow. 1998. 228 p.

13. Санитарные правила проектирования и эксплуатации АЭС. (СП-АЭС-88). Изд. МЗ СССР. 1989.

14. Гусев Н.Г. Бурназян. А.И. Воробьёв Е.И. Оценка, прогноз и регламентация доз облучения населения в связи с эксплуатацией АЭС в СССР. Труды конференции по ядерной энергетике и топливному циклу. Зальцбург. Австрия. 2-13 мая 1977г. том 4. Стр. 91-105. Изд. МАГАТЭ. Вена. 1977г.

15. Дёмин В.Ф. Шмелёв В.М. Цена риска в системе обеспечения радиационной безопасности. В сб. Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 11. М. Энергоатомиздат. 1986 г.

16. Дёмин В.Ф. Сидоренко В.А. Шевелёв Я.В. Социально-экономические критерии и показатели безопасности ядерной энергетики. В сб. Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 13. М. Энергоатомиздат. 1991 г. стр. 19-30.

17. Балонов М.И. Бархударов Р.М. Голиков В.Я. Дёмин 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 г.

18. Временная инструкция по определению нормативов платы за сбросы загрязняющих веществ в природную среду. М. Изд. Минэнерго. 1986 г.

19. Optimization of radiation protection. Proc. of the intern. symp. Vienna. 10-14 March. 1986. IAEA Vienna. 1986.

20. Народное хозяйство СССР. М. Финансы и статистика. 1991 г. 752 стр.

УДК 619:616 + 639.371.52.091

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ И УСТОЙЧИВОСТЬ ИХ К ЗАБОЛЕВАНИЯМ В РАЗНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЗОНАХ УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА

И.М.Донник
Уральская государственная сельскохозяйственная академия

В настоящее время сельское хозяйство (агропромышленный комплекс) терпит большие трудности. Несмотря на это, сельскохозяйственная продукция по-прежнему остается востребованной. В обозримом будущем вряд ли осуществится переход человечества на синтетические продукты питания. Поэтому проблема обеспечения населения качественной продукцией сельского хозяйства по-прежнему остается важной задачей, если не сказать больше -актуальность ее еще больше возрастает в связи с неуклонной концентрацией населения в крупных промышленных центрах (технополисах).

В индустриальных центрах увеличивается антропогенное воздействие на организм человека. Он вынужден употреблять загрязненную токсичными веществами воду, дышать загрязненным воздухом, испытывать постоянно возрастающий прессинг различных микроорганизмов, вирусов и т. д. Употребление в этих случаях низкокачественных продуктов питания, например содержащих высокие концентрации тяжелых металлов, или полученных от больных животных, может явиться "последней каплей" вызывающей развитие патологического процесса. И, наоборот, употребление качественных продуктов в определенной мере может способствовать нейтрализации негативного действия техногенных факторов.

Тем не менее, вокруг промышленных центров в основном и размещены сельскохозяйственные предприятия производящие продукты животноводства и растениеводства. Например в Каменском районе Свердловской области, занимающем одно из первых мест в России по концентрации промышленного производства, в радиусе 30 км еще до не давнего времени располагалось 33 молочно-товарных фермы с 10 тысячами коров и 5 тысячами молодняка. Такая же ситуация наблюдается и в районе г. Нижнего Тагила, Полевского, Первоуральска и других подобных городах.

Находящиеся здесь животные также, как и население, испытывают антропогенное воздействие со всеми вытекающими отсюда последствиями. Так например в зоне ВУРСа с остаточными уровнями загрязнения по стронцию-90 свыше 1 Ки/км2 [10] в настоящее время расположено 10 молочных ферм с пятитысячным поголовьем крупного рогатого скота.

В разных районах Урала нами проведен мониторинг по экологическим и биологическим параметрам, сделана попытка оценить влияние факторов среды на организм животных, выявить биологические особенности их, состояние здоровья и устойчивость к заболеваниям (на примере одной нозологической формы), установить влияние на качество продукции животноводства.

Известно, что в Уральском регионе условно можно выделить пять вариантов территорий, различающихся по экологической характеристики:

- территории, загрязненные выбросами крупных промышленных предприятий (Богословский и Уральский алюминиевые заводы, криолитовые и асбестовые производства, металлургические комплексы и пр.);
- территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) с первоначальными дозами загрязнения по стронцию-90 от 1 до 10 Ки/км^2(пос. Рыбниково, Богатенково Каменского района, Метлино, Булзи, Тюбук Челябинской области), а также, расположенные в бассейне р.Теча (Долматовский район Курганской области);
- территории, испытывающие нагрузку от промышленных предприятий и одновременно находящихся в зоне ВУРСа (г. Каменск-Уральский);
- геохимические провинции с высоким природным содержанием тяжелых металлов (Zn, Cu, Ni) в почве, воде, а также аномальными концентрациями в припочвенном воздухе радона-222;
- территории относительно благополучные в экологическом отношении, свободные от промышленных предприятий (Красноуфимский, Нижнесергинский, Шалинский районы Свердловской области).

В каждом варианте указанных территорий были подобраны популяционные группы животных разного возраста. Отбор сельскохозяйственных предприятий (независимо от вида и формы собственности) проводили согласно литературным данным об экологической обстановке районов (на основании экологической карты Свердловской области, 1993; данных Государственного доклада о состоянии окружающей природной среды и влияние факторов среды обитания на здоровье населения Свердловской области)[2] с учетом географической расположенности, однотипности технологии содержания, кормления, породности, продуктивности.

Всего было обследовано 18 900 животных из 40 хозяйств из Свердловской (14 районов), Курганской (2 района) и Челябинской (2) областей.

Для подтверждения экологической характеристики исследовали в выбранных пунктах питьевую воду, растительные корма, снежный покров одного зимнего периода на содержание 10 элементов: Zn, Cu, Al, Mn, Cd, Pb, F, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{210}Pb. В пробах после предварительной обработки

(высушивание, озоление) определяли содержание стронция-90, цезия-137, свинца-210 общепринятыми радиохимическими методами, основанными на выщелачивании проб и осаждении оксалатов щелочноземельных элементов и последующим выделении из растворов элемента.

Микроэлементы Zn, Cd, Pb определяли атомно-абсорбционным методом спектрометрии с предварительным сухим озолением проб растительных кормов и кислотным гидролизом биологических тканей [6, 9]. Исследования проведены на базе НИИ низкотемпературной электрохимии УрО РАН. Фтор в костной ткани и снеговой воде определяли потенциометрическим методом анализа.

Эти же вещества определяли в различных органах и тканях животных: мышечной и костной ткани, печени, почках, лимфатических узлах, а также молоке.

Результаты показали, что в организме коров разных территорий содержатся достоверно отличающиеся концентрации указанных элементов. Наибольшая концентрация тяжелых металлов, превышающая существующие ПДК была выявлена в зонах промышленного загрязнения **(табл. 1,2)**.

Аналогичные результаты были получены по концентрации данных элементов в растительных кормах, однако следует заметить, за пределы допустимых значений они не выходили, но тем не менее были значительными (табл.3).

Таблица 1

Превышение ПДК (МДУ, ВКУ) токсичных элементов в органах и тканях коров из разных по экологической характеристике территорий (кратность раз)

Группы (из территорий, №)	Zn	Cu	Mn	Cd	Pb	F	^{90}Sr	^{137}Cs
Промышленные выбросы и ВУРС (1)	6	7	2	3	6	2	2	-
Промышленные выбросы (3)	5	6	2	2,7	6	2	-	-
ВУРС, АЭС. Химкомбинаты (2)	1,3	-	2,6	1,5	2,6	-	-	-
ВУРС, р.Теча (2а)	2	-	3	1,3	3	-	-	-
Геохимические провинции (4)	1,5	3	1,8	1,3	4	-	-	-
Контрольные (5)	1,4	-	-	-	2,8	-	-	-

Таблица 2

Содержание цинка, алюминия и меди в организме крупного рогатого скота из различных хозяйств

№ группы хоз-тв	Хозяйство	Содержание элементов (мкг/г)					
		Zn		Al		Cu	
		костн.тк.	печень	костн.тк.	печень	костн.тк.	печень
I	Бродовской	56	614	10,9	16,3	3,2	22,4
	Каменский	40	468	8,92	15,32	3,76	136
2	Сосновский	44,5	288	8,92	4,52	3,24	102,7
	Тимирязева	80	120	8,92	10,5	2,92	8,76
	Камышловский	68	80,5	6,52	4,12	2,81	7,96
	Храмцово	71	136	24,5	6,52	4,1	9,56
	Уральский	83,1	160	26,3	5,71	4,1	19,14
	Таежный	192,8	182,8	13,19	7,59	3,12	10,99
	Ключи	58,4	116	11	2,52	3,6	62,76
2а	Булзи Челяб.	143,4	199,3	21,2	13,59	3,66	29,65
	им.Калинина Кург.	139,35	211,36	17,59	21,36	0,01	16,06
	Заречье Кург.	107,4	267,35	2	5,59	2,62	29,25
	Дружба Кург.	187,29	159,37	59,16	14,79	2,18	7,26
	Северский	56	125	6,92	6,12	2,88	101,6
3	Краснотурьинский	112,3	200	12,9	6,91	2,92	118,8
	п/х АТП Асбеста	89,7	462,9	7,6	8,39	3,88	28,1
4	Щелкунский	24	196	11,72	3,72	2,68	8,76
	Свердлова	90,8	146,8	16,41	13,6	4,19	179,8
	Ур. Нивы	62,8	120	14,39	3	2,52	15
	Семеновод	74,8	140	11,99	7,3	2,72	25
	Чувашково	76	152	6,12	6,52	3,48	19,56
5 контр.	Тавринский	60	146,8	5,32	6,4	2,8	29,5
	Шакуровский	206,1	122,8	12,8	5,19	3,08	139,8

То же наблюдали и в питьевой воде. То есть, поступление токсикантов в организм животных в указанных территориях происходит не только за счет кормов и воды, но с воздухом, кусочками почвы во время поедания травы, что особенно отмечают в засушливое лето.

Содержание радионуклидов в костной ткани также существенно отличалось у животных из контрольных районов и зоны ВУРС. Количество стронция-90 у коров из хозяйств г. Каменск-Уральского (п.Брод и п.Позариха) были соответственно в 16 и 18 раз выше, чем у животных п.Тавра Красноуфимского района (рис.1).

Аналогичное количество радионуклида было выявлено и в растительных кормах (рис.2, табл. 4).

Но, самые большие уровни стронция-90, во много раз превышающие установленные нормативы, были установлены в зоне ВУРСа п. Рыбниково и Метлино (рис.3). Превышение составило соответственно 8 и 15 раз.

Динамика накопления радионуклидов в костной ткани животных в зависимости от возраста представлена на рис.4.

В зоне ВУРСа наибольшее накопление идет у животных старше 3 лет, что, видимо, связано с изменением режима содержания (введение пастьбы) и увеличение в рационе доли силоса и сенажа, где выявлены наибольшее количество элемента.

При интерпретации полученных результатов мы опирались на

Таблица 3

Суммарное содержание солей тяжелых металлов в суточном рационе коров из опытных хозяйств

группы с.-х.предприятий	Содержание элементов в суточном рационе мкг/г				
	Zn	Al	Cu	Mn	Cd
Промышленные выбросы и ВУРС	5240	13012	1005	2241	13,6
ВУРС, АЭС, Химкомбинаты	2093	11701	313	131	7.4
ВУРС, р.Теча	2111	5881	121	1330	2,8
Промышленные выбросы	1433	12691	90	1109	3,1
Геохимические провинции	2034	11496	599	1296	8,6
Контрольные	1527	5419	191	1126	4.0

Таблица 4

Содержание стронция-90 и цезия-137 в питьевой воде и кормах в хозяйствах

		Содержание ^{90}Sr (пКи/кг)					Содержание ^{137}Cs (пКи/кг)				
№ группы	Хозяйство	Вода питьевая	Концентраты	Силос	Солома сено	Суммарн сод. В суточ. Рац-не	Вода питьевая	Концентраты	Силос	Солома сено	Суммарн. содерж. в суточ. рационе
1	Бродовской	0,89	41	44,8	181	1924	1,81	24,5	29,8	33,6	838
	Каменский	1,33	71,4	148	299	7915	1,11	14,3	9,68	48,3	728,8
	Сосновский	1,16	63,7	89,7	150	5305	0,159	34,6	24,5	22,4	1562
2	Тимирязева	1,17	30,4	33,6	95	1467	0,479	16,4	27,5	48	1010
	Камышловский	1,19	25,8	71,2	161	2883,2	0,474	29,8	19,4	56,1	925,6
	Храмцово	2,05	58,7	56,2	93,9	3010	0,99	43	9,3	99,8	833,1
	Ключи	2,24	39,4	39,4	117	705,6	1,51	13,5	13,5	61,5	306
	Уральский	0,79	40,1	39,3	82	1575	1,41	33,9	17,9	58,7	684,8
	Таежный	0,155	12,9	41,6	42,2	700,1	0,116	27,3	51,7	30,9	1348
3	Северский	0,83	23,4	114	71,4	2089	0,5	8,71	50,9	20,2	879,1
	Краснотурьинский	0,72	31,6		110	880	0,5	38,2		85,5	684
	АТП Асбест	0,89	59,2	119	108	2232,2	0,665	85,4	58,6	42	1850
4	Щелкунский	1,02	33,2	33	307	2608	1,33	31,9	17,9	58,7	910,3
	Свердлова	0,57	21,8	40,3		1331	0,09	16,8	11,1		427,2
	Ур.Нивы	0,64	22,3		28,8	2749	0,15	32,5	46,4	68,7	1461
	Семеновод	0,88	37,7	21,6	29,2	740,7	0,82	21,8	20,1	36,7	678
5	Чувашково	0,86	25,6	39,7	168	2306	0,227	20	10,3	37,5	608
контроль	Тавринский	0,51	32,2	38,5	33,4	1065	0,64	15,1	7,3	14,6	304,5
	Шакуровский	0,44	7,62	39,9	36	1377	0,356	14,4	14,3	31	623,8

нормативные значения ПДК. Но, ПДК установлены в интересах человека, чтобы предупредить чрезмерное поступление указанных токсикантов с продуктами питания в организм людей. А какой эффект на организм животного оказывают такие концентрации элементов?

Скорее всего такой прессинг ксенобиотиков не может не вызвать перестройки как отдельных систем, так и всего организма в целом.

Прежде всего должны измениться определяющие гомеостатические параметры, иммунологические показатели.

В связи с этим, второй задачей наших исследований была клинико-иммунологическая и цитогенетическая оценка выбранных популяций животных. Проводили по комплексу показателей: клинических, гематологических (определение форменных элементов крови, относительного и абсолютного количества лимфоцитов, гранулоцитов), иммунологических (определение относительного и абсолютного количества Т- и В-лимфоцитов, ЦИК, фагоцитарной активности нейрофилов, уровня сывороточных иммуноглобулинов G и М), биохимических (определяли количество общего белка, липидов, холестерина, аминокислот), цитогенетических (спонтанный уровень хромосомных аберраций).

Результаты исследований показали, что у животных из наиболее сложных в экологическом плане территорий, когда в органах и тканях накапливаются значительные количества нескольких видов ксенобиотиков, имеет место депрессия иммунной системы. Это выражается в увеличении числа ЦИК(**табл. 5, рис.5)**, угнетении клеточного звена иммунитета, нарушении соотношения Т- и В-лимфоцитов, снижении фагоцитарной активности и поглотительной способности нейтрофилов, лимфоцитопенией.

При этом достаточно четко прослеживается тенденция увеличения ЦИКов в сыворотке крови животных из экологически наиболее неблагополучных территорий и отмечена достоверная разница показателей ($P < 0,05$) животных из опытных и контрольных территорий.

Низкий уровень содержания ЦИК в сыворотке крови коров выявлен в хозяйстве из экологически благополучной территории (с-оз " Шакуровский" - 82 $\pm$6,5 у.е.), удаленном от промышленных центров и предприятий.

Совершенно иная картина выявлена у животных из хозяйств, расположенных вблизи крупных промышленных предприятий (III группа) и одновременно расположенных на территории ВУРСа (I группа). Среднее содержание ЦИКов соответственно было в 2,1 и 2,3 раза выше, чем в контроле.

Все изложенное можно объяснить следующим образом. В зонах экологического неблагополучия животные испытывают антигенную нагрузку (радиация, ксенобиотики и прочие факторы) и, соответственно, при критической массе антигена, в значительной мере ксенобиотического происхождения, образуется значительное количество иммунных комплексов в организме. Считается, что уровень ЦИКов является

интегральным показателем, достоверно отражающим изменения в иммунной системе, происходящие при воздействии на нее антропогенных факторов, а также общее состояние гуморального звена иммунной системы животных [**4,5,7,12**].

Анализ результатов, представленный на рис.5, показал, что по относительному содержанию Т-лимфоцитов, животные I опытной группы хозяйств (с-зы "Бродовской" и "Каменский") характеризовались более низкими показателями, чем в контрольной - V группе, хотя разница не достоверна (P>0,05). Выявлена существенная разница в количественных показателях лимфоцитов - 40 и более % у животных из Каменского района и Нижнесергинского (соответственно 4,5 и 8,5 тыс в 1мкл крови).

Это указывает, в определенной степени, на эффект депрессии клеточного звена иммунокомпетентной системы под влиянием экологических факторов (в органах и тканях животных данных хозяйств, как указывалось ранее, установлена высокая концентрация Zn, Al, Cd, Pb и F).

У животных, находящихся на территории с повышенным содержанием стронция-90, наоборот отмечали усиление фагоцитоза и активизацию гуморального звена иммунной системы (рис.6).

Иммунодепрессия подтверждается опытами с нагрузочными тестами. Методика проведения исследования состояла в том, что изначально определяли фоновые показатели иммуноглобулинов M и G

Таблица 5

Содержание ЦИК в сыворотке крови крупного рогатого скота из хозяйств с разной степенью экологического неблагополучия Свердловской области (M±m)

Группа	Хозяйства	n	Уровень ЦИК в усл.ед. M±m
I	Бродовской	25	188,5± 16,3*
	Каменский	25	192,7± 13,0*
II	им.Тимирязева	25	185± 17,4*
III	Северский	24	173,5 ± 18,4*
IV	им. Свердлова	22	54,2 ±6,6*
V(контр.)	Шакуровский	18	82,0 ± 6,5*

* разница с контролем достоверна(P < 0,05)

Таблица 6

Динамика показателей синтеза Ig G и Ig M в сыворотке крови крупного рогатого скота из хозяйств Свердловской области с разной степенью экологического неблагополучия (M+_m)

№ гр. хо-ств	Хозяйства	n	Уровень Ig G г/л.			Уровень Ig M г/л		
			Фон	ч/з 2 нед.	ч/з 4 нед.	Фон	ч/з 2 нед.	ч/з 4 нед.
I	Бродовской	25	16,48±1,6	6,47±0,4*	5,81±1*	5,14±0,12	1,04±0,12*	0,6±0,09*
	Каменский	25	13,3±0,8	9,94±0,5*	8,7±0,61*	2,81±0,32	0,9±0,13*	0,93±0,2*
II	им.Тимирязева	25	5,7±0,27	8,37±0,5	6,14±0,7	1,22±0,1	1,43±0,2	1,8±0,3
	Храмцово	25	12,4±1,8	10,9±1,5	14±1,3	0,59±0,04	0,5±0,05	1,34±0,21
	Ключи	24	5,3±0,4	3,34±0,5*	1,65±0,2*	0,8±0,14	0,6±0,13*	0,8±0,2
III	Северский	24	13±0,21	9,6±0,52*	9,9±0,4*	1,4±0,25	0,6±0,08*	0,5±0,09*
	Краснотурьинский	25	14,1±0,2	13±0,6	11,4±0,7	1,8±0,4	2,2±0,4	2,63±0,4
IV	им. Свердлова	22	6,2±0,41	7,3±1	5,7±0,9	1±0,13	0,9±0,14	1,4±0,4
	Щелкунский	24	6,1±0,6	3,9±0,3*	2,9±0,3*	0,6±0,07	0,9±0,12	0,5±0,15
Vконтр	Тавринский	25	24±3,7	21,8±2,8	26,7±3	0,8±0,2*	0,81±0,3	1,5±0,33*
	Шакуровский	18	13,6±2,4	14±1,9	15,1±1,1	0,5±0,08*	0,95±0,2	1,41±0,3*
	Чувашково	25	10,3±2,4*	7±1	15,4±0,4*	1,35±0,21	0,9±0,2	1,5±0,4

*-разница с контролем достоверна(P< 0,05)

классов (за 2 дня до введения противосибиреязвенной вакцины), а затем, через 2 и 4 недели после вакцинации. Тем самым представлялась возможность проследить как животные, находясь в разных экологических условиях, реагировали на вакцину в сравнительно отдаленные периоды (через 2 и 4 недели).

Введение противосибиреязвенной вакцины животным из районов промышленного загрязнения, практически не вызывало у них развитие иммунного ответа. Уровень IgG не только не повышался как у животных контрольных районов, но даже наоборот снижался через 2 и 4 недели (табл. 6).

Не изменялся и уровень "гормона стресса" - 11-оксикортикостероида (11-ОКС), в то время как у животных контрольных территорий и в группе из геохимических провинций через 2 недели после иммунизации отмечали увеличение 11-ОКС в 3-8 раз (рис. 7).

Такая "пассивная" динамика "гормона стресса" -11 -ОКС в определенной степени указывает на то, что у животных имеет место ареактивное состояние, то есть выраженная иммунодефектность[7].

Для подтверждения этого вывода, были проведены исследования специфического иммунного ответа на противобруцеллезную вакцину (из штамма №82) у телят 8 месячного возраста (табл. 7).

Результаты показали, что у животных из территорий загрязнения химическими токсикантами, полноценный специфический иммунный ответ развивается только у 14 - 40% животных, в то время как у контрольных реакция на вакцину отмечена у 98% телят). То есть, в данных хозяйствах иммунизация проводится малоэффективно.

Видимо, длительное воздействие техногенных выбросов и накопление токсикантов в органах и тканях животных, вызывает у них развитие вторичных иммунодефицитов, и приводит к тому, что организм не может адекватно реагировать на ту или иную иммунологическую нагрузку, в том числе и на противобактериальные вакцины, применяемые в качестве средств специфической профилактики инфекций сельскохозяйственных животных.

Цитогенетические исследования костного мозга крупного рогатого скота (по количеству анафаз с перестройками хромосом) из изучаемых территорий показал, что процент хромосомных аберраций был также достоверно выше (в 2 раза) у животных из 1 и 3 групп (промышленного загрязнения и одновременно промышленного загрязнения и территории ВУРСа) по сравнению с контролем (соответственно 4,3% против 2,6%). Хромосомные нарушения в клетках костного мозга животных 2 группы (только территория ВУРСа) были близки к показателям контрольной группы.

Наши результаты согласуются с данными генетических исследований, выполненных на грызунах в зоне ВУРСа и в 30-км зоне ЧАЭС [1], а также у коров из хозяйств, расположенных в бассейне р.Теча Курганской области [8] и других зонах [13].

Установлена положительная корреляция между количеством перестроек хромосом и концентрацией в организме животных тяжелых металлов (Zn, Cd, Pb) и F (рис. 8).

Одним из тестов , свидетельствующих о нарушениях возникающих в организме животных может явится устойчивость их к инфекционным заболеваниям. На примере одной нозоформы -лейкоза было изучено распространение и особенности течения инфекции в выбранных популяционных группах.

Инфекция лейкоза крупного рогатого скота (ВЛ КРС) имеет свои особенности. Доказано вирусное происхождение болезни. Возбудитель передается через лимфоцит. Установлено [3,11], что для реализации лейкозогенных потенций вируса нужны, как минимум два условия-наследственная предрасположенность и иммунологическая недостаточность. Последняя может быть вызвана, как уже говорилось экологическими факторами. Следовательно, показатель заболеваемости скота лейкозом, даже при одинаковом уровне инфицирования, в зависимости от степени влияния тех или иных экологических факторов может быть различным, служить "лакмусовой бумажкой" состояния здоровья животных.

В Свердловской области лейкоз крупного рогатого скота распро-

Таблица 7

Формирование специфического иммунного ответа у телят при введении противобруцеллезной вакцины из штамма №82 (срок наблюдения 3 месяца)

Группы	Хозяйства	Количество реагирующих в РА (%) на 50 МЕ и выше	Количество реагирующих в РСК (%) на 50 МЕ
Промышленные выбросы и ВУРС	Каменский	53,3	6,7
Промышленные выбросы	Камышловский	14,3	-
ВУРС (незнач. Загрязнение 90Sr)	Скатинский	50,0	-
Промышл. Выбросы	Захаровский	60,0	-
Промышленные выбросы и ВУРС	Брподовской		-
Контрольные территории	Уральские Нивы	93,8	25

странен повсеместно. В 1991 г. была полностью изучена эпизоотическая ситуация по данному заболеванию. Диагностические исследования выявили неоднородность его распространения, а также различную степень напряженности инфекции и уровень заболеваемости в различных районах области от 0,5 до 94%.

Установлено, что в районах с наиболее сложной экологической обстановкой лейкоз протекает более злокачественно и имеет большее распространение. Всего по области в 1991-1993гг зарегистрировано 510 неблагополучных пунктов, что составляет 69% от общего количества имеющихся ферм.

Особенно тяжелая ситуация выявлена в хозяйствах Каменского района (табл.8). Средний уровень инфицированности вирусом лейкоза составил в 1991 г. 47% при высокой заболеваемости -до 12%. Для сравнения приведем данные по России: уровень заболеваемости лейкозом в среднем составляет 0,5%. В с-зе Родина (п.Рыбниково) заболеваемость составляла 23%.

Но, в то же время в этом районе зарегистрирован один совхоз "Сосновский" в котором не выявлено ни одного случая вирусоносительства и заболеваемости скота лейкозом за весь период наблюдения

Таблица 8

Результаты исследований крупного рогатого скота на лейкоз в Каменском районе Свердловской области (1997 г.)

Наименование хозяйства	Исследовано серологически коров			Исследовано гематологически		
	Всего	Выявлено (+)		Всего	Выявл. больных	
	голов	голов	%	коров	голов	%
с-з им.Ленина	468	11	2,35	642	4	0,62
с-з Пироговский				611	9	1,47
с-з Каменский	2911	483	16,6	1425	7	0,49
с-з Кисловский	11	4	36,36	1089	4	0,36
с-з Колчеданский				1096	198	3
с-з Бродовской	1219	17	1,39	1566	8	0,51
с-з Россия	47	8	17	759	8	1,1
с-з Травянский	80	32	40	579	11	1,98
с-з Сосновский	765	0				
с-з им.XXУ п/съезда	2455	15	0,61	613	7	1,2
с-з Родина	1308	24	1,8	0		
П/х Нива				301	8	2,7
Итого:	**9264**	**594**	**6,41**	**8681**	**264**	**3,04**

(7 лет). То есть, если нет вируса в популяции, то какие бы не были экологические условия, лейкозная инфекция у животных не развивается. В других районах области, выбранных нами как контрольные, напряженность инфекции лейкоза и распространение его были значительно ниже.

В Свердловской области была разработана и внедрена научно обоснованная система оздоровительных мероприятий, охватывающая все сельскохозяйственные предприятия 41 района (всего 519). В целом она оказалась достаточно эффективной. Результативность представлена на рисунке 9.

Но, выявилась группа хозяйств, в которых традиционными методами оздоровить фермы не удается. Например, в с-зе Каменский за 7 лет проведения противолейкозных мероприятий удалось оздоровить только одну ферму "Черноусово", но для этого потребовалось в 2 раза больше провести диагностических исследований и затратить времени (рис.10), в то время как обычно требуется всего 10-12 промежуточных исследований (Белоярский р-н оздоровлен весь за 3 года). На другой ферме с-за Каменский Позарихе продолжают выявляться больные лейкозом животные.

В п.Брод Каменского р-на с большим трудом проходит оздоровление молочного комплекса, проведено 18 исследований, но по прежнему выявляются вирусоносители.

Для примера - эффективность мероприятий в с-зе Уральский Невьянского района, где за 3 года и за 12 исследований был получен по всем фермам отрицательный результат при проведении серологических исследований (рис.11).

Но, это не самое главное, хуже всего , что гипореактивность животных не позволяет своевременно выявлять вирусоносительство, и источник распространения инфекции остается в стаде. Существующий метод диагностики -РИД имеет погрешность в пороговой чувствительности около 15-20%. То есть до 20% животных при каждом исследовании не выявлено.

Более чувствителен метод ИФА (в Западных странах с его помощью проводят окончательный этап оздоровления ферм от лейкоза), в нашей стране применение его ограничено экспериментальными исследованиями.

Выводы:

1. Проведенными исследованиями подтверждено, что на территориях экологического риска имеет место токсигенный прессинг на организм животных. У них накапливаются значительные концентрации различных поллютантов : тяжелых металлов, фтора, радионуклидов, превышающие установленные нормативы (ПДК) в несколько раз.

2. Экологические условия среды существенно влияют на физиологические и иммунологические показатели организма, состояние

здоровья животных и устойчивость их к заболеваниям, в том числе и к лейкозной патологии и прочим инфекциям. Естественно, что полученная от таких животных продукция (молоко, мясо) имеет более низкое качество, неполноценна.

На наш взгляд, пути решения проблемы могут быть следующими:

- перепрофилирование хозяйств или завоз "чистой продукции". Правда, здесь могут возникнуть трудности с тем, где найти "чистую" продукцию, и как сможет к ней адаптироваться человек?;
- снижение поступления в организм токсичных элементов (прежде всего Zn, Cu, Cd, Pb, F, ^{90}Sr). Перспективно применение радиопротекторов, энтеросорбентов; Но, у них есть общий недостаток - высокая стоимость. Нами проведены исследования с диатомитами и опоками, месторождения, которых имеются в Свердловской области. Скармливание их в течение 2 месяцев уменьшало содержание кадмия в печени в 2 раза, но при этом снижалось количество жизненно необходимого магния и развивались симптомы беломышечной болезни у телят. То же отмечали с опоками;
- повышение естественной резистентности и иммунологической активности организма животных с помощью иммунокорректоров (миелопид, лигаверин, УФО-крови). Опыты показали, что введение перед вакцинацией иммунокорректоров (миелопид, соматотропин, лигаверин) увеличивали число животных с нормальным специфическим иммунным ответом (на противобруцеллезную вакцину) на 25%. С помощью лиговерина было выявлено при серологическом исследовании в опытных группах на 15% больше вирусоносителей лейкоза;
- оздоровление стад от инфекционных и профилактика прочих заболеваний;
- ужесточение контроля за качеством животноводческой и другой сельскохозяйственной продукцией;
- в крайних случаях - перепрофилирование сельскохозяйственных предприятий на производство растениеводческой продукции.

В заключение, можно отметить, что результаты проведенных исследований показывают что сельскохозяйственные животные адаптируются к антропогенным воздействиям, имеющим место в индустриально развитых районах. У них изменяются основные интерьерные параметры, которые следует рассматривать как приспособительные реакции. Но, это равновесие не устойчиво, при увеличении иммунологической нагрузки или "встречи" с инфекционным агентом оно нарушается, заболевание животных, в этих случаях, протекает более тяжело, имеет тенденцию к широкому распространению, а проведение профилактических мероприятий требует больших усилий и затрат.

Литература:

1. Гилева Э.Ф., Косарева Н.Л., Любашевский Н.М., Бахтиярова М.Ф. Изменчивость частоты хромосомных нарушений, индуцированных антропогенными поллютантами у домовой мыши из Гиссарской долины //Экология.,1993.-№1.-С.62-70;

2. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды и влияние факторов среды обитания на здоровье населения Свердловской области в 1995 г.-Екатеринбург: Из-во Правительства Свердловской области, 1996.-218 с.;

3.Смирнов П.Н., Незавитин А.Г., Смирнова В.В., Храмцов В.В., и др. Проблемы лейкоза животных / Под ред. П.Н.Смирнова.-Новосибирск, 1992.-468 с.;

4.Трунов А.Н., Сухих Г.Т. Фазы развития гуморального иммунного ответа при инфекционно-воспалительных заболеваниях // Бюллетень СО АМН СССР, 1989.-№6.-с.56-59. ;

5. Труфакин В.А., Трунова Л.А. Иммунонологические показатели формирования экологически обусловленной патологии // Вестн. РАМН.-1994.-№17.-С.15-18;

6. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ: пер. с болг. Г.А.Шейниной/Под ред. С.З.Яковлевой.-Л.: Химия, 1983.-144с.;

7. Хаитов Р.М., Пинегин Б.В. Истамов Х.И. Экологическая иммунология.- Из-во ВНИРО, 1995.-219 с.

8. Храмцов В.В. Факторы, повышающие риск заболевания крупного рогатого скота лейкозом // Этиология, патогенез и вопросы эпизоотологии лейкоза крупного рогатого скота: Сб. науч.тр./ ВАСХНИЛ, Сиб. от-е. ИЭВСиДВ.-Новосибирск, 1986.-С.57-62.

9. Чудинов Э.Г. Атомно-эмиссионный анализ с индукционной плазмой //Итоги науки и техники. ВИНИТИ. Сер. "Аналитическая химия", 1990.-В.2.-С.3-251.

10. Чуканов В.Н. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) /Под ред. Проф. В.Н. Чуканова. -Екатеринбург: УрО РАН, 1996.-167 с.

11.Шишков В.П., Коромыслов Г.Ф., Бурба Л.Г. Основные итоги научных исследований по проблеме лейкоза с.-х. животных за 10 пятилетку и задачи на 1981-1985гг. // Тр. ВИЭВ. - М., 1981. - С. 3-10.

12. Ballieux R., Heijnen C. Immunoregulatory T-cell subpopulations in man: Dissection by monoclonal antibodies //Immunological Rev. - 1983. - V.74. - P.5-28.;

13. Kichi K., Tonamura A. Cytogenetic effects of sodium fluoride // Mutation Res. 1984. -V.130.-№6.-P.367.

Рисунки к статье

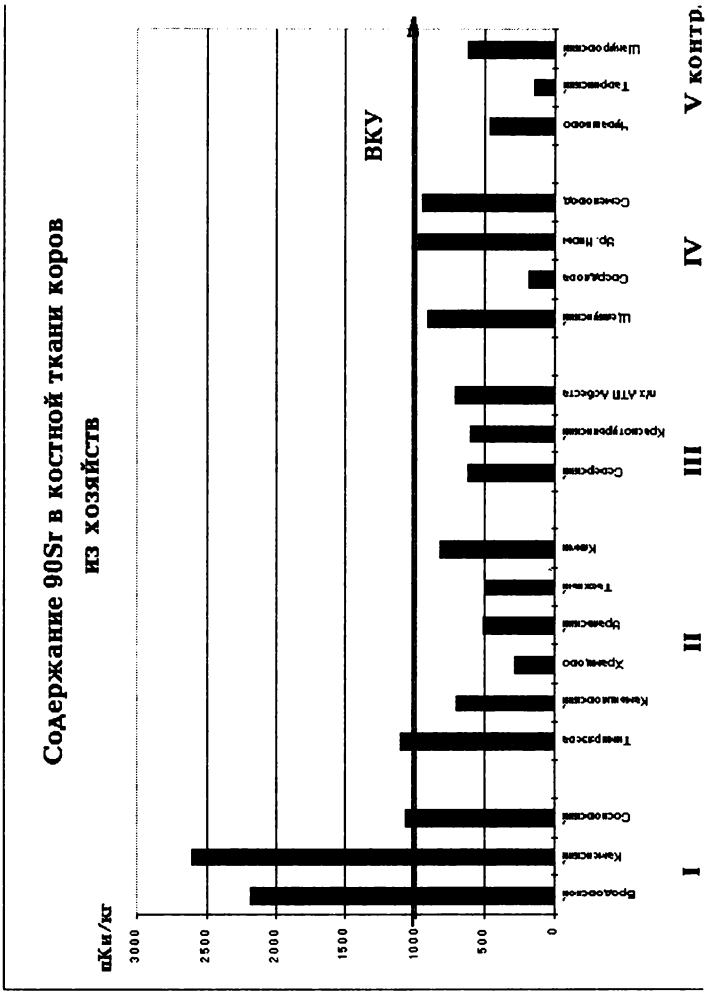


Рисунок 1.

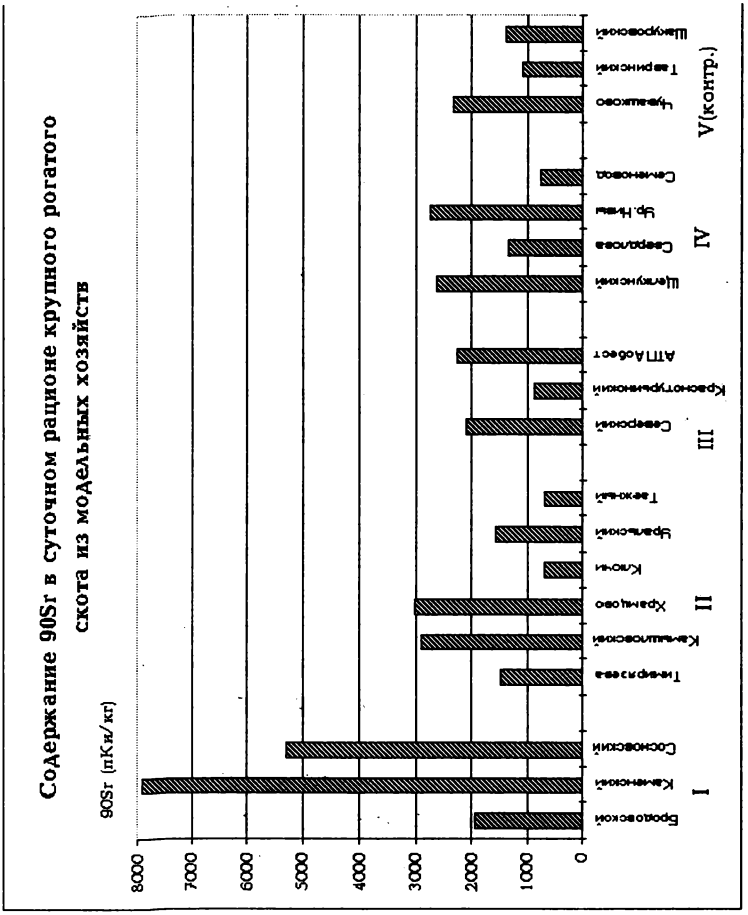

Содержание 90Sr в суточном рационе крупного рогатого скота из модельных хозяйств
90Sr (пКи/кг)
8000
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
Бородовской
Каменской
Сосновский
Тимирязева
Калашниковский
Красный
Кисчи
Ударный
Таежный
Северный
Красногорьевский
АПМ Аобеот
Шелкуновский
Сверлова
Ц. Ниви
Сапановка
Ульяновского
Тарнинский
Шаркозовский
I
II
III
IV
V(контр.)

Рисунок 2.

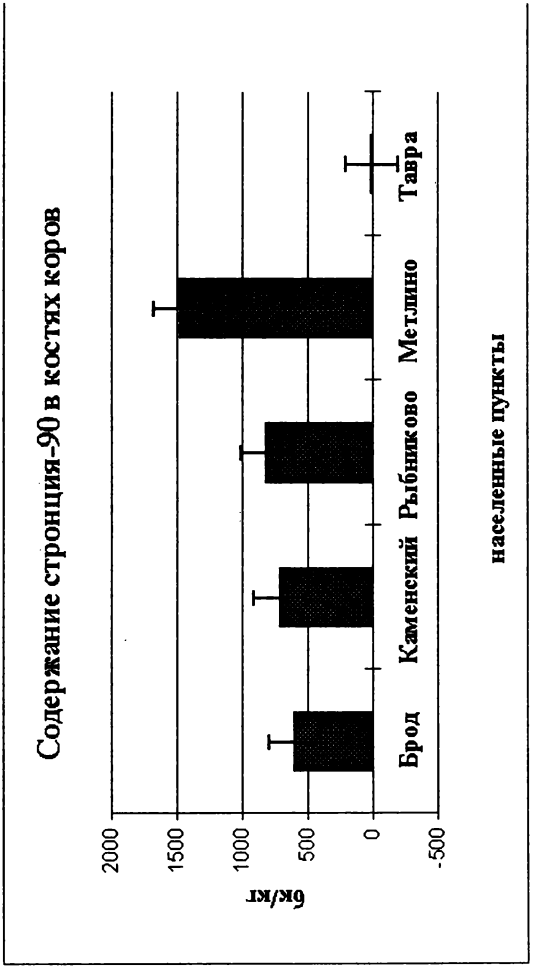

Содержание стронция-90 в костях коров
бк/кг
2000
1500
1000
500
0
-500
Брод
Каменский
Рыбниково
Метлино
Тавра
населенные пункты

Рисунок 3.

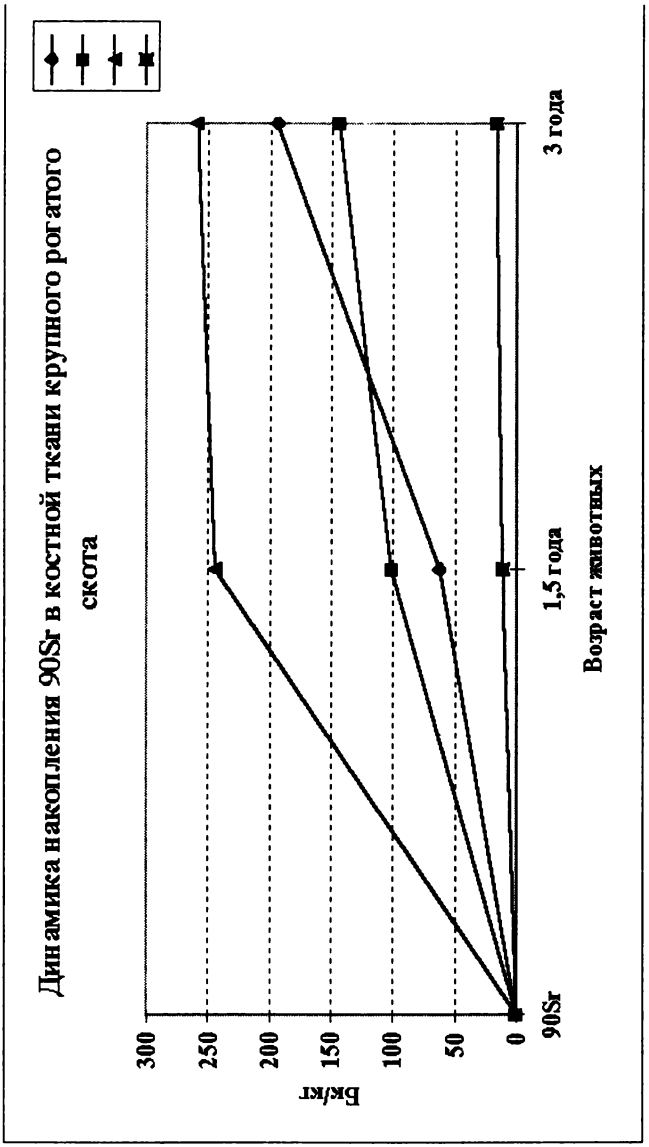

Динамика накопления 90Sr в костной ткани крупного рогатого скота
Бк/кг
300
250
200
150
100
50
0
90Sr
1,5 года
3 года
Возраст животных

Рисунок 4.

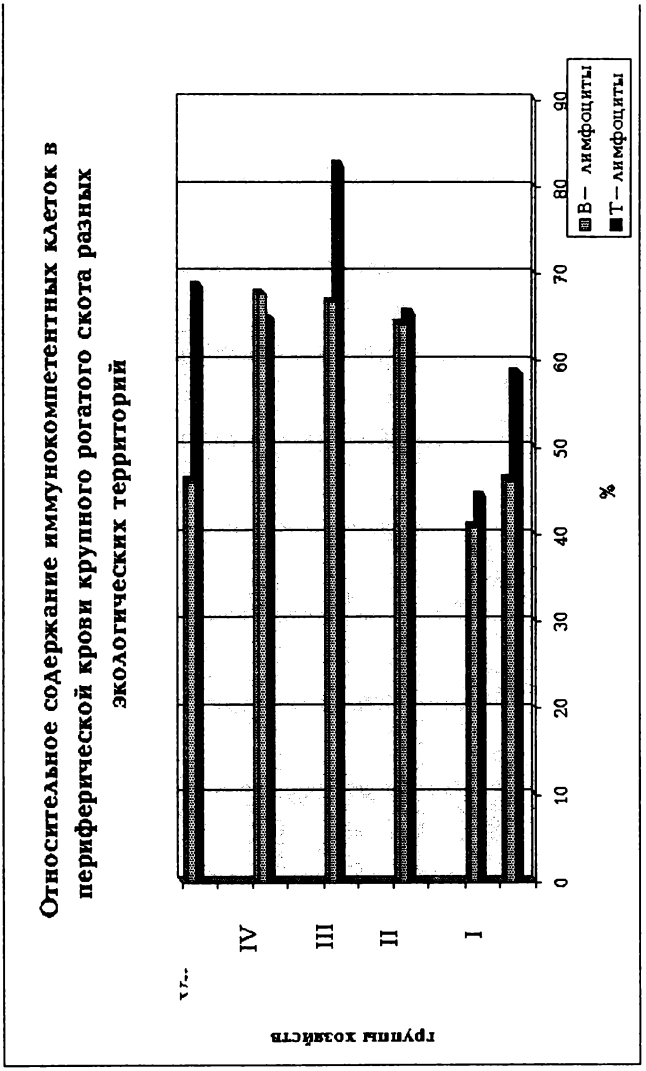

Относительное содержание иммунокомпетентных клеток в периферической крови крупного рогатого скота разных экологических территорий
группы хозяйств
IV
III
II
I
0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
%
В– лимфоциты
Т– лимфоциты

Рисунок 5.

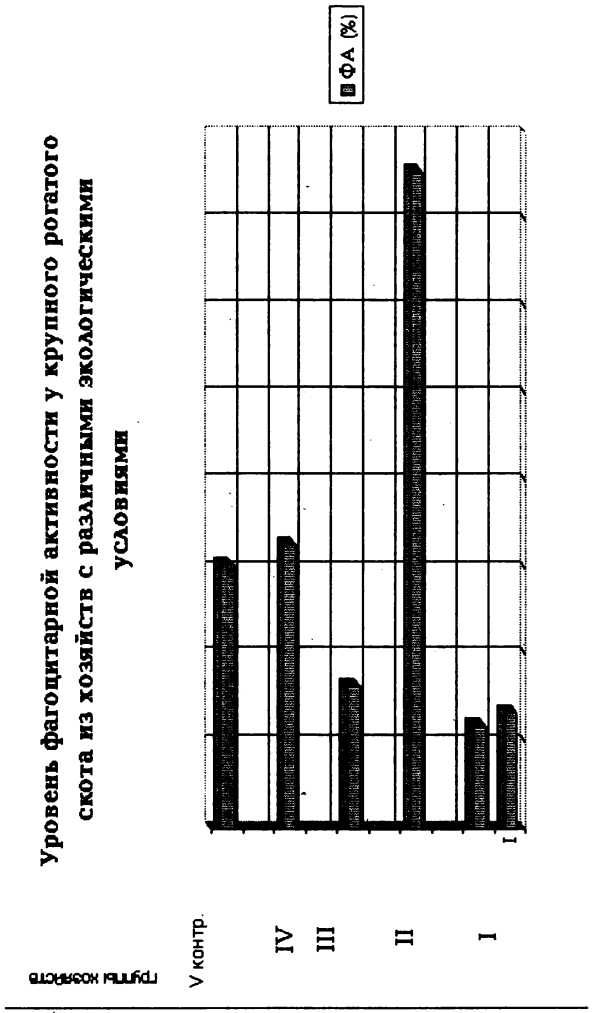

Уровень фагоцитарной активности у крупного рогатого скота из хозяйств с различными экологическими условиями
ФА (%)
группы хозяйств
V контр.
IV
III
II
I

Рисунок 6.

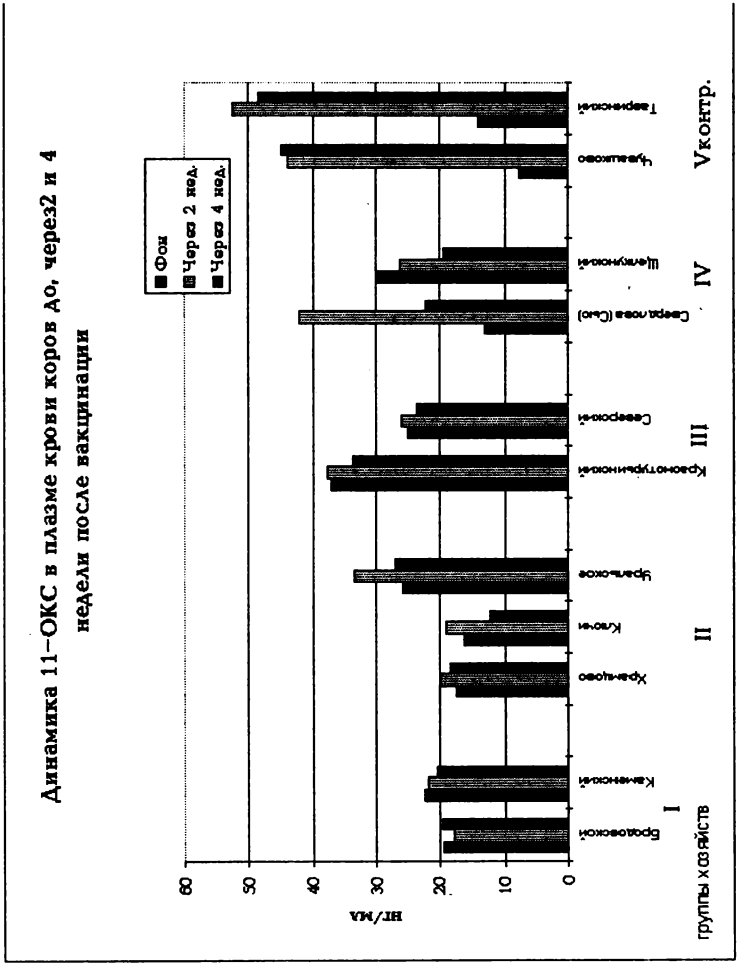

Динамика 11-ОКС в плазме крови коров до, через2 и 4 недели после вакцинации
Фон
Через 2 нед.
Через 4 нед.
нг/мл
60
50
40
30
20
10
0
группы хозяйств
I
II
III
IV
Vконтр.
Брагановский
Каменский
Храмцово
Клочки
Ярославское
Кострома-Приволжский
Северский
Сверловская (Сыр)
Шарьинский
Чувашово
Тарасовский

Рисунок 7.

Корреляция уровня хромосомных аберраций в клетках костного мозга крупного рогатого скота и концентрации Pb в костной ткани
(по данным 15 хозяйств)

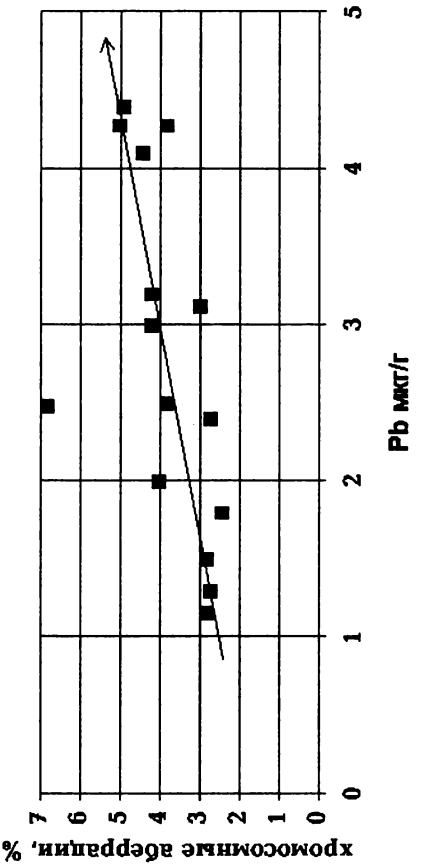


Рисунок 8.

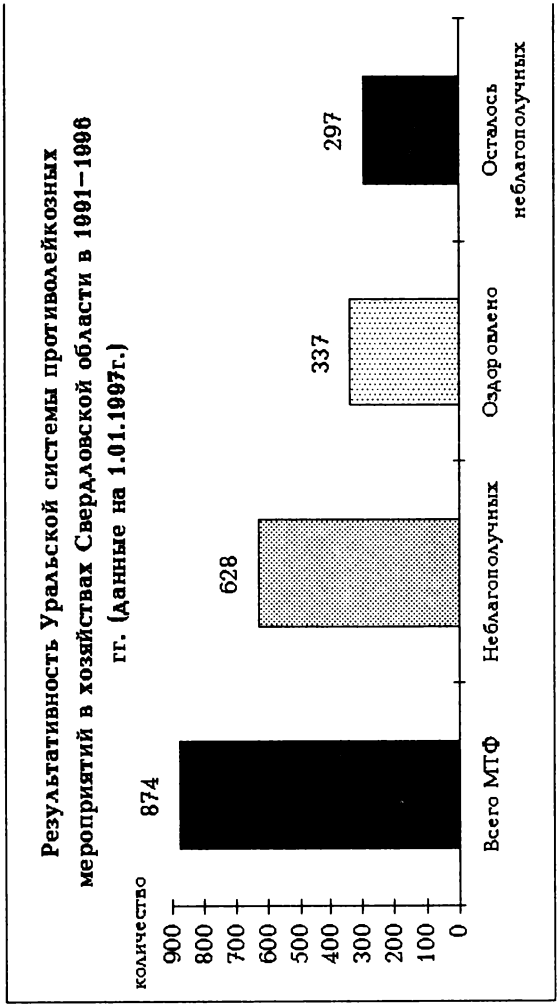

Результативность Уральской системы противолейкозных мероприятий в хозяйствах Свердловской области в 1991–1996 гг. (данные на 1.01.1997г.)
количество
900
800
700
600
500
400
300
200
100
0
874
628
337
297
Всего МТФ
Неблагополучных
Оздоровлено
Осталось неблагополучных

Рисунок 9.

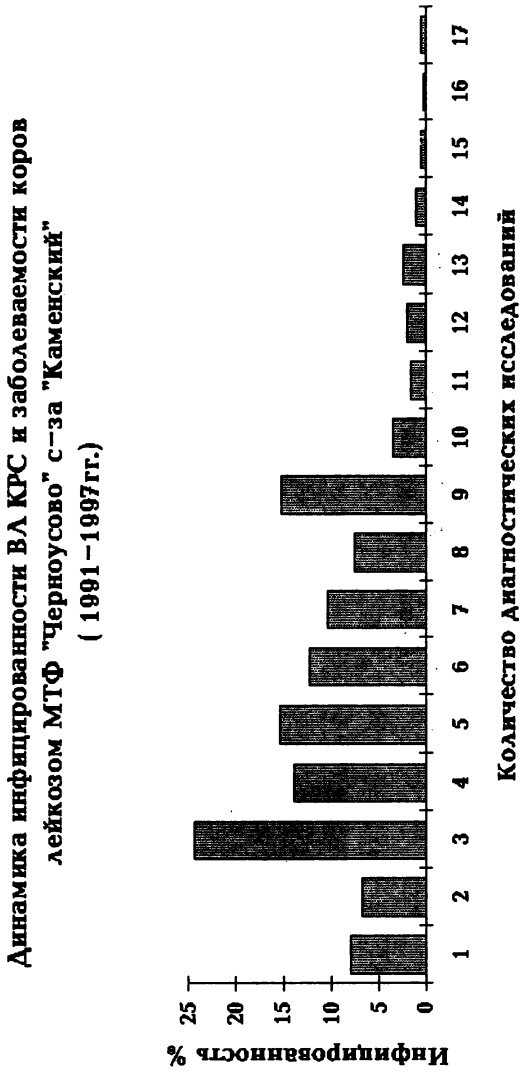

Динамика инфицированности ВЛ КРС и заболеваемости коров лейкозом МТФ "Черноусово" с-за "Каменский"
(1991-1997гг.)
Инфицированность %
25
20
15
10
5
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
Количество диагностических исследований

Рисунок 10.

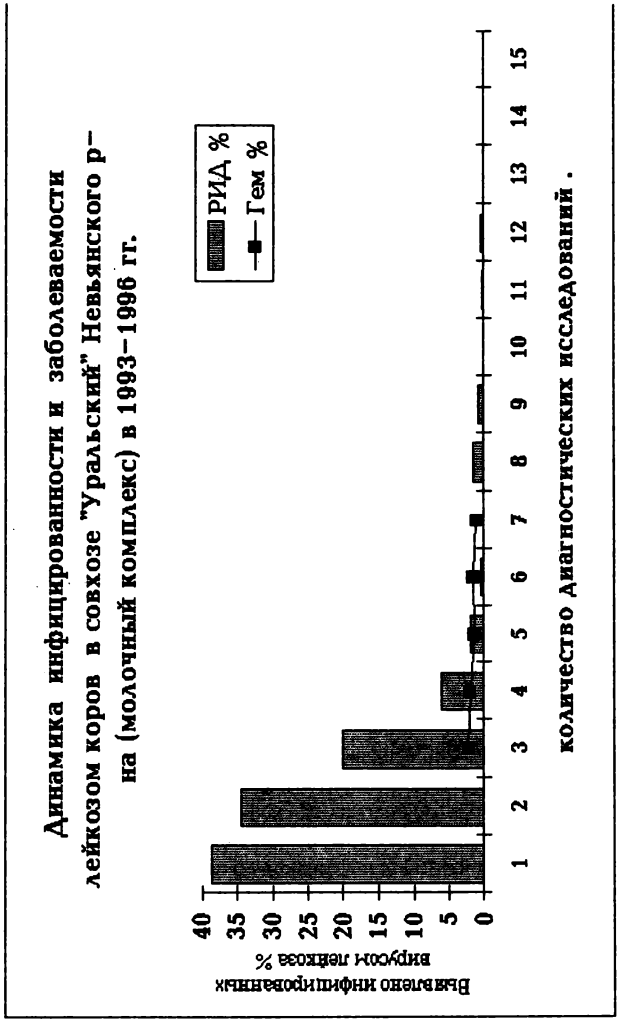

Динамика инфицированности и заболеваемости лейкозом коров в совхозе "Уральский" Невьянского р-на (молочный комплекс) в 1993-1996 гг.
РИД %
Гем %
выявлено инфицированных вирусом лейкоза %
40
35
30
25
20
15
10
5
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
количество диагностических исследований.

Рисунок 11.

К ВОПРОСУ О БИФУРКАЦИИ АДАПТАЦИОННЫХ РЕАКЦИЙ ЧЕЛОВЕКА НА ВОЗМУЩАЮЩЕЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ФАКТОРОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ В ОТДАЛЕННОМ ПОСТСТРЕССОВОМ ПЕРИОДЕ

Г.В.Талалаева

Известно, что основными причинами, ограничивающими выживание людей в экстремальных состояниях и лимитирующими их приспособление к критическим условиям являются в первую очередь нарушения деятельности сердечно-сосудистой системы и дезадаптация психических функций.

Роль психологического статуса конкретного человека в реализации психогений или реактивных состояний в условиях стресса изучена более подробно, чем индивидуальная вариабельность сосудистой реактивности и уже сегодня активно используется в практической деятельности медицины катастроф и чрезвычайных ситуаций.

В последние годы в практику здравоохранения все шире внедряется диагноз "хроническое изменение личности после переживания катастрофы". В Международной классификации болезней 10-го пересмотра, принятой Всемирной Организацией здравоохранения, подробно описываются типичные для этого состояния психологические черты пострадавшего: "а) враждебное или недоверчивое отношение к миру, б) социальная отгороженность, в) ощущение опустошенности и безнадежности, г) хроническое чувство волнения, как бы постоянной угрозы, существования "на грани", д) отчужденность".

Известно, что психогении или реактивные состояния в ответ на стресс проявляются по-разному у разных людей, участвовавших в одном и том же событии. Многообразие этих проявлений объясняется особенностями сложных взаимодействий внешнего и внутреннего факторов, т.е. зависит, с одной стороны, от характеристики самой экстремальной ситуации (факторов обстановки, остроты и силы их воздействия, внезапности и продолжительности их действия), а, с другой стороны, - готовности людей к деятельности в неблагоприятных условиях, определяемых их личностно-типологическими качествами, профессиональной и психологической подготовкой (1, 2, 3, 4, 5, 6).

Интерес к объективной оценке вариабельности индивидуальной реактивности сердечно-сосудистой системы и ее вклада в формирование и развитие соматических проявлений посттравматического стрессового расстройства (PTSD) является относительно мало разработанным темой, интерес к которой возрос в последнее время.

Данные, имеющиеся в литературе по данной проблематике, свидетельствующим о двух моментах: 1) о значительной роли сердечно-сосудистой патологии в структуре нарушения здоровья лиц, подвергшихся действию экстремальных факторов и 2) о факте прогрессивного ухудшения состояния здоровья этих людей, в частности, функциона-

льного состояния их сердечно-сосудистой системы, по мере отдаления во времени от момента катастрофы.

13-14 мая 1993 г. в НИИ клинической психиатрии НЦПЗ РАМН проведена конференция, организованная Научным центром психического здоровья РАМН, Кардиологическим научным центром РАМН и Московской медицинской академией им. И.М.Сеченова "Психические расстройства и сердечно-сосудистая патология". Были представлены сообщения о влиянии психосоциального стресса на частоту сердечно-сосудистых заболеваний и приведены следующие цифры. Увеличение общей смертности по РФ в последние годы произошло в основном за счет заболеваний сердца и сосудов. Отмеченный рост не был связан с биологическими факторами риска, такими как нарушения липидного обмена, режима питания, снижения физической активности (популяционные исследования не обнаружили значимых изменений этих показателей за указанный период), и был объяснен только нарастанием уровня общего субъективно оцениваемого психоэмоционального стресса: значения последнего значимо изменились и увеличились с 1,36 пункта по шкале Рихтера в 1988г. до 1,63 пункта в 1993г. (Е.И.Чазов,1994).Еще более отчетливо нарастание частоты и тяжести сердечно-сосудистой патологии обнаруживается у лиц, оказавшихся невольными участниками аварий, катастроф, локальных военных действий. Так, у ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС нарушение деятельности сердечно-сосудистой системы оказалось одним из основных показателей, характеризующих факт их участия в работах экстремального характера. Хроническая недостаточность мозгового кровообращения (дисциркуляторная энцефалопатия), которая сочетается с нарастающей системной артериальной гипертензией, по истечении девяти лет после аварии на ЧАЭС наблюдается у этих больных, как правило. Повторяя в клиническом выражении ее возрастной (атеросклеротический) вариант, сердечно-сосудистая патология у ликвидаторов последствий аварии (ЛПА) на 20-30 лет опережает календарные сроки развития, что позволяет говорить об экспериментальной модели ускоренного старения. По мнению специалистов института им. В.П. Сербского, практически все жители загрязненных после Чернобыльской аварии территорий, обследованные в ходе медико-психологического тестирования, оценили аварию на ЧАЭС и ее последствия как тяжелое, выходящее за рамки обычного опыта событие. В клинической психологии такое событие носит название психогении, PTSD, а при существовании психосоматических изменений в течение не менее 2-х лет, расценивается как "хроническое расстройство личности после переживания экстремальной ситуации (F 62.0 по IY изданию официального американского диагностического психиатрического стандарта DSM-IY, вошедшего составной частью в 10-ю Международную классификацию болезней).

Психогении - реактивные состояния, обусловленные не столько

воздействием самой соматической вредностью, сколько той субъективно воспринимаемой опасностью, с которой у пациента ассоциируется конкретный диагноз. Ю.А.Саенко (7) характеризует данную ситуацию следующим образом: "у пострадавших разрушается привычная картина мира, деформировано социо-культурное пространство, они погружены в глубокую апатию, замкнуты на проблемах здоровья и семьи, не верят в государственную помощь и в то же время ждут спасения только от государства, не видят своего будущего и будущего своих детей, впадают в глубокое состояние обреченных, пострадавших навсегда". В.Ф.Торбин и Н.Н.Репина (8) описывают формирование "общности обреченных", отмечая, что лица, бывшие свидетелями и участниками массовых катастроф, выявляют однонаправленные негативные тенденции в виде потери общего контроля над значимыми событиями и всей жизненной ситуацией в целом, снижения уровня активности, инициативности, контактности, понижения психологической готовности к переменам и погружения в состояние социальной инфантильности.

Однако, в доступной нам литературе мы не нашли данных о том, как отражаются личностные установки лиц, переживших экстремальные ситуации, на формирование и развитие у них сердечно-сосудистой патологии в отдаленном периоде посттравматического стрессового расстройства.

В предыдущем нашем сообщении был очерчен психологический портрет ликвидаторов аварии на ЧАЭС, сформировавшийся к 10-му году поставарийного периода и оценена степень снижения устойчивости данной категории лиц к дозированным физическим нагрузкам.

В настоящем сообщении представлены данные о клинической вариабельности сердечно-сосудистой патологии у ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС в отдаленном периоде после аварии. Мы сочли целесообразным исследовать, как распределяются внутри когорты ликвидаторов аварии наиболее частые для практики терапевта диагнозы, а именно НЦД и ИБС. и выяснить, являются ли подгруппы лиц с указанными диагнозами относительно независимыми, или, наоборот, они трансформируются одна в другую при проспективном наблюдении. С этой целью проанализирована индивидуальная динамика клинических диагнозов ЛПА-жителей г.Екатеринбурга (всего 1495 историй болезней) за 7 лет наблюдения (с 1991 по 1997 годы включительно).

1. Неоднородность ЛПА на ЧАЭС по их индивидуальной предрасположенности к развитию сердечно -сосудистой патологии.

Учитывая, что для ликвидаторов характерна множественность хронической патологии и наличие в среднем 3,4 нозологических форм на одного наблюдаемого, мы сочли целесообразным исследовать, как распределяются внутри наблюдаемого контингента больных ЛПА наиболее частые для практики терапевта диагнозы, а именно НЦД и ИБС, и выяснить, являются ли подгруппы лиц с указанными диагнозами

относительно независимыми, или, наоборот, они трансформируются одна в другую при проспективном наблюдении. С этой целью проанализирована индивидуальная динамика клинических диагнозов ЛПА-жителей г.Екатеринбурга (всего 1495 историй болезней) за 7 лет наблюдения (с 1991 по 1997 годы включительно). Установлено, что функциональные нарушения сердечно-сосудистой системы в виде "нейро-циркуляторной астении" (шифр 306.2) и "вегето-сосудистой дистонии" (шифр 337.9) за весь указанный период были зарегистрированы у 659 человек, т.е. у 44,1% ликвидаторов. Органическая патология сердечно-сосудистой системы в виде ИБС, гипертонической болезни, цереброваскулярной болезни, атеросклероза аорты и сосудов нижних конечностей (шифры 410-414, 401-405, 430-438.2, 440440.9) были диагностированы при клиническом обследовании у 339 человек или 22,7% ликвидаторов.

Примечательно, что диагнозы первой и второй групп (функциональной и органической сердечно-сосудистой патологии) как правило, не дублировали друг друга и выставлены были разным пациентам. Только у 1,3% обследованных при динамичном наблюдении с 1991 по 1997 год была отмечена трансформация первоначального диагноза НЦД в ИБС и (или) гипертоническую болезнь. В целом же, к концу 10-летнего периода после аварии (по итогам 1997 года) когорта наблюдаемых ликвидаторов по степени выраженности у них сердечно-сосудистой патологии разделилась на 3 изолированные группы: первая характеризовалась отсутствием клинических признаков сердечно-сосудистой патологии (33,2% наблюдаемых), у второй обнаруживались функциональные заболевания системы кровообращения (44,1%), у третьей группы лиц дезадаптационный синдром имел черты органической сердечно-сосудистой патологии (22,7% наблюдений).

Обнаруженные факты свидетельствуют о некоторой вариабельности адаптационных реакций ЛПА и позволяют предположить, что нарушение адаптационных процессов сердечно-сосудистой системы ликвидаторов происходило не однонаправленно и не по однородно, а на основе исходной (индивидуальной) предрасположенности человека к тем или иным видам дезадаптационных нарушений.

2. Различия в гемодинамическом обеспечении ТФН ликвидаторов с диагнозами НЦД и ИБС.

Учитывая результаты медицинской статистики, демонстрирующие подразделение ЛПА на относительно независимые группы, имеющие разную степень выраженности сердечно-сосудистых нарушений, мы сочли необходимым сравнить между собой механизмы адаптации к физическим нагрузкам ликвидаторов, имеющих клинический диагноз НЦД и ИБС. Анализ величин первого порядка - непосредственных замеров пульса и АД в состоянии покоя - обнаружил определенные различия в характере функционирования сердечно-сосудистой системы.

Таблица 1

Сравнение схем трансформации алгоритмов гемодинамического обеспечения физической нагрузки у ЛПА-ИБС и ЛПА-НЦД в период 1992 - 1997 гг.

Показатели / Группы	А (кГм)	до нагрузки			на высоте нагрузки		
		ЧСС УД. в 1'	АДс мм Hg	АНg мм Hg	ЧСС уд. в 1'	АДс мм Hg	АДg мм Не
ЛПА-НЦД 1992 г.	5636,7						
- абсолютные значения	+-378,8	80,3 +-1,8	119,6+-1,4	78,6+-1,4	128,2+-7,8	15 7,6+-2,7	91,8+-1»4
- реактивность показателей (в % к фону)	-	-	-	-	+59,7	+31,8	+16,8
ЛПА-ИБС 1992г.	6546,0						
- абсолютные значения	+-475,1	71,6+-3Л*	118.8+-2,0	79,8+-1,7	130,9+-3,1	173,1 +-4,2*	96,6 +-1,5 *
- реактивность показателей (в %к фону)	-	-	-	-	+82,8	+45,7	+22,3
ЛПА-НТЩ 1997г.	4242,3						
- абсолютные значения	+-242,5	83.7+-1.6	118,3+-1,6	80,8+-1,3	126,2+-2,9	161,3+-2,6	99,4+-1,0**
- реактивность показателей (в % к фону)	-	-	-	-	+50,8	+36.3	+23,0
ЛПА-ИБС 1997г.	43844						
- абсолютные значения	+-295,4	85,8 +-2,0**	124.7+-1.9**	82,8 +-0,7	132,2+-2,3	169,7+-1.3*	100.5 +-1,6
- реактивность показателей С в % к фону)	-	-	-	-	+54,9	+36,1	+21,5

* - различия между группами ЛПА-ИБС и ЛПА-НЦД по указанному параметру достоверны.

** - различия внутри группы ЛПА-ИБС и (или ЛПА-НЦД при динамичном наблюдении по данному показателю.

Обнаружено, что среднегрупповые значения вегетативного индекса Керде у ЛПА-НЦД имели положительную величину (+3,0 у.е.) и свидетельствовали о симпатикотоническом состоянии пациентов. У ЛПА-ИБС данный индекс имел отрицательное значение (-1,2 у.е.), указывая на наличие парасимпатического тонуса вегетативной нервной системы у ликвидаторов аварии на ЧАЭС, страдающих коронарной недостаточностью. Наличие качественных различий в вегетативном тонусе анализируемых больных сопровождалось тем, что в состоянии покоя, до начала велоэргометрической нагрузки, группы достоверно различались между собой уровнем систолического АД ($p < 0,05$). По средним значениям пульса и АД диастолического анализируемые группы были сопоставимы между собой.

Еще более информативной оказались величины второго порядка - производные от первых и характеризующие реактивность показателей гемодинамики в ответ на дозированную физическую нагрузку. У ЛПА-ИБС по сравнению с ЛПА-НЦД динамичность показателей кровообращения оказалась выше: прирост пульса, АД систолического и диастолического по отношению к фоновым значениям данных показателей у ликвидаторов, страдающих коронарной недостаточностью происходил, более быстрыми темпами. В итоге на высоте нагрузки группы достоверно отличались друг от друга уже по всем анализируемым показателям гемодинамики: ЧСС, систолическому и диастолическому артериальному давлению (табл.1).

ЛПА-НЦД отличались от ЛПА-ИБС меньшей реактивностью показателей гемодинамики во время нагрузочного тестирования: прирост ЧСС к уровню покоя на высоте нагрузки у них составил 54,0% против 63,5% у больных с коронарной недостаточностью, прирост ДП - соответственно 107,3% против 127,9%. Большую амплитуду прироста показателей гемодинамики во время велоэргометрии у ЛПА-ИБС по сравнению с ЛПА-ИБС по итогам восьмилетнего наблюдения иллюстрирует рис.1.

Еще более наглядными различия в реактивности больных указанных групп больных проявлялись в случае, если приросты показателей ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС сопоставлялись не между собой, а были соотнесены с аналогичными показателями когорты ликвидаторов в целом, принятыми как эталон за "1". В этом случае кривые ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС выстроились друг относительно друга в зеркальном отражении относительно оси абсцисс, соответствующей динамике показателей у когорты ЛПА в целом: у ЛПА-ИБС по сравнению с когортой ликвидаторов диагностирована симпатикотоническая направленность вегетативного обеспечения физической нагрузки; у ЛПА-НЦД - парасимпатикотоническая.

Среди ЛПА-НЦД достоверно чаще встречались лица с пониженной работоспособностью, у которых велоэргометрия была прекращена при мощности 75 Вт . Исследование причин прекращения велоэргометрии

показало, что симптомы вегетативной дисфункции на высоте нагрузки у ЛПА-НЦД диагностировались значительно чаще, чем у лиц с коронарной недостаточностью (x= 54,5), тогда как у последних достоверно чаще регистрировались ЭКГ-симптомы ишемии миокарда (x= 75,7) как во время нагрузки, так и в восстановительном периоде. Энергетическая стоимость единицы выполненной работы, рассчитанная как отношение величины двойного произведения к объему выполненной работы, была выше у ЛПА-ИБС по сравнению с ЛПА-НЦД: 4,4+-0,5 против 4,2 +- 0,3 у.е./кГм

Таким образом, по суммарным итогам восьмилетнего наблюдения

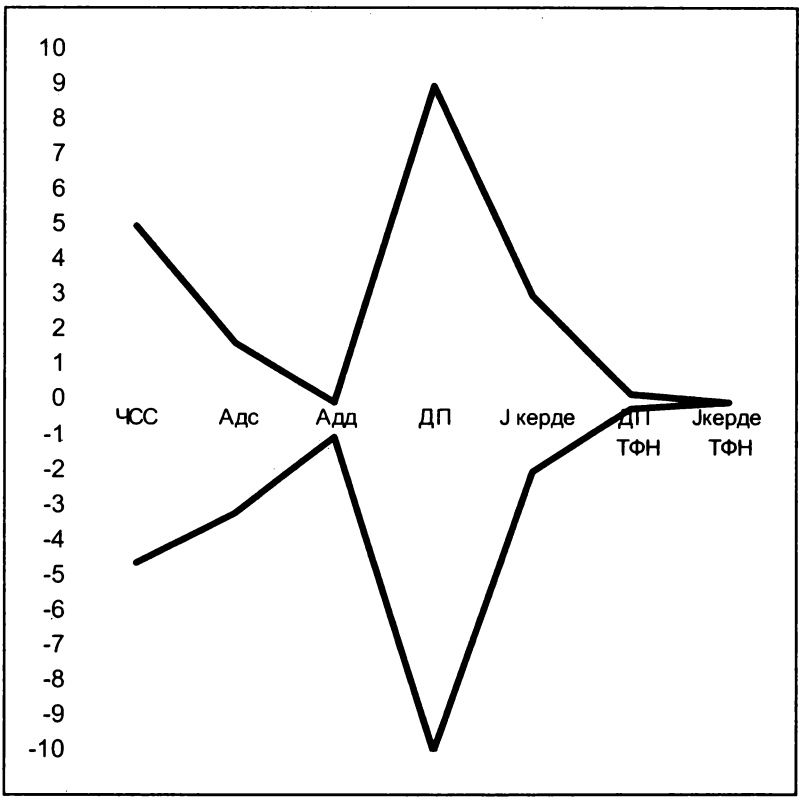


Рис.1. Сравнение механизмов гемодинамического обеспечения физической нагрузки у ликвидаторов аварии на ЧАЭС, страдающих ИБС и НЦД.

ЛПА с коронарной недостаточностью от ликвидаторов, страдающих НЦД, доминированием парасимпатикотонических влияний над симпатикотоническими в условиях покоя, большей реактивностью показателей гемодинамики при нагрузочном тестировании, симпатикотонической окраской механизмов адаптации системы кровообращения на нагрузку с большей энергоемкостью адаптационных процессов и активным участием хронотропной функции сердца в реализации приспособительных реакций. Декомпенсация функции сердечно-сосудистой системы у этих больных в нагрузке выражалась в локальном нарушении коронарного кровотока. ЛПА-НЦД характеризовались меньшей степенью реактивности в ответ на возмущающее воздействие; механизм адаптации системы кровообращения к нагрузке у этой группы ЛПА был прямо противоположным ликвидаторам с коронарной недостаточностью: у ЛПА с НЦД сосудистый компонент адаптации доминировал над хронотропным и метаболическим; декомпенсация деятельности системы кровообращения в нагрузке проявлялась дисфункцией в первую очередь регуляторных механизмов (вегетативной нервной системы) и парадоксальной реакцией артериального давления. Иными словами, у ЛПА-ИБС адаптация к физической нагрузке сопровождалась активацией физиологических функций, а у ЛПА-НЦД минимизацией последних.

Еще более интересным и познавательным оказался третий уровень анализа - исследование типов трансформации описанных выше алгоритмов реакции системы кровообращения на нагрузку у ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС при проспективном наблюдении в интервале с 1992 по 1997 года.

3. Особенности механизмов долгосрочной адаптации у ЛПА-НЦД.

С наибольшей частотой среди данной группы больных регистрировались лица, выполнившие нагрузку мощностью 125 Вт. Адекватная реакция показателей системы кровообращения на физическую нагрузку зарегистрирована у незначительного количества обследованных - у 15,6% ЛПА-НЦД. У остального большинства реакция на нагрузку носила патологический характер. Основной причиной прекращения велоэргометрии у ЛПА-НЦД в 1992 году была неадекватная реакция на физическую нагрузку в виде дисфункции вегетативной нервной системы (82,2%). У 11,1% обследованных была обнаружена гипертоническая реакция АД во время велоэргометрического тестирования (в момент нагрузки или в раннем восстановительном периоде). Величина двойного произведения в покое составила 96,0 у.е., на высоте нагрузки - 202,0 у.е.; показатель энергозатрат, отражающий энергетическую стоимость единицы выполненной работы у ЛПА-НЦД в 1992 году равнялся 3,58 у.е. Вегетативный индекс Керде у больных

данной группы до начала нагрузки равнялся +2,1 у.е., на высоте нагрузки - +28,4 у.е. Последнее указывало на то, что у ЛПА-НЦД в 1992 году было выявлено стойкое преобладание симпатикотонического компонента вегетативной регуляции физиологических функции: наличие умеренно выраженного симпатического тонуса в состоянии покоя и активацией симпатических влияний при физической нагрузке.

Реактивность показателей гемодинамики во время нагрузки была оценена по амплитуде прироста анализируемого показателя на высоте нагрузки к фоновому значению данного показателя. Для возможности ранжирования степени динамичности исследуемых показателей амплитуда колебаний значений показателей во время велоэргометрии выражалась в процентном отношении к фоновому уровню. В 1992 году у ЛПА-НЦД показатели велоэргометриии по степени уменьшения их динамичности расположились в следующем порядке: ДП (+110,4%), ЧСС (+59,7%), АД систолическое (+31,8%), АД диастолическое (+16,8%). Прирост значений вегетативного индекса Керде в процессе велоэргометрии составил +26,3 у.е.

В 1997 году у ЛПА-НЦД по сравнению с 1992 годом отмечено достоверное снижение среднего значения объема выполненной работы, толерантность к физической нагрузке у данной когорты больных уменьшилась на 1395 кГм или на 24,7% от уровня 1992 года. Согласно гистограммам, приведенным на рисунке среди ЛПА-НЦД достоверно уменьшилось число лиц, выполнивших нагрузку мощностью 125 Вт (x= 7,1) и увеличилось число лиц, у которых велоэргометрия была прекращена при мощности 75 Вт.

Определенным образом изменилась структура причин прекращения велоэргометрической пробы у ЛПА-НЦД. Удельный вес адекватной реакции показателей системы кровообращения на нагрузку практически остался прежним и составил в 1997 году 16,9%. Несколько (с 82,2% до 77,5%) снизилось количество лиц с признаками вегетативной дисфункции на высоте нагрузки как причины прекращения велоэргометрии. При этом значительно возросло количество гипертензивных реакций АД на нагрузку (x =15,6) и достоверно повысился удельный вес патологических изменений ЭКГ и АД в восстановительном периоде (x =8,5). Таким образом, у ЛПА-НЦД по мере удаления от момента аварии урежались случаи функциональных расстройств кровообращения при велоэргометрии и достоверно увеличивались случаи органических признаков нарушения гемодианамики.

Проспективный анализ показателей велоэргометрии показал, что абсолютные значения показателей гемодинамики в состоянии покоя за прошедшие 5 лет практически не изменились, динамика их уровня в процентном отношении к цифрам 1992 года была незначительна и колебалась от -1,1% до +4,2%. У данной группы ликвидаторов в состоянии покоя сохранялась умеренно выраженная симпатикотония, вегетативный индекс Керде по сравнению с 1992 годом увеличился на

1,4 у.е. и составил в 1997 году +3,5 у.е. Величина ДП увеличилась с 96,0 у.е. до 99,0 у.е., т.е. на +3,1% от уровня 1992 года. Максимальные значения показателей гемодинамики на высоте нагрузки по данным ЧСС и АД систолического практически не изменились на протяжении указанного периода наблюдений, их динамика в процентном отношении к уровню 1992 года колебалась от -1,6% для ЧСС до +1,9% для АД систолического. Наиболее динамичным у ЛПА-НЦД оказались значения диастолического АД: его абсолютные значения на высоте нагрузки повысились достоверно, прирост значений показателя к уровню 1992 года составил +8,3%. Максимальные значения двойного произведения на высоте нагрузки остались практически прежними: 203,6 у.е. в 1997 году против 202,0 в 1992 году, т.е. уменьшились на -0,8% от уровня 1992 года. Величина вегетативного индекса Керде на высоте нагрузки у ЛПА-НЦД имела тенденцию к уменьшению по мере удаления от момента аварии: 28,4 у.е. в 1992 году против 21,2 у.е. в 1997-м, т.е. снизилась на 25,4% от уровня 1992 года, что указывало на уменьшение симпатикотонических влияний в обеспечении гемодинамических реакций на нагрузку у ЛПА-НЦД по мере удаления времени обследования от момента аварии. Реактивность других анализируемых показателей гемодинамики, выраженная в процентном отношении к уровню фоновых замеров в 1997 году была, примерно такой же, как и в 1992-м году. Динамичность показателей характеризовалась той же последовательностью, что и в 1992 году: в 1997 году наибольшая амплитуда прироста показателя в процессе ВЭМ была зарегистрирована для ДП (105,6%), в меньшей степени для ЧСС (50,8%), АД систолического (36,3%) и АД диастолического (23,0%). Прирост индекса Керде составил +17,7 у.е. Показатель энергозатрат в 1997 году составил 4,80 у.е., следовательно, энергоемкость единицы выполненой работы возросла на 34,1% от уровня 1992 года.

Дополнительно были оценены темпы изменения реактивности указанных показателей в процессе многолетнего наблюдения, дающие возможность охарактеризовать особенности приспособительных реакций при долгосрочной адаптации. Эти величины рассчитывали как разницу в амплитудах прироста анализируемых показателей велоэргометриии в интервале между 1997-м и 1992-м годом. По темпам изменения реактивности в долгосрочном плане анализируемые показатели расположились в следующем порядке: АД диастолическое (+6,2%), АД систолическое (+4,5%), ДП (-4,8%), ЧСС (-8,9%).

Таким образом, ранжирование реактивности анализируемых показателей указывало на различный их вклад в схемы кратковременной и долговременной адаптации: у ЛПА-НЦД с 1992 по 1997 год кратковременная адаптация к физической нагрузке (велоэргометрии) стабильно осуществлялась за счет реализации метаболических и хронотропных резервов сердечно-сосудистой системы, а долговременная трансформация алгоритмов адаптации происходила за счет

активного использования сосудистого компонента.

Резюмируя выше изложенное, можно сделать вывод о том, что у ЛПА-НЦД трансформация алгоритма функционирования сердечно-сосудистой системы во 2-м пятилетии после аварии заключалась в сохранении прежней схемы деятельности системы кровообращения в состоянии покоя, в значительном снижении ТФН с активацией сосудистого компонента, адаптации к физической нагрузке и увеличении энергетической стоимости единицы выполненной работы на 34,1% от уровня 1992 года.

4. Особенности механизмов долгосрочной адаптации у ЛПА-ИБС.

У большинства обследованных (77,8%) толерантность к физической нагрузке была высокая (125 Вт и выше). Гистограмма мощности велоэргометрической нагрузки у ЛПА-ИБС свидетельствовала о том, что в 1992 году среди обследованных данной группы с наибольшей частотой встречалась физическая нагрузка мощностью 125 Вт. Адекватная реакция показателей системы кровообращения на физическую нагрузку зарегистрирована у незначительного количества обследованных - у 11,1% ЛПА-ИБС. У остального большинства реакция на нагрузку носила патологический характер. Основной причиной прекращения велоэргометрии у ЛПА-ИБС в 1992 году была неадекватная реакция на физическую нагрузку в виде дисфункции вегетативной нервной системы (37,0%), а также в виде ишемической реакции на нагрузку (25,9%). У 37,0% обследованных нагрузочное тестирование способствовало выявлению ЭКГ-признаков коронарной недостаточности непосредственно во время нагрузки или в раннем восстановительном периоде; у 11,1% обследованных была обнаружена гипертоническая реакция АД во время велоэргометрии (в момент нагрузки или в раннем восстановительном периоде). Величина ДП в покое составила 94,8 у.е., на высоте нагрузки - 226,6 у.е.; показатель энергозатрат, отражающий энергетическую стоимость единицы выполненной работы у ЛПА-ИБС в 1992 году равнялся 3,46 у.е. Вегетативный индекс Керде у больных данной группы до начала нагрузки имел отрицательные значения, равнялся -11,5 у.е. и указывал на наличие парасимпатического тонуса вегетативной нервной системы. На высоте нагрузки значения показателя изменялись на положительные и достигали +26,2 у.е., свидетельствуя о симпатикотоническом механизме адаптации больных к физической нагрузке, о лабильности режимов функционирования сердечно-сосудистой системы у ликвидаторов, страдающих коронарной недостаточностью, и о переходе системы кровообращения с парасимпатического режима функционирования на симпатический в процессе велоэргометрии при кратковременной адаптации к физической нагрузке.

По степени реактивности, оцененной в процессе велоэргометрии,

показатели гемодинамики у ЛПА-ИБС в 1992 году расположились в следующем убывающем порядке: ДП (+139,0%), ЧСС (+82,8%), АД систолическое (+45,7%), АД диастолическое (+22,3%). Прирост значений вегетативного индекса Керде в процессе велоэргометрии составил 37,7 у.е. и достиг на высоте нагрузки величины, равной +26,3 у.е.

В 1997 году у ЛПА-ИБС по сравнению с 1992 годом отмечено достоверное снижение среднего значения объема выполненной работы, толерантность к физической нагрузке у данной когорты больных уменьшилась на 2162 кГм или на 33,0% от уровня 1992 года. Среди ЛПА-ИБС достоверно уменьшилось число лиц, выполнивших нагрузку мощностью 125 Вт и выше (x =10,1) и соответственно этому возросло количество больных с пороговой мощностью 100 Вт (x =13,4).

Определенным образом изменилась структура причин прекращения велоэргометрической пробы у ЛПА-ИБС. Удельный вес адекватной реакции показателей системы кровообращения на нагрузку практически остался прежним и составил в 1997 году 10,4%. За прошедшее пятилетие отмечена тенденция к уменьшению количества лиц с признакам вегетативной дисфункции на высоте нагрузки как причины прекращения велоэргометрии (с 37,0 до 18,8% наблюдений). При этом в 2 раза (x =4,1) увеличилось количество ишемических реакций на нагрузку, почти в 4 раза (x=8,5) возросла частота патологических изменений ЭКГ и АД в восстановительном периоде, достоверно увеличилось число больных с гипертензивными реакциями АД на нагрузку (x= 6,8). Таким образом, у ЛПА-ИБС во втором пятилетии послеаварийного периода по сравнению с первым значительно уредились случаи функциональных расстройств гемодинамики при велоэргометрии и достоверно увеличились случаи органических нарушений в деятельности системы кровообращения, среди которых лидирующую роль заняли ЭКГ-зарегистрированные эпизоды коронарной недостаточности.

Анализ проспективных данных показал, что абсолютные значения показателей гемодинамики в состоянии покоя за прошедшие 5 лет существенно изменились. В состоянии покоя зарегистрировано достоверное повышение значений ЧСС, АД систолического и АД диастолического. Величина ДП возросла до 107,0 у.е. Цифровые значения индекса Керде перешли из отрицательных величин (-11,5 у.е.) в положительные (+3,5 у.е.), свидетельствуя о том, что за истекший период произошло видоизменение характера вегетативного регулирования деятельностью сердечно-сосудистой системы у ЛПА-ИБС в состоянии покоя и смены парасимпатического тонуса на симпатический. Максимальные значения показателей гемодинамики на высоте нагрузки у ЛПА-НЦД оказались менее динамичными, чем фоновые. По данным ЧСС и АД систолического значения показателей практически не изменились на протяжении указанного периода наблюдений, их динамика в процентном отношении к уровню 1992 года

колебалась от +1,5% для ЧСС до -2,0% для АД систолического. Наибольшую динамичность у ЛПА-ИБС продемонстрировали значения диастолического АД: его абсолютные значения на высоте нагрузки повысились достоверно, прирост значений показателя к уровню 1992 года составил +4,0%. Максимальные значения двойного произведения на высоте нагрузки остались практически прежними: 225,4 у.е. в 1997 году против 226,6 в 1992 году, т.е. уменьшились на -0,5% от уровня 1992 года. Величина вегетативного индекса Керде на высоте нагрузки у ЛПА-ИБС существенно не изменилась: 26,2 у.е. в 1992 году против 24,3 у.е. в 1997-м. Снижение показателя составило 7,3% от уровня 1992 года, свидетельствуя о незначительном уменьшении симпатикотонических влияний в обеспечении гемодинамических реакций на нагрузку у ЛПА-НЦД по мере удаления времени обследования от момента аварии. Реактивность других анализируемых показателей гемодинамики, выраженная в процентном отношении к уровню фоновых замеров в 1997 году, также имела тенденцию к снижению: для ЧСС она составила +54,9%, для АД систолического +36,1%, для АД диастолического +21,5%, для ДП +110,7%. Динамичность показателей в процессе велоэргометрии как варианта адаптации к кратковременной физической нагрузке характеризовалась той же последовательностью, что и в 1992 году и располагалась в следующем убывающем порядке: ДП, ЧСС, АД систолическое, АД диастолическое. Прирост индекса Керде составил +20,8 у.е. Показатель энергозатрат на единицу работы в 1997 году достиг 5,14 у.е., соответствуя увеличению энергоемкость физической нагрузки на 48,6% от уровня 1992 года.

Темпы изменения реактивности указанных показателей в процессе пятилетнего наблюдения показали, что в долгосрочном плане анализируемые показатели расположились в следующем убывающем порядке: ДП (-28,3%), ЧСС (-27,9%), АД систолическое (-9,6%), АД диастолическое (-0,8%).

Таким образом, ранжирование реактивности анализируемых показателей указывало на различный их вклад в схемы кратковременной и долговременной адаптации: у ЛПА-ИБС с 1992 по 1997 год кратковременная адаптация к физической нагрузке (велоэргометрии) стабильно осуществлялась за счет реализации метаболических и хронотропных резервов сердечно-сосудистой системы, а долговременная трансформация алгоритмов адаптации, наоборот, происходила на фоне уменьшения реактивности всех перечисленных звеньев адаптации, в первую очередь, метаболического и хронотропного.

Резюмируя выше изложенное, можно сделать вывод о том, что у ЛПА-ИБС трансформация алгоритма функционирования сердечно-сосудистой системы во 2-м пятилетии после аварии характеризовалась достаточно большой степенью мобильности и сопровождались не только количественными, но и качественными изменениями режимов регуляции адаптационными процессами, а именно сменой парасимпати-

ческого режима на симпатический, достоверными изменениями значений гемодинамических показателей, уменьшением их реактивности при кратновременной адаптации к физической нагрузке, а также существенным снижением ТФН при повышении энергетической стоимости работы и активном использовании метаболического и хронотропного звена адаптации к новым условиям функционирования сердечно-сосудистой системы.

5. Сравнение механизмов долгосрочной адаптации у ЛПА на ЧАЭС, имеющих разную клиническую выраженность сердечно-сосудистой патологии.

По состоянию на 1992 год группы ЛПА-ИБС от ЛПА-НЦД больные с коронарной недостаточностью отличались меньшей ЧСС в состоянии покоя и парасимпатическим тонусом вегетативной нервной системы (-11,5 у.е.), тогда как у больных НЦД в фоновых замерах имела место симпатикотония (+2,1 у.е.) и более высокие значения ЧСС ($p < 0,05$). Обнаружено, что ЛПА, страдающие НЦД, имели меньшую устойчивость к физическим нагрузкам, чем ЛПА с клиническими признаками ИБС; в среднем по группе объем работы, выполненной ЛПА-НЦД, был на 909 кГм ниже, хотя данное различие между группами не достигало уровня статистической значимости. Сопоставимость толерантности к физической нагрузке у ЛПА разных клинических групп на этапе 1992 года обследования демонстрируют и гистограммы объема выполненной работы: у большинства ликвидаторов, страдающих как НЦД, так и ИБС, пороговая мощность равнялась 100-125 Вт. Прирост анализируемых показателей в процессе велоэргометрии у ЛПА -ИБС по сравнению с ЛПА-НЦД был выше, в частности, для ЧСС эти значения составили 82,8% против 59,7%, АД систолического - 45,7% против 31,8%, АД диастолического - 22,8% против 16,8%, ДП и индекса Керде - соответственно 139,0% против 110,4%; 37,7 у.е. против 26,3 у.е. В итоге в процессе ВЭМ степень различий между анализируемыми группами ликвидаторов нарастала, и на высоте нагрузки они достоверно отличались друг от друга уже по двум гемодинамическим показателям: АД систолическому и АД диастлическому; значения артериального давления были выше у ЛПА-ИБС.

Динамика причин прекращения велоэргометрического тестирования у обследованных двух групп ликвидаторов при проспективном наблюдении представлена в таблице 15. Число лиц с адекватной реакцией сердечно-сосудистой системы на нагрузку не имело существенных различий между группами и было незначительным в обеих группах наблюдения: 16,4% у ликвидаторов с НЦД и 10,7% у ЛПА с коронарной недостаточностью. При этом у ЛПА-НЦД доминировали признаки вегетативной дисфункции на высоте нагрузки как основание для прекращения пробы (79,3% обследованных), у ЛПА-ИБС - патологические изменения электрокардиограммы (56,0%); частота

случаев гипертензивных реакций на нагрузку была примерно одинакова в обеих группах (32,8% и 29,3% обследованных соответственно.

Таким образом, нагрузочное тестирование способствовало выявлению различий адаптационных процессов сердечно-сосудистой системы анализируемых групп ликвидаторов. Приведенные факты указывали на большую реактивность системы кровообращения ЛПА-ИБС по отношению к ЛПА-НЦД и большую степень ограничения резервных возможностей сердечно-сосудистой системы у последних.

При проспективном наблюдении у обеих групп ЛПА трансформация адаптационных процессов к физической нагрузке характеризовалась некоторыми общими чертами: вегетативный индекс Керде снижался, а величина диастолического АД увеличивалась как в фоновых замерах, так в нагрузке. Это указывало на уменьшение вклада симпатического звена регуляции в функционирование сердечно-сосудистой системы ЛПА и на усиление роли сосудистого компонента. Большая выраженность указанной тенденции обнаруживалась у ЛПА-НЦД по сравнению с ЛПА-ИБС

Толерантность к физической нагрузке снижалась в обеих группах, при этом различия между группами по объему выполненной работы в 1997 году сократилась до 142 кГм, т.е. в 6,4 раза по сравнению с 1992 годом. Уменьшилась разница между группами в величине прироста показателей гемодинамики в ответ на физическую нагрузку. В итоге, по показателям реактивности системы кровообращения и вегетативной нервной системы группы сравнялись между собой

Качественно прежним остался рисунок структуры причин прекращения велоэргометрической пробы у обследованных: за весь период наблюдения у ЛПА-НЦД достоверно чаще регистрировались признаки вегетативной дисфункции на высоте нагрузки и реже ЭКГ-симптомы коронарной недостаточности. У ЛПА-НЦД в 1997 году доминировали признаки вегетативной дисфункции на высоте нагрузки как основание для прекращения пробы (79,3% обследованных), у ЛПА-ИБС - патологические изменения электрокардиограммы (56,0%); частота случаев гипертензивных реакций на нагрузку была примерно одинакова в обеих группах (32,8% и 29,3% обследованных соответственно).Число лиц, имеющих адекватную реакцию сердечно-сосудистой системы на нагрузку, также было примерно равным в обеих группах наблюдения (16,4% и 10,7%).

Вместе с тем, при углубленном анализе, за фасадом внешнего сходства между группами были выявлены существенные различия. У ЛПА-НЦД падение ТФН происходило более быстрыми темпами. Групповые гистограммы пороговой мощности нагрузки обнаружили, что у ЛПА-НЦД ТФН снизилась на 2 ступени, а у ЛПА-ИБС - на одну. В итоге к концу анализируемого периода число лиц с низкой ТФН среди ЛПА-НЦД встречалось достоверно чаще, чем среди ЛПА-ИБС (х для пороговой мощности 75 Вт составил 4,1), и исходно монолитная когорта

ЛПА по уровню ТФН достоверно разделилась на 2 самостоятельных подгруппы ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС.

Динамика причин прекращения велоэргометрического тестирования у обследованных двух групп ликвидаторов при проспективном наблюдении обнаружены принципиальные различия между группами. В интервале с 1992 по 1997 год у ЛПА-НЦД зарегистрировано достоверное учащение случаев гипертонической реакции на нагрузку (x=15,6), тогда как у ЛПА-ИБС достоверно повысилась частота ЭКГ-симптомов коронарной недостаточности и гипертонических реакций (соответственно x =3,8, x=6,75) при урежении встречаемости случаев вегетативной дисфункции как причины прекращения тестирования.

Трансформация алгоритмов гемодинамического и вегетативного обеспечения физической нагрузки у данных групп при проспективном наблюдении также оказалась различной.

По данным фоновых замеров (см табл.1) у ЛПА-НЦД сохранялся прежний режим физиологического функционирования - симпатикотония: в 1992 году индекс Керде равнялся +2,1 у.е., в 1997 году +3,5 у.е. у ЛПА-ИБС регистрировался переход от парасимпатикотонии к доминированию симпатического тонуса вегетативной нервной системы: в 1992 году индекс Керде был отрицательной величиной и равнялся - 11,5 у.е., в 1997 году он приобрел положительные значения и стал равен +3,5 у.е. У ЛПА-НЦД отмечено увеличение прироста значений АД в нагрузке при отсутствии динамики ДП и меньшем, чем у ЛПА-ИБС, уменьшении прироста ЧСС. У ЛПА-ИБС регистрировалось снижение прироста ЧСС, ДП при значительном увеличении энергоемкости выполненной работы и отсутствии динамики АД. Указанное свидетельствует о том, что на 10-м году послеаварийного периода у ЛПА-НЦД активно используется сосудистый компонент адаптационных реакций, у ЛПА-ИБС - хронотропный и метаболический.

Вторая схема трансформации механизмов адаптации системы кровообращения ЛПА на ЧАЭС к нагрузке в долгосрочном аспекте являлась менее эффективной, чем первая, поскольку темп снижения ТФН у ЛПА-НЦД при проспективном наблюдении оказывался большим, чем у ЛПА-ИБС. Меньшую успешность схемы долгосрочной адаптации ЛПА-НЦД по сравнению с ЛПА-ИБС доказывают также результаты анализа общей смертности у ликвидаторов данных двух групп. Из числа лиц, у которых в интервале с 1992 по 1997 год была проведена велоэргометрия, к началу 1998 года умерло 14 человек, из них 13 человек прижизненно имели клинический диагноз НЦД, 1 - ИБС. Учитывая возможные погрешности небольшой выборки, заметим, однако, что среди лиц с системными нарушениями регуляторных процессов (у больных НЦД) смертность оказалась выше, чем у лиц с локальными нарушениями процессов гемодинамики (больных ИБС) - x= 6,0.

Резюмируя изложенное, можно сделать вывод о том, что к концу

первого пятилетия после аварийного периода группы ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС имели равную устойчивость к дополнительным физическим нагрузкам и отличались друг от друга разной степенью реактивности адаптационных систем (сердечно-сосудистой и вегетативной). В отдаленном периоде наблюдения, к 10-му году после катастрофы различия между группами переходили в иную плоскость и менялись с точностью "до наоборот": значения реактивности обеих групп выравнивались между собой, в то время как показатели толерантности к физическим нагрузкам приобретали достоверные различия. Иными словами, первое пятилетие после аварии система кровообращения у ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС функционировала в режиме одинаковой устойчивости к физическим нагрузкам, хотя достижение равного уровня ТФН обеспечивалось различными механизмами и "цена адаптации" к нагрузке у наблюдаемых групп существенно отличалась друг от друга. Во втором пятилетии послеаварийного периода произошла качественная трансформация (бифуркация) устойчивости ЛПА к физическим нагрузкам: помимо различий в механизмах гемодинамического обеспечения и энергетической стоимости выполненной работы группы стали достоверно отличаться устойчивостью к физической нагрузке и общей смертностью, т.е. в первое пятилетие группы отличались уровнем напряжения адаптационных систем и степенью реактивности показателей гемодинамики, а во втором - режимом функционирования целостного организма и характером его устойчивости к внешним воздействиям как биологической системы в целом. Таким образом, проблема адаптации у ЛПА перешла из плоскости эффективности отдельных механизмов адаптации в сферу успешности общей устойчивости организма к внешним воздействиям как открытой системы в целом. Важно отметить, что при этом вместо одной схемы реагирования на физические нагрузки в ЛПА на ЧАЭС сформировались 2 самостоятельных типа адаптации, переход к которым из первоначального состояния осуществлялся у ЛПА-НЦД и ЛПА-ИБС разными способами.

6. Некоторые отличительные черты гемодинамического обеспечения физической нагрузки у больных ИБС с разным экологическим анамнезом.

Результаты велоэргометрического обследования больных ИБС с разным экологическим анамнезом показали, что анализируемые группы больных заметно различались между собой: отличия обнаруживались в уровне функционирования системы кровообращения в условиях покоя, в устойчивости пациентов к физической нагрузке, в степени реактивности сердечно-сосудистой системы на проводимое тестирование, а также в ведущих механизмах адаптации больных к физическим нагрузкам. Исходно (по фоновым показателям в состоянии покоя) наименьшие значения ЧСС, ДП и индекса Керде были

свойственны постоянным жителям Среднего Урала, не имеющих психо-экологического стресса в анамнезе, наибольшие - ликвидаторам аварии на Чернобыльской АЭС, промежуточные - лицам с длительным полярным стажем. Таким образом, в условиях покоя ЛПА на ЧАЭС характеризовались большей активностью симпатической нервной системы и большим потреблением кислорода миокардом.

Наибольшая толерантность к физической нагрузке демонстрировали постоянные жители Среднего Урала, наименьшую - ликвидаторы аварии на Чернобыльской АЭС, промежуточное положение занимали лица с длительным полярным стажем, соответственно 6518,4+_411,4; 4384,+_295,4; 5937,1+_ 263,7 кГм. Снижение ТФН у ЛПА-ИБС по сравнению с аналогичными больными контрольных групп было достоверно ($p < 0,001$). По степени реактивности адаптационных механизмов и прироста показателей гемодинамики в нагрузке анализируемые группы располагались в следующем убывающем порядке: лица с длительным полярным стажем, постоянные жители промышленного Урала, ликвидаторы аварии на ЧАЭС. Если принять прирост ЧСС и систолического АД и ДП нагрузке у постоянных жителей Урала за 100%,то динамика данного показателя для лиц с полярным стажем составила +26,3%; + 16,1% и +33,2% соответственно, а для ЛПА на ЧАЭС -7,1%; -13,8% и -9,4%. По уровню энергоемкости единицы выполненной работы группы располагались в следующем убывающем порядке: ЛПА на ЧАЭС (5,14+0,8 у.е.), северяне (4,76+-0,19 у.е.), постоянные жители промышленного Урала (3,98+-0,22у.е.); различия между крайними группами были статистически значимы ($p < 0.01$). Анализируя комплексно значения ДП в покое, на высоте нагрузки и его прирост при выполнении велоэргометрии, а также учитывая значение показателя энергозатрат, характеризующего уровень потребления кислорода миокардом на единицу выполненной работы, можно сказать, что в самой неблагоприятной ситуации оказывались ЛПА на ЧАЭС: по сравнению с контрольными группами у них уровень потребления кислорода в покое был выше, резервные возможности по активации потребления кислорода в нагрузке ниже, а энергетическая стоимость единицы выполненной работы - больше. Представленные данные позволяют сделать следующие заключения: 1) у лиц, подвергшихся психо-экологическому стрессу (ЛПА на ЧАЭС и жителей Заполярья), реактивность гемодинамических показателей отличается от аналогичных значений людей, постоянно проживающих в одних и тех же эколого-географических условиях; 2) реактивность системы кровообращения у лиц, подвергшихся экстремальным воздействиям во многом зависит от особенностей стрессовых воздействий: у ЛПА на ЧАЭС она понижена, а у жителей Заполярья - повышена как по отношению друг к другу, так и по сравнению с постоянными жителями промышленного Урала; 3) ЛПА на ЧАЭС, страдающие начальными стадиями ишемической болезни сердца по сравнению с группами контроля, характеризовались

наибольшей степенью истощения адаптационных возможностей сердечно-сосудистой системы.

7. Взаимосвязь устойчивости к физической нагрузке с индивидуальным психотипом человека.

Нам представлялось важным узнать, связаны ли проявления посттравматического стрессового синдрома у ликвидаторов аварии в отдаленном периоде после катастрофы с какими-то их личностными качествами, в частности, с их личным отношением к нарушению своего здоровья. С этой целью было проведено психологическое тестирование.

Сравнительный анализ внутренней картины болезни ликвидаторов, имеющих разный клинический диагноз - НЦД и ИБС - показал, что схемы реагирования данных больных на свою болезнь не одинаковы. Различия между группами касались глубины, широты диапазона и качественной направленности патологических аспектов реагирования. Для ЛПА-НЦД было типичным наличие многокомпонентного спектра патологических реакций на болезнь: число диффузных типов реагирования диагностировано у 50% обследованных; смешанных - у 33,3%. Таким образом, поликомпонентные типы патологического реагирования на болезнь у ЛПА-НЦД достоверно преобладали над "чистыми" монотипами (х =5,33). В среднем у ЛПА-НЦД, имеющих патологический тип реагирования на болезнь, было зарегистрировано 4,5 вариантов нарушений.

В целом по группе ЛПА-НЦД характеризовались интрапсихическим типом реагирования, при котором для больных "типичны эмоционально-аффективные реакции на болезнь, замкнутость и сосредоточенность на собственных переживаниях и ощущениях, раздражительная слабость, подавленность, "уход" в болезнь и отказ от борьбы - "капитулирование" перед заболеванием". Иными словами, в структуре дезадаптационных проявлений ЛПА-НЦД прослеживались аутоагрессивные тенденции, при которых дискомфорт в самочувствии полиэтиологичной природы замыкал порочный круг формирования и проградиентного течения психо-соматической и, в частности, сердечно-сосудистой патологии.

У ЛПА-ИБС внутренняя картина болезни была несколько иной. В структуре патологических типов отношения к болезни у ЛПА-ИБС статистически значимо преобладал сенситивный тип реагирования. Для ЛПА-ИБС типичным было преобладание интерпсихического типа реагирования на болезнь, "при котором из-за собственных эмоционально-аффективных реакций больных характерно нарушение их социального функционирования: такие пациенты или стесняются своего заболевания или "используют" его в своих целях, строят концепции паранойяльного характера относительно своего здоровья, проявляют гетерогенные агрессивные тенденции, обвиняя окружающих в своем недуге".

Сопоставляя феномен внутренней картины болезни ЛПА-НЦД с

аналогичным явлением ЛПА-ИБС важно подчеркнуть, что структуризирующей основой реакции ЛПА-НЦД на болезнь являлся вопрос "Что я буду чувствовать в связи с моей болезнью?" а для ЛПА-ИБС - "Как я буду выглядеть в глазах окружающих в связи с моей болезнью?"

Проведенный анализ в определенной мере объясняет механизм индивидуальной вариабельности и неоднородности проявлений сосудистого и психологического компонентов посттравматического стрессового синдрома у ликвидаторов аварии в отдаленном периоде. Приведенные данные убедительно свидетельствуют о том, что адекватная система психосоматической реабилитации спасателей и ликвидаторов аварий не должна ограничиваться только временем кризисной ситуации, она должна планомерно и дифференцированно осуществляться в отдаленном пострессовом периоде и проводиться с учетом индивидуальных психофизиологических качеств персонала спасательных служб.

Литература

1. Александровский Ю.А. Динамика психического здоровья населения в районах, пострадавших во время аварии на Чернобыльской АЭС. // Актуальные и прогнозируемые нарушения психического здоровья после ядерной катастрофы в Чернобыле. Киев: 1995. С.10-11.

2. Воеводский А.Б. Восприятие радиационного риска в условиях социальной и экологической нестабильности. Там же.С.136-137.

3. Ениколопов С.Н. Проблемы коллективной травмы при катастрофах. //Медицина катастроф. Мат-лы междун. конференции. Москва, 22-23 мая 1989. М.- 1990.- С.379.

4. Каган В.Е.,Креславский Е.С. Медико-психологическая оценка посттравматических стрессовых расстройств у участников ликвидации аварии на Чернобыльской АЭС.//М.: Обозрение психиатрии и медицинской психологии им.В.М.Бехтерева. 1993, N 4. С.132-134.

5. Романенко А.Е.

Медицинские последствия Чернобыльской аварии на Украине девять лет спустя.//Актуальные и прогнозируемые нарушения психического здоровья после ядерной катастрофы в Чернобыле. Киев.-1995.- С. 32-33.

6. Румянцева Г.М., Лебедева М.О. Посттравматическое стрессовое расстройство (PTSD) (На материале популяции, проживающей на территории, пострадавшей в результате аварии на Чернобыльской АЭС). Там же. С.118-119.

7. Саенко Ю.И. Факторы постчернобыльского выживания. Там же. С. 158-159.

8. Торбин В.Ф., Репина Н.Н. Основные результаты изучения и проблемы корректировки социально-психологических последствий аварии на чернобыльской АЭС на Украине. Там же.С. 34-35.

РЕЗУЛЬТАТЫ КОМПЛЕКСНОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ СВЕРДЛОВСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО СПЕЦКОМБИНАТА (СГСК) "РАДОН" НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ И ЧЕЛОВЕКА.

Н.В. Чемерис, М.А. Изюмов
СГСК "Радон"

1. Общие положения.

Широкое использование радионуклидов и источников ионизирующего излучения в науке, промышленности, сельском хозяйстве и медицине приводит к образованию значительного количества различных радиоактивных отходов. Особенно важно решение проблемы обезвреживания РАО в крупных городах и промышленных центрах, где сосредоточено большое количество предприятий и научно-исследовательских организаций, применяющих радиоактивные вещества в различных целях.

Постоянное, и в ряде случаев бесконтрольное накопление РАО, создает потенциальную опасность загрязнения открытых водоемов, подземных вод, почвы, растительности и воздуха. Несмотря на то, что удельная активность образующихся РАО, как правило, невелика, а объемы на каждом конкретном предприятии не превышают доли кубических метров в год, "мелкие потребители" радионуклидов на территории города или промышленной зоны многочисленны, что приводит к образованию большого количества различных по своему физико-химическому составу твердых радиоактивных отходов (ТРО) и отработавших источников ионизирующего излучения (ИИИ).

Удаление и обезвреживание этих отходов в условиях густонаселенных городов и промышленных центров приобретает важнейший экологический аспект защиты населения и окружающей среды от вредоносного воздействия радионуклидов.

В соответствии с требованиями санитарного законодательства для предотвращения вредного влияния радиоактивных отходов в Российской Федерации принята система централизованного сбора, удаления и обезвреживания их на пунктах захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО), расположенных в основных промышленных регионах страны (рис.1). Система территориальных спецкомбинатов "Радон" создана в соответствии с Постановлением Совета Министров РСФСР-рс от 5 февраля 1964 года, за которыми территориально закреплены соответствующие зоны обслуживания.

Государственное унитарное предприятие – Свердловский специализированный комбинат (СГСК) "Радон" входит в такую централизованную систему территориальных спецкомбинатов и ПЗРО Российской Федерации и обеспечивает комплекс работ по обращению с РАО низкой и средней удельной активности согласно действующим радиационно-гигиеническим нормативам.

Главной задачей СГСК "Радон" является природоохранная деятельность: сбор, транспортировка, переработка и захоронение радиоактивных отходов, образующихся на предприятиях, в организациях и учреждениях обслуживаемого региона (г. Екатеринбург, Свердловская, Тюменская и Пермская области).

При изучении влияния предприятия на окружающую среду и человека будем руководствоваться следующими принципами:

- любая хозяйственная деятельность, связанная с радиоактивными отходами и ИИИ представляет опасность радиоактивного загрязнения окружающей среды;
- люди имеют неотъемлемое право на окружающую среду, благоприятную для их здоровья и условий проживания;
- необходимо сохранение экологического равновесия, генофонда и разнообразия живой природы в интересах настоящего и будущего поколений при ведении хозяйственной или иной деятельности.

Деятельность предприятия можно рассматривать с двух точек зрения.

С одной стороны, она направлена на снижение уровней облучения населения в городах и населенных пунктах, которое может иметь место при несвоевременном вывозе РАО от мест их образования. С этой точки зрения работа предприятия представляется как элемент "вмешательства" и оценивается положительно, поскольку направлена на обеспечение радиационной безопасности.

С другой стороны, специализированное предприятие связано с технологией обезвреживания радиоактивных отходов и само может быть источником радиационной опасности.

В деятельности специализированного предприятия выделяются следующие виды воздействия на окружающую среду:

- расход природных ресурсов - земельных площадей, воды, материалов и т.п.;
- радиоактивное загрязнение.

Механизм радиоактивного загрязнения окружающей среды и воздействия на человека специализированного предприятия представлен в виде схемы на рис.2.

Анализ представленной схемы позволяет выявить особенности, присущие специализированному предприятию. Источником загрязнения окружающей среды могут быть хранилища, установки по переработке РАО и места скопления или сброса дезактивационных вод.

Выход радиоактивных веществ в окружающую среду может быть:

- организованным, т.е. плановым и являться частью технологического процесса от дезактивационных стоков и установок по переработке РАО в виде сбросов и выбросов;
- неорганизованным, т.е. неплановым от всех трех видов источников: дезактивационных вод, установок по переработке и хранилищ

РАО.

Неорганизованный выход радиоактивных веществ может быть связан с ошибками персонала или с нарушением целостности барьеров, вследствие чего может наступить реальная опасность загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами.

На специализированных предприятиях радиоактивное загрязнение окружающей среды можно разделить на реальное, связанное с применяемыми технологиями, и потенциальное, в первую очередь обусловленное накопленной активностью в хранилищах радиоактивных отходов.

Таким образом, загрязнение окружающей среды может быть результатом:

- организованных сбросов и выбросов радиоактивных веществ через предназначенные для этих целей технические устройства и сооружения и являются частью технологического процесса;
- миграции радиоактивных веществ за пределы технических устройств, несущих защитную, барьерную функции в результате нарушения целостности процессов старения и изменения структуры последних;
- ошибок и нарушения технологического процесса персоналом;
- аварийных ситуаций на территории предприятия и в пути следования спецтранспорта (Рис. 3).

Потенциальное загрязнение чаще всего связано с аварийными ситуациями - будь то ошибки в деятельности персонала или нарушение целостности технических барьеров или другие причины. Переход потенциа-льного загрязнения в реальное может нанести значимый ущерб окружающей среде, поскольку его масштабы могут варьировать в широких пределах и, чаще всего, могут обнаруживаться только по состоянию окружающей среды, т.е. по степени загрязнения радионуклидами компонентов окружающей среды.

Среди неорганизованных источников загрязнения окружающей среды хранилища радиоактивных отходов представляют наибольшую опасность, поскольку в них сосредоточиваются основные объемы РАО.

Наиболее вероятные процессы, при которых возможна миграция радиоактивных веществ за установленные технические барьеры:

- нарушение целостности барьеров за счет процессов старения материалов или тепловыделения;
- коррозия технологического оборудования,
- нарушение целостности системы очистных сооружений в процессе их эксплуатации.

Оценка радиоэкологического состояния предприятия должна основываться на комплексном подходе и учитывать:

- потенциальную опасность;
- радиоэкологическое состояние;
- результаты воздействия на человека.

В связи с этим изучение радиоэкологического состояния спецком-

бината включает в себя:

- анализ производственной деятельности;
- анализ имеющейся документации;
- собственное радиоэкологическое обследование;
- разработку радиоэкологического паспорта специализированного предприятия по обращению с радиоактивными отходами.

Влияние специализированного предприятия на человека может быть обусловлено как радиационными, так и нерадиационными факторами. Ущерб, наносимый деятельностью специализированного предприятия, может быть результатом облучения персонала и населения и несчастными случаями на производстве, не связанными с радиацией. Персонал спецкомбината может подвергаться воздействию радиационного фактора в процессе профессиональной деятельности.

Радиационный контроль в СГСК "Радон", осуществляющийся специалистами службы радиационной безопасности, включает в себя следующие виды работ:

- контроль надежности упаковок ТРО, степень загрязненности радионуклидами наружных поверхностей упаковок, измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения при приеме радиоактивных отходов в учреждениях, организациях и предприятиях;
- контроль за погрузкой и размещением отходов на спецмашине с целью обеспечения минимальной МЭД гамма-излучения в кабине водителя и на наружной поверхности кузова;
- периодические измерения уровня гамма-излучения в кабине водителя и на наружной поверхности кузова и общий осмотр спецмашины во время перевозки ТРО;
- оценку гамма-излучения и отбор мазков по прибытии спецмашины на ПЗРО;
- контроль во время захоронения ТРО и ИИИ в емкости, отбор мазков после загрузки спецмашины;
- дозиметрические измерения при переработке РАО в соответствии с существующей технологией;
- контроль загрязненной спецодежды, транспортирование ее в спецпрачечную и обратно после проведения дезактивационных работ;
- дозиметрический и радиометрический контроль спецстоков;
- измерение МЭД гамма-излучения в помещениях ПЗРО и спецпрачечной;
- индивидуальный дозиметрический контроль;
- радиационный контроль в ЗСР, СЗЗ и ЗН;
- отбор проб различных экосистем (почва, дерн, хвоя, снег, вода) и их экспрессный гамма- бета- спектрометрический анализ;
- гамма-каротаж контрольных скважин на территории ЗСР.

Контролируемые параметры и периодичность радиационного конт-

Таблица 1.

Контролируемые параметры и периодичность радиационного контроля

Наименование параметра контроля	Зона контроля	Место контроля	Периодичность	Сведения об аппаратуре и методике измерения (контроля)
1	2	3	4	5
Индивидуальный дозиметрический контроль. Доза внешнего облучения персонала с использованием индивидуальных дозиметров	ЗСР		1раз в неделю 1 раз в квартал	ИД-02 ТЛД
Контроль воздушной среды	ЗСР	Над емкостями РАО. В боксах дезактивации. У смесителя установки цементирования.	1 раз в квартал 1 раз в квартал 1 раз в неделю	МКС-01Р РГА-01
Загрязнение радиоактивными веществами поверхностей	ЗСР	Санпропускник, в боксах дезактивации	1 раз в квартал	УИМ2-2 МКС-01Р
Загрязнение радиоактивными веществами СИЗ, кожных покровов, спецодежды	ЗСР	Санпропускник	После работы в ЗСР	СУ-1 УИМ2-2 РЗБ-05
Содержание радиоактивных веществ в сточ-ных водах	ЗСР	Пункт дезактивации – колодец фильтра Зумпф-отстойник из стиральной машины в спецпрачечной	Перед захоронением. При откачке после первой стирки	РКБ-4 РУБ-01П6
Гамма-каротаж контрольных скважин	ЗСР	16 скважин (по схеме)	1 раз в квартал	СРП-68-03
Удельная активность радионуклидов (Cs-137, K-40, Ra-226, Th-232) в пробах окружающей среды (растительность, почва, дерн)	ЗСР СЗЗ ЗН	КТ–1-4 КТ–5-8 КТ – 9-16	1 раз в год 1 раз в год 1 раз в год	Измерительный комплекс “Прогресс”
Объемная активность воды в пробах снега	ЗСР СЗЗ ЗН	КТ-1 КТ-2-5 Одна КТ	1 раз в год 1 раз в год 1 раз в год	Измерительный комплекс “Прогресс”

Объемная активность воды из контрольных скважин	ЗСР	КС – 2-8 (7 скважин)	1 раз в год	Измерительный комплекс "Прогресс"
Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД)	ЗСР	Емкости радиоактивных отходов	При проведении работ	СРП-68-01
		Транспортные средства и упаковки с отходами	При проведении работ	СРП-68-01
		Контрольные точки на территории ПЗРО	1 раз в квартал	СРП-68-01
	СЗЗ	Контрольные точки на территории СЗЗ	1 раз в квартал	СРП-68-01
	ЗН	Контрольные точки на территории ЗН	1 раз в квартал	СРП-68-01
		На территории спецпрачечной	1 раз в квартал	СРП-68-01
Поглощенная доза гамма-излучения	ЗСР СЗЗ ЗН	КТ - 1-41	1 раз в квартал	ТЛД

роля приведены в табл. 1.

Примечание:

1. Контролируемые параметры и периодичность радиационного контроля разработаны на предприятии в 1994 г

2. Цех радиационной безопасности СГСК "Радон" в достаточной мере оснащен радиометрической и дозиметрической аппаратурой. Вся используемая аппаратура проходит метрологическую проверку в Уральском центре стандартизации и метрологии по согласованному и утвержденному графику

2. Критерий оценки степени радиационной опасности

При разработке критерия оценки радиационной опасности предприятия представлялось необходимым учитывать количество и тип используемых установок с ИИИ и радиоактивных веществ, их активность, технические характеристики, длительность эксплуатации, количественные оценки последствий аварий таких установок, а также численный состав обслуживающего персонала и населения в прилегающем к предприятию районе. Формируемый критерий должен отвечать некоторым очевидным положениям. Так величина его должна расти с увеличением численности персонала на предприятии и густонаселенности прилегающей территории, с увеличением степени изношенности оборудования и степени опасности облучения персонала при работе на нем, а также с ростом возможных последствий аварии.

Поскольку практически все из вышеперечисленных параметров носят вероятностный характер, для формирования такого критерия целесообразно использовать положения теории вероятностей.

Задача ставится следующим образом. Принимаются две гипотезы, образующие полную группу событий: H_1 – нет аварий и H_2-авария. Пусть имеется M установок, и вероятность аварии (вероятность гипотезы H_2) для каждой, являющейся функцией от длительности эксплуатации (t), равна $P_j(t)$; j = 1, 2, ... M.

Существует условная вероятность радиационного облучения (событие A) персонала, населения и загрязнения окружающей среды в случае возникновения аварии, зависящая от величины активности (j) источника (установки) и расстояния (S) облучаемых от него в момент аварии $P(n)_{kj}(J,S)$, где индекс k означает категорию облучаемых, а индекс j – тип установки.

Каждую установку обслуживают N_j сотрудников, вероятность облучения каждого в случае безаварийной работы (условная), вероятность события A при наличии гипотезы H_1 равна $P(r)_j$.

Численность населения в районе действия радиационно опасного предприятия равна L. Условная вероятность облучения любого человека из прилегающего к предприятию района в случае его безаварийной работы равна P(n).

Требуется оценить: полную вероятность $P(A)_i$ облучения каждого сотрудника предприятия или жителя прилегающего к предприятию района, где (i = 1, 2, ... ,N или i = 1, 2, ..., L) для каждой установки, а также вероятность того, что в процессе работы данного предприятия хотя бы один человек (из персонала или населения близлежащего района) получит облучение более порогового - P(n). Тогда величину P(n), включающую все вышеперечисленные параметры, можно считать оценкой (критерием) радиационной опасности предприятия. Определяется он по формуле:

$$P(n) = 1 - \prod_{i,j,k} (1 - P(A)_i) , \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (1)$$

в которой вероятность облучения каждого человека согласно формуле полной вероятности определяется как

$$P(A)_i = P(H_1) \times P(H_2) \times P(A/H_2) , \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (2)$$

где $P(H_1) = 1-P_j(t)$; $P(H_2) = P_j(t)$; $P(A/H_1) = P(r)_j$ – для персонала или $P(A/H_1) = P(n)$ – для населения; $P(A/H_2) = P(n)_{kj}(J,S)$.

Каждая из величин, входящих в формулы 1 и 2, достаточно просто определяемы. Так, условная вероятность облучения различных категорий сотрудников, работающих на рентгеновских и гамма-установках в безаварийной ситуации, подробно рассмотрено в работе (4-...). Для определения этой вероятности требуются данные о средней дозе облучения сотрудников за год (m) и ее дисперсии (σ) на основании данных индивидуальной дозиметрии.

Условная вероятность радиационного облучения человека в результате аварии определяется, так исходя из предположения, что к дозе облучения человека в безаварийной ситуации добавляется доза ΔD, получаемая им в результате аварии.

Предполагается, что авария - кратковременное загрязнение прилегающей территории точечным источником, и человек под воздействием этого облучения находится Т часов.

Тогда приближенно дозу, получаемую человеком от источника активности J на расстоянии R за время Т, можно определить как

$\Delta D \approx 0.96 \times J \times \Gamma \times T/R^2$,. . . . . (3)

где J – активность источника (μKu); R – расстояние от источника до облучаемого (см); Г – гамма-эквивалент радиоактивного вещества

(Р х см²/4 х μKu); Т – продолжительность времени облучения человека (час); ΔD – мощность эквивалентной дозы (Р); коэффициент 0.96, позво-ляющий перейти к величине бэр.

Вероятность возникновения аварии $P_i(t)$ рассматривается с позиций теории надежности систем. С ростом интервала времени безаварийной работы установки эта вероятность аварии будет экспоненциально расти.

3. Комплексное обследование 1991 года.

3.1. Выбор направления исследования и его обоснование.

Для оценки влияния ПЗРО на окружающую среду были проведены комплексный отбор проб и измерения по одинаковым параметрам в ЗСР, СЗЗ и ЗН. По данным анализа проб рассчитывались параметры распределения радиоактивных веществ в различных зонах ПЗРО. Степень влияния на окружающую среду оценивалась по статистической обработке результатов измерений, проведенных в каждой зоне ПЗРО. В случае однородности дисперсий проводился однофакторный дисперсионный анализ – сравнение ряда средних параметров по t-критерию Стьюдента.

При неоднородных дисперсиях осуществлялось попарное сравнение рядов: ЗСР-СЗЗ, ЗСР-ЗН, СЗЗ-ЗН. Гипотеза о принадлежности двух средних к единой совокупности оценивалась по критерию Стьюдента в случае равенства дисперсий.

Были приняты косвенные методы изучения состояния емкостей ТРО, исключающие разрушение защитных барьеров самих емкостей. Практика показывает эффективность неразрушающих методов контроля аномальных концентраций радионуклидов в грунтах, подстилающих емкости, являющихся хорошими индикаторами нарушения их герметичности.

Отбор комплексных проб и измерения имели также цель создать "мгновенную фотографию" дозиметрической ситуации на июль 1991 года, что может пригодиться в будущем при проведении таких обследований через определенные промежутки времени, создав таким образом систему радиоэкологического мониторинга.

Таблица 2.

Содержание и объем радиационного контроля.

Параметр контроля	Вид контроля	Объем по зонам			Объем всего
		ЗСР	СЗЗ	ЗН	
1	2	3	4	5	6
Мощность экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения на местности.	Измерения	500	300	50	850
Интегральная поглощенная доза на местности	Измерения	62	5	5	72
Мощность дозы на путях следования спецтранспорта.	Измерения	-	-	200 погон км	200
Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в скважинах.	Измерения	58	10	5	73
Удельная активность радионуклидов в растительности.	Пробы	20	16	9	45
Удельная активность радионуклидов в почве.	Пробы	20	16	9	45
Удельная активность радионуклидов в керне из скважин.	Пробы	59	10	5	74
Объемная активность воды из наблюдательных скважин.	Пробы	8	-	-	8
Объемная активность воды из отстойника емкости 1.	Проба	1	-	-	1
Объемная активность водопроводной воды.	Проба	-	1	-	1
Объемная активность воды из ручья.	Проба	-	1	-	1

3.2. Содержание и объем проведенных исследований.

В соответствии с рабочей программой были выполнены работы по радиационному контролю объекта исследования, представленные в таблице 2.

Всего проведено 995 измерений, связанных с определением доз и мощностей доз, отобрано 175 проб.

Для проведения гамма-каротажа и взятия проб керна проводилось обуривание скважин. Всего пробурено 16 скважин, из них 13 в ЗСР, две в СЗЗ, одна в ЗН. Общий метраж бурения составил около 60 погонных метров. Пробы были подготовлены для проведения различных анализов.

Всего подготовлено 175 проб, каждая проба измерялась на определение активности смеси альфа- и бета-радионуклидов, всего 350 измерений, часть объединенных проб подверглась гамма-спектрометрии, пробы керна были подготовлены для альфа-спектрометрии с целью идентификации нуклидов Th.

3.3 Методы и средства решения радиоэкологического обследования.

Методики обследования территории размещения ПЗРО заимствованы в МосНПО "Радон".

Измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на местности проводились методом пешеходной гамма-съемки (ПГС). За основу были взяты методические рекомендации " Пешеходная гамма-съемка".

Измерения проводились по предварительно намеченным профилям, привязанным к ориентирам на местности - емкостям ТРО, внутреннему периметру ограждения вокруг ЗСР. В СЗЗ измерения проводились по условному периметру вокруг ЗСР (50-100 м от наружной стороны забора), в ЗН были выбраны точки, удобные для подъезда на спецавтолаборатории. Расстояния между измерениями вдоль маршрутной линии составляли 20 м.

Скорость прохождения маршрута составляла 2 км/ч.

При измерении мощности дозы в точке торец детектора прикладывали к поверхности земли и проводили измерение в течение не менее 5 с, результаты заносились в рабочую схему. Между точками измерения оператор прослушивал частоту импульсов на головной телефон.

Измерения проводились поверенными приборами СРП-68-01 (зав. № 1127) и ДБГ - 06Т (зав. № 1110). Ошибка единичного измерения не превышала ±30%.

Результаты измерений в ЗСР обрабатывались программой SURFER на IBM PC с целью получения изодозных линий и плотностей распределения мощностей доз. Статистическая проверка гипотезы идентич-

ности значений во всех трех зонах проводилась специально разработанной программой ACSTAT-1 также на IBM PC.

Методика создания изодозных линий заключается в следующем: в электронные таблицы заносят координаты выбранной точки и величину параметра (результат измерения), задают условную сетку, в узлах которой программа с заданным радиусом опрашивает значения соседних точек. Узлы этой сетки представляют собой основу для построения топограмм. В зависимости от заданного шага ЭВМ рисует изолинии.

Программа ACSTAT-1 разработана на языке Clipper и представляет собой систему управления базой данных, в которую занесены коэффициенты Стьюдента "t" (табличные). Программа обрабатывает два массива результатов и, в зависимости от сравнения расчетного "t" с табличным и выбранного уровня значимости, позволяет делать вывод об идентичности результатов двух выборок в пределах их статистических разбросов.

Измерения интегральной поглощенной дозы на местности проводились в соответствии с методикой "Эксплуатация ТЛД" (МРК-27-87), инструкцией "Радиационный контроль городских территорий, организация измерений дозы в воздухе с помощью ТЛД".

ТЛД представляет собой комплект из трех детекторов-таблеток ДТГ-4 на основе LIF. Измерения экспонированных детекторов проводили на термолюминесцентной дозиметрической установке ТЛД-1. В основе метода лежит способность люминофоров запасать часть поглощенной энергии ионизирующего излучения. При нагревании люминофора эта поглощенная энергия высвобождается в виде свечения (эффект термолюминесценции). Интенсивность свечения является мерой запасенной поглощенной дозы.

Основные характеристики метода следующие:

Диапазон измеряемых энергий -	от 0,06 до 1,25 МэВ;
Диапазон измерений -	от 0,00001 до 100 Гр.
(от 0,001 до 10000 рад);	
Основная погрешность -	± 20 %;
Госповерка -	один раз в год.

ТЛД, упакованные в полиэтиленовые пакеты по три штуки, размещались в высверленных дуплах деревьев, забора, деревянных опор столбов. Деревянная оболочка вокруг детекторов обеспечивала требования тканеэквивалентности измерений. При транспортировке дозиметров до места измерения и обратно ТЛД были помещены в свинцовую защиту. Вклад дозы вне объекта исследования (при транспортировке туда-обратно), который составил 0.016 мГр (определенный с помощью контрольных дозиметров), исключался из результатов измерений.

Срок экспозиции детекторов составил 92 суток (2208ч).

Результаты также подвергались статистической обработке программой ACSTAT-1.

Измерения мощности дозы на путях следования спецтранспорта проводились в соответствии с методикой "Автомобильная гамма-съемка".

Методика заключается в непрерывном контроле дороги и обочин сцинтилляционным дозиметром на основе NaI(Tl) типа 6931-20 "лимон" с площадью активной поверхности 150 х 100 мм, установленном на бампере спецавтолаборатории ПРЛ-03. Информация с блока детектирования поступает на усилитель-преобразователь и самописец.

При скорости движения лаборатории 40 км/ч вероятность обнаружения локального загрязнения на дороге 10х10 см с активностью пятна троекратно, превышающего фон, - около 90 % , то же - на обочине дороги - 75%.

Данные на ленте самописца выражены в единицах мкР/с.

Бурение и гамма-каротаж скважин проводились по методике "Радиоактивность подстилающих грунтов. Бурение и гамма-каротаж скважин".

Бурение проводилось с целью определения мощности рыхлых покровных отложений для оценки степени защищенности подземных

Таблица 3.

Характеристика зондировочных скважин.

Номер скважины	Угол бурен., град	Глубина, м	Место расположения относительно стран света и емкостей
1	2	3	4
С – 1	0	3	Ю-В, емкость 1
С – 2	60	4	Ю-В, емкость 1
С – 3	60	3	С, емкость 1
С – 4	0	2	С-З, емкость 1
С – 5	60	3	С-З, емкость 1
С – 6	0	4	С-З, между Емк. 2 и 3
С – 7	0	2	З, емкость 3
С – 8	45	4	С-З, емкость 3
С – 9	45	4	С, емкость 3
С – 10	45	4	С-В, емкость 3
С - 11	0	2	С-З, емкость 4
С – 12	0	2	С-В, емкость 4
С – 13	0	8	С-В, ЗСР (у забора)
С – 14	0	4	СЗЗ, на В 100м от забора
С – 15	0	4	СЗЗ, на С-В 100м от забора
С – 16	0	4	ЗН, на Ю-З 2 км от дороги

вод; для изучения вещественного состава рыхлых отложений; отбора проб грунта для дальнейшего радиометрического и спектрометрического анализов и для проведения гамма-каротажа скважин.

Для бурения использовалась установка УКБ-12/25 со шнеком. Глубина зондировочных скважин определялась мощностью рыхлых отложений и составила от 0,8 до 8м. Характеристика скважин дана в таблице 3.

Выбор мест и направления бурения обусловлен профилем, ориентированным вниз по склону (вероятное направление стока дождевых и паводковых вод, разгрузки подземных вод).

Через каждый метр бурения из скважин изымалась проба керна массой до 300 г., которая помещалась в алюминиевую бюксу. Все средства пробоотбора были предварительно измерены на наличие радиоактивных загрязнений. После отбора пробы шнек дезактивировался (очищался) и проверялся на наличие загрязнений.

Вода в скважинах отсутствовала, поэтому ее пробоотбор не производился.

Гамма-каротаж был проведен поверенным прибором СРП-68-03н (зав. № 440) с переградуированной шкалой по образцовому источнику Cs-137+Ba-137.

Измерения проводились в соответствии с ТО на прибор. Погрешность единичного измерения не превышает ±30 %.

Определение удельной активности нуклидов в пробах растительности проводилось на стадии отбора и подготовки проб по методике "Радиоактивность растений травяного яруса и подстилки, основные тест-объекты. Отбор и приготовление проб в соответствии с рекомендациями; на стадии измерения проб по методикам "Активность проб. Радиометрическое определение по суммарному альфа-излучению" - "Активность проб. Радиометрическое определение по суммарному бета-излучению".

В качестве биоиндикаторов около емкостей ТРО были отобраны, в основном, мать-и-мачеха обыкновенная, крапива двудомная как виды, обладающие специфическими накопительными свойствами, в лесных ценозах предпочтение отдавалось крапиве двудомной, недотроге обыкновенной.

Растения срезались секатором возможно ближе к поверхности почвы с площадки 1х1 м и упаковывались в чистую бумагу. Масса пробы составляла около 0.3...0,5 кг.

Пробы высушивались в сушильном шкафу при температуре 105^{0}С до абсолютного сухого состояния в течение двух суток. Затем пробы озолялись в муфельной печи при температуре 400^{0}С. Зольный остаток в количестве 8 г наносился на алюминиевую мишень для дальнейших измерений.

Радиометрия проб проведена на низкофоновых установках относи-

тельным стандартным методом. Основные характеристики метода следующие:

при альфа-радиометрии

- детектор	БДЗА2-01;
- минимально-измеримая активность	50 Бк/кг;
- отн. погрешность метода	30%
- градуировка по эталону	Pu-239

при бета-радиометрии

- детектор	СИ8Б (в свинцовой защите);
- минимально-измеримая активность	100 Бк/кг;
- отн. погрешность метода	±50 %;
- градуировка по эталону	Sr-90 + Y-90

Полученные результаты приводились к сухой массе пробы, что было связано с невозможностью определения сырой массы в момент взятия пробы. Коэффициент уменьшения массы в среднем для всех проб растительности составляет 2,87.

Гамма-спектрометрия проб проводилась по методике "Радионуклиды. Определение содержания в пробах внешней среды методом гамма-спектрометрии с использованием программы обработки".

Метод, описанный в методике, позволяет автоматически определять гамма-нуклид и его содержание по гамма-спектру пробы с помощью анализатора импульсов "NOKIA LP4900" и программы обработки спектра "MIKKOR".

Основные характеристики метода:

- детектор	ППД ДКДК-100Б;
- минимально измеримая активность	10 Бк на мишени;
-относительная погрешность метода	±75%;
- полное время анализа	3,5 ч.

Определение удельной активности нуклидов в пробах почвы проводилось по методике "Радиоактивность почв. Отбор, приготовление проб и расчет удельной активности".

В местах отбора проб растительности удаляли подстилку, монолитными кусками 10x10 см и толщиной 5 см вырезали пробы почв по углам и в центре участка 1x1 м (метод "конверта").

Далее пробу высушивали, квартовали, просеивали и готовили навески по 8 г.

Радиометрический и спектрометрический анализ - аналогичен определению активности нуклидов в пробах растительности.

Определение удельной активности нуклидов в пробах керна из скважин не отличалось от способа приготовления и измерения проб

почвы, однако, при этом пробы керна прошли специальную подготовку для проведения альфа-спектрометрии на идентификацию нуклидов Th по методике "Определение радионуклидов в пробах внешней среды методом альфа-спектрометрии с использованием альфа-камеры".

Пробы керна измельчали, прокаливали при 450°С, разлагали смесью концентрированных азотной и плавиковой кислот. Th отделяли от U, Pu, и Fe на анионобменной смоле Dowex-1 в Cl - форме. Th элюировали соляной кислотой. Выделенный Th электроосаждали на диск из нержавеющей стали, проводили альфа-спектрометрическое измерение полученного препарата. Химический выход Th определяли по выходу бета-излучающего изотопа Th^{234}, предварительно внесенного в пробу.

Основные характеристики метода:

- детектор: альфа-камера с аргон-метановой смесью;	
- разрешение детектора:	35 кэВ;
-минимально-измеримая активность:	0.01 Бк/пробу;
- время измерения при измерении пробы с активностью с допустимой погрешностью не хуже	0,01 Бк/пробу, ±35% в течение 5000 с.

Определение объемной активности жидких проб проводилось по стандартным методикам выпаривания с дальнейшим радиометрированием мишени.

Отбор проб воды из наблюдательных скважин СГСК "Радон" проводился специальным цилиндрическим пробоотборником. Объем проб достигал 3...4 л. Пробы подкислялись азотной кислотой и транспортировались в полиэтиленовых канистрах.

В качестве эталонной пробы была взята водопроводная вода из крана в санпропускнике СЗЗ ПЗРО СГСК "Радон".

Для идентификации Th были отобраны две пробы воды из существующих на ПЗРО скважин 1 и 2. Для этого случая Th концентрировали на гидроокиси железа. Осадок отфильтровывали, растворяли в азотной кислоте. Полученный раствор пропускали через хроматографическую колонку, заполненную анионитом Dowex-1в NO_3 форме. Сорбированный на смоле Th элюировали соляной кислотой. Альфа-спектрометрию пробы проводили методом, описанным в разделе "Определение удельной активности нуклидов в пробах керна из скважин".

3.4 Обработка результатов обследования

Обработка всех экспериментальных данных производилась по единой схеме, заключающейся прежде всего в определении средних, дисперсий, относительных погрешностей, проверки данных на соответствие нормальному или логнормальному законам распреде-

ления, попарном сравнении и средних для рядов одновременных замеров и, при наличии статистически значимой разницы средних значений, в определении коэффициента корреляции и параметров линии регрессии.

Расчеты проводились по известным в статистике формулам, выбранным из различных источников и объединенных в единый блок по принципу минимальной необходимости и достаточности для обработки этих данных.

Вычислялось математическое ожидание x

$$x = \frac{\sum_{i=1} x_i}{N}, \qquad (4)$$

и дисперсия (среднеквадратичное отклонение σ)

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N} (x_i - x)^2}{N-1}}, \qquad (5)$$

как наиболее важные характеристики, которые описывают положение ряда данных на координатной оси и степень их разбросанности.

Оценка доверительных интервалов для математического ожидания проводилась с применением критерия t-Стьюдента

$$x - \frac{\sigma}{\sqrt{N}} t_{a,k} < a < x + \frac{\sigma}{\sqrt{N}} t_{a,k}, \qquad (6)$$

где $t_{a,k}$ - значение критерия Стьюдента для заданного уровня значимости a и числа степени свободы k = N – 1, а для среднеквадратичного отклонения с применением Z-статистики

$$\sigma' z_1^{-1} \sqrt{\frac{N-1}{N}} < \sigma < \sigma' z_2^{-1} \sqrt{\frac{N-1}{N}}, \qquad (7)$$

где σ' - вычисленное значение, σ - истинное значение среденеквадратичного отклонения.

Попарное сравнение дисперсий и математических ожиданий производилось следующим образом. При оценке однородности дисперсий использовался критерий F-Фишера. Вычислялась величина

$$F = \frac{\sigma_1^2}{\sigma_2^2}, \qquad (8)$$

причем за σ_1 выбирается большее из σ. Из таблиц выбирается для заданного уровня значимости пороговое F. При этом, если

$F \leq F(1 - a/2)$,

принималась гипотеза о равенстве дисперсий. Статическое равенство двух средних значений проверялось по критерию t-Стьюдента.

При равенстве σ_1 и σ_2 вычислялась сводная дисперсия и значения t

$$\sigma^2 = \frac{(N_1 - 1)\sigma_1^2 + (N_2 - 1)\sigma_2^2}{N_1 + N_2 - 2}, \qquad (9)$$

$$t = \frac{x_1 - x_2}{\sigma\sqrt{\frac{1}{N_1} + \frac{1}{N_2}}} \qquad (10)$$

Если $|t| \leq t_{a,k}$, средние можно считать равными (a – уровень доверия, $k = N_1 + N_2 - 2$ – число степеней свободы).

В случае неравенства σ_1 и σ_2 величина t вычислялась по формуле

$$t = \frac{x_1 - x_2}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2}{N_1} + \frac{\sigma_2^2}{N_2}}}, \qquad (11)$$

а число степеней свободы определялось из выражения

$$\frac{1}{k} = \frac{C^2}{N_1 - 1} + \frac{(1 - C^2}{N_2 - 1}, \qquad (12)$$

где

$$C = \frac{\frac{\sigma_1^2}{N_1}}{\left(\frac{\sigma_1^2}{N_1} + \frac{\sigma_2^2}{N_2}\right)}.$$

Таблица 4.

Сводная таблица результатов комплексного обследования района размещения ПЗРО СГСК «Радон» в 1991 году.

Параметр контроля	Результат в ЗСР	Результат в СЗЗ + ЗН
1	2	3
Мощность экспозицион. дозы гамма-излучения на местности, мкР/ч	13,5±9,3	11,6±2,5
Интегральная поглощенная доза на местности, мГр (бэр) в год	1,1±0,4 (0.1)	1,0±0,3 (0,1)
Мощность экспозиционной дозы в скважинах, мкР/ч	4.3 ... 10.6	-
Удельная активность нуклидов в растительн. (на сухую массу), Бк/кг (Ku/кг) по бета- по альфа-	 1121±372 (2,9E-8) <50 (1,3E-9)	 1301±447 (2,5E-8) <50 (1,3E-9)
Удельная активность нуклидов в почве, Бк/кг(Ku/кг) по бета- по альфа-	 826±344 (2,2E-8) <50 (1,3E-9)	 945±240 (2,5E-8) <50 (1,3E-9)
Удельная активность нуклидов в керне из скважин, Бк/кг (Ku/кг) по бета - по Th-228 -	 157...658 (4...18E-9) 2,9±0,8 (7,8E-11)	 - -
по Th-230 - по Th-232 -	6,1±0,9 (1,6E-10) 2,5±1,0 (6,7E-11)	- -
Объемная активность водных сред, Бк/л (Ku/л) по бета - по альфа -	 <0,2 (5,4E-12) <0,1 (0,3E-12)	 <0,2 (5,4E---12) <0,1 (0,3E-12)

3.5 Оценка воздействия.

Все полученные в 1991 году результаты, представленные вместе в табл. 4, позволяют сделать вывод о степени воздействия дозовых нагрузок на окружающую среду в регионе эксплуатации ПЗРО.

Очевидно, что значение МЭД в ЗСР меньше установленной в НРБ-76,87 ДМДа = 2,9 мР/ч более чем в 200 раз, в СЗЗ - в сравнении с ДМДб = 0,06 - в 5 раз.

Интегральная поглощенная доза меньше установленного в НРБ-76/87 основного дозового предела ПДД = 5 бэр в 50 раз, а ПД = 0,5 бэр для категории Б - в 5 раз.

Радиоактивность растительности меньше, например, допустимого уровня, установленного по Cs-137 для лекарственных растений, равного 7400 Бк/кг (2,0Е-7 Ku/кг) в "ВДУ-91 № 144—6/11-1", утвержденных 22 января 1991г. главным Государственным санитарным врачом СССР, и обусловлена содержанием природного К-40 и Cs -137, поступившего за счет глобальных выпадений.

Радиоактивность почвы и изъятого грунта из зондировочных скважин также обусловлена природным К-40 и незначительным количеством Cs-137 и характерна для данной геологической формации.

Отдельные пятна с повышенной альфа-активностью 320...680 Бк/кг не имеют явно выраженного источника, расположены хаотично и требуют специального наблюдения и изучения. Эти локальные загрязнения нельзя отнести к категории РАО , для которых в ОСП-72/87 установлено 7400 Бк/кг для альфа-отходов (2,0Е-7) Ku/кг. Подобные плотности загрязнения встречаются повсеместно в Уральском регионе.

Содержание Th в пробах грунта и двух пробах воды из скважин меньше в 8 раз принятого мирового значения для горных пород.

Пробы воды из скважин и водопровода меньше на порядок принятого в НРБ-76/87 жесткого предела для вод неизвестного состава.

Статистические проверки результатов с уверенностью 95% позволили сделать вывод о том, что параметры контроля в трех зонах не имеют значимых отличий.

Таким образом, в результате комплексного обследования СГСК "Радон" в июле 1991г. установлено, что ПЗРО не оказывает дополнительных дозовых нагрузок на окружающую среду.

4. Комплексное обследование ПЗРО 1997 года.

Оценка радиоэкологического состояния объектов окружающей среды проводилась путем сравнения суммарной альфа- и бета-активности почвы, растительности и воды в различных зонах ПЗРО СГСК "Радон".

4.1 Методы и средства радиоэкологического обследования.

Для получения информации о радиоэкологическом состоянии объектов окружающей среды в различных зонах ПЗРО проводилась серия измерений интенсивностей полей гамма-излучений методом

Таблица 5.

Результаты обследования района размещения ПЗРО СГСК «Радон» в 1997 году.

Параметр контроля	Место проведения контроля или вид проб	Результат (количество точек, проб) :		
		ЗСР	СЗЗ	ЗН
1	2	3	4	5
Мощность экспозиционной дозы	По точкам отбора	11.4±2.5 (10)	10.0±2.6 (10)	9.7±2.0 (12)
Удельная активность нуклидов в почве, Бк/кг (Ku/кг)	почва			
бета-	почва	898±170 (2.4E-8) (16)	622±107 (1.7E-8) (9)	679±121 (1.6E-8) (10)
альфа-	почва	55±15 (1.5E-9) (17)	55±27 (1.5E-9) (8)	54±28 (1.5E-9) (10)
Cs-137 -	почва	262±82 (0.7E-8) (20)	124±99 (0.3E-8) (10)	127±84 (0.3E-8) (12)
K-40 -	почва	255±90 (0.7E-8) (20)	287±77 (0.8E-8) (9)	350±99 (0.9E-8) (9)
Ra-226 -	почва	13±6 (0.5E-90) (16)	17±6 (0.5E-9) (10)	21±6 (0.6E-9) (11)
Th-232	почва	13±6 (1.4E-9) (20)	19±8 (0.5E-9) (9)	23±6 (0.6E-9) (11)
Объемная активность водных сред, Бк/л (Ku/л)	вода			
по бета -	вода	0.09÷0.36 (2.5÷1.0E-12) (8)	-	0.03÷0.07 (0.9÷1.9E-12) (8)
по альфа -	вода	< 0/04 (1.1T-12) (2)		< 0.04 (1.1E-12) (8)
Средняя индивидуальная доза облучения промперсонала за 1994-96 г, мбэр	-	771±246 (66)	-	-

пешеходной гамма-съемки с использованием дозиметрических приборов типа ДРГ-01Т, БДГ-06М и СРП-68-01, а также измерения потоков альфа- и бета-частиц прибором МКС-01Р. По соответствующим методикам отбирались пробы почвы, воды и растительности.

При измерении (МЭД) гамма-излучения торец детектора находился на высоте 1м над поверхностью земли, время экспозиции составляло 40 с. Результаты заносились в рабочую схему. Расстояния между измерениями вдоль маршрутной линии составляли: над хранилищами 1м, вне хранилищ -10 м. Скорость прохождения маршрута составляла 2 км/ч. Между точками измерения оператором прослушивалась частота импульсов на головном телефоне. Погрешность измерений не превышала ±30%.

Пробы почвы и растительности отбирались с участка площадью 1x1 м методом "конверта". Для этого срезался травяной покров как можно ближе к поверхности земли. При наличии слоя листвы предыдущего года отбирались пробы "опада" с того же участка, а затем пробы почвы монолитным куском 0,1x0,1x0,05 м с последующим отделением от них корней.

Растительные пробы высушивались на открытом воздухе, измельчались и выдерживались в сушильном шкафу при 105 °С в течение суток. После взвешивания пробы озолялись в муфельной печи при 400°С. Из зольного остатка готовились препараты для измерений.

Пробы почвы выдерживались в сушильном шкафу при 60 °С в течение суток, квартировались, растирались до размера частиц менее 0,25мм и брались аликвоты для измерений. Регистрация радиоактивных излучений осуществлялась с помощью приборов типа КРК-1 с датчиком БДНБ - для измерения суммарного бета- излучения и БДНА - для суммарного альфа-излучения с минимально регистрируемой активностью 0,5 Бк/препарат и 0,1 Бк/препарат соответственно. Спектрометрия проб проводилась на многоканальном анализаторе LP 4900 с полупроводниковым детектором.

Измерения удельной активности ряда проб проводились на радиометрическом комплексе "Canberra alfa/beta system" и спектрометрическом комплексе "Canberra" с детектором из германия по Cs-137 > 0.1 Бк/препарат.

По данным анализа проб рассчитывались параметры распределения радиоактивных веществ в различных зонах (ЗСР, СЗЗ, ЗН) ПЗРО по методике, описанной в п. 3.4.

4.2 Оценка воздействия ПЗРО на окружающую среду и человека

Результаты измерений и статистической обработки по оценке радиоэкологического состояния окружающей среды приведены в табл. 5.

Уровни мощностей доз гамма-излучения в ЗСР, СЗЗ и ЗН не

Таблица 6.

Радиоэкологическое состояние окружающей среды по данным обследования контрольных точек в 1997 г.

Контролируемый параметр	Зона контроля	Место проведения контроля или вид пробы	Результаты измерений и статистической обработки			
			$X_{min}-X_{max}$	X_{cp}	σ	n
1	2	3	4	5	6	7
Удельная активность радионуклидов, Бк/кг:						
^{137}Cs	ЗСР	КТ-1, почва	< 29	-	-	1
		КТ-1, растит-ность	49	-	-	1
		КТ-1, папоротник	< 33	-	-	2
		КТ-1, дерн	318 - 344	334	11	3
	СЗЗ	КТ-2-5, почва	2,6 - 42,2	20,4	22	10
		КТ-2-5, растит-ность	21 - 41	29	7	4
		КТ-2-5, дерн	303 - 639	428	127	4
^{40}K	ЗСР	КТ-1, почва	<520	-	-	1
		КТ-1, растит-ность	<260	-	-	1
		КТ-1, папоротник	<520	-	-	2
		КТ-1, дерн	50 - 154	96	43	3
	СЗЗ	КТ-2-5, почва	152 - 420	277	85	10
		КТ-2-5, растит-ность	220 - 580	374	131	4
		КТ-2-5, дерн	250 - 580	470	135	4
^{226}Ra	ЗСР	КТ-1, почва	<49	-	-	1
		КТ-1, растит-ность	<43	-	-	1
		КТ-1, папоротник	<130	-	-	1
		КТ-1, дерн	19 - 48	32	12	3
	СЗЗ	КТ-2-5, почва	8,8 - 18,6	15	3,5	10
		КТ-2-5, растит-ность	36 - 74	51	19	4
		КТ-2-5, дерн	52 - 78	63	10	4
^{232}Th	ЗСР	КТ-1, почва	<65	-	-	1
		КТ-1, растит-ность	<23	-	-	1
		КТ-1, папоротник	<44	-	-	2
		КТ-1, дерн	9 - 16	12	12	3
	СЗЗ	КТ-2-5, почва	9,3 - 40,9	19	9	10
		КТ-2-5, растит-ность	27 - 49	37	8	4
		КТ-2-5, дерн	42 - 61	49	7	4
Объемная активность воды из контрольных скважин, Бк/л	ЗСР	КС-2	<2,9	-	-	1
		КС-3	1,3	-	-	1
		КС-4	<2,9	-	-	1
		КС-5	<2,9	-	-	1
		КС-6	<2,9	-	-	1
		КС-7	3,0	-	-	1
		КС-8	6,5	-	-	1
Объ-ая активность воды, Бк/л	ЗСР	КТ-1, проба снега	2,3	-	-	1
	ЗН		6,2 - 8,1	7,1	0,8	3

превышают фоновых значений (7-16 мкР/ч). Радионуклидный состав в пробах почв представлен, в основном, природными радионуклидами и цезием-137 с активностью, характерной для природных сред. Анализ сопоставления статистических параметров распределения значений удельной активности радионуклидов в зонах ПЗРО свидетельствует, что эти значения принадлежат к единой совокупности (исключая значения удельной активности цезия-137 в точках 11 и 12 в ЗСР, где имеются локальные максимумы – 600 и 440 Бк/кг).

Содержание естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ) в почвах и дезинтегрированных горных породах хорошо согласуются с геологическим строением площади Свердловского промышленного узла. Расчетная МЭД от ЕРЭ составляет 8.6 мкР/ч. Район расположения ПЗРО относится к южной ветви Чернобыльского загрязнения цезием-137 территории Свердловской области, которая простирается от ее западных границ до г. Сухой Лог включительно на востоке. Выпадение радиоактивных осадков после Чернобыльской катастрофы привело к изменению техногенного радиационного фона для г. Екатеринбурга и его окрестностей до 12 мкР/ч и повышению плотности загрязнения местности цезием-137 до 0.244 Ku/кв.км. Причем, плотности загрязнения отдельных локальных пятен в пределах южной ветви Чернобыльского следа составляют 0.5 Ku/кв.км.

Таким образом, повышенная удельная активность проб почв в регионе размещения ПЗРО СГСК "Радон" связана с глобальными выпадениями продуктов ядерных взрывов и Чернобыльскими загрязнениями 1986 года.

Суммарная удельная альфа- и бета-активность воды в регионе ПЗРО составляет:

по альфа-активности:	ниже предела обнаружения;
по бета-активности:	0.19±0.09 (в ЗСР)
	0.04±0.02 (в ЗН).

Разница в бета-активности проб воды в ЗСР и ЗН обусловлена, по всей вероятности, большим накоплением продуктов распада радона и торона в скважинах ЗСР, чем в водах открытых водоемов ЗН.

Основные дозовые пределы радиационного воздействия на промперсонал СГСК "Радон" за последние 3 года работы предприятия (средняя индивидуальная доза) составляют: 7.71±2.46 мЗв. Случаев превышения предельно допустимой дозы (ПДД) не отмечено.

Проведенные обследования радиоэкологического состояния региона размещения ПЗРО позволили оптимизировать сеть мониторинга. Начиная с 1997 года, радиоэкологическое состояние экосистем во всех трех зонах оценивается по 16-ти пунктам контроля (почва, грунт, растительность, снег).

Таблица 7.

Комплексная оценка состояния предприятия.

Наименование показателей	Результат экспертизы	Примечания
1	2	3
Состав производственных помещений соответствует требованиям технологии обезвреживания РАО и радиационной безопасности.	Соответствует действующим технологиям	
Обеспеченность хранилищами радиоактивных отходов	Имеются емкости ТРО, ЖРО, бесконтейнерного захоронения ИИИ	Резерв хранилища (на 8 – 10 лет) для захоронения РАО недостаточен
Соответствие объема радиационного контроля для оценки степени радиационной опасности объекта и рекомендациям ГОСТа 12.1.048.	Соответствует	
Оснащенность дозиметрической и радиометрической аппаратурой	Обеспечивает радиационный контроль производственной деятельности по действующей технологии	
Соответствие требованиям НРБ-96, ОСП-72/87 и СПОРО-85 системы барьеров.	Соответствует	
Соответствие технологии обезвреживания радиоактивных отходов требованиям радиационной безопасности.	Соответствует	
Наличие превышений допустимых уровней и концентраций в объектах окружающей среды	Отсутствуют	
Оценка доз облучения персонала	Соответствует действующим санитарно-гигиеническим требованиям	

5. Оценка радиационного воздействия ПЗРО на окружающую среду и персонал в штатном режиме работы.

Комплексная оценка состояния предприятия основывается на основных показателях таблицы 7.

Деятельность СГСК "Радон" может быть охарактеризована как стабильная и устойчивая, соответствующая требованиям существующих Законов РФ, нормативным актам и документам, регламентирующим работу предприятий системы Специализированных комбинатов "Радон" Российской Федерации. Экспертная оценка дана МосНПО "Радон".

6. Оценка возможных аварийных ситуаций и риска воздействия на персонал и население во внештатных режимах.

Вероятность возникновения аварийной ситуации может быть связана с диверсией (взрывом) или падением летательного аппарата на территорию ПЗРО.

Рассмотрим ситуацию, когда весь радионуклидный состав спецхранилищ ПЗРО превращается в аэрозоль, и этот аэрозоль распространяется в атмосфере. Заметим, что дозы, и риск от атмосферного выброса определяют доминирующий вклад в полную дозу и риск от аварии на ПЗРО. Авария с выбросом в атмосферу к тому же характеризуется максимальным "дальнодействием". Сценарий и методы расчета такой

Таблица 8.

Годовая доза взрослого при атмосферном переносе аварийного выброса всего содержимого спецхранилищ ПЗРО в виде аэрозоля как функция расстояния от места аварии.

Расстояние, Км	1	2	5	10	100
1	2	3	4	5	6
Внутреннее облучение от загрязнен. Пищевых продуктов, Зв	$19.2x10^{-2}$	$6.4x10^{-2}$	$3,2x10^{-2}$	$2.5x10^{-2}$	$1.6x10^{-3}$
Ингаляция при пылеобразовании, Зв	$3.5x10^{-2}$	$1.15x10^{-2}$	$5.8x10^{-3}$	$4.6x10^{-3}$	$2.9x10^{-4}$
Внешнее облучение, Зв	$6.0x10^{-2}$	$2.0x10^{-2}$	$1x10^{-2}$	$0.8x10^{-2}$	$5.0x10^{-4}$
Ингаляция из облака,Зв	$3.5x10^{-1}$	$1.2x10^{-1}$	$6.0x10^{-2}$	$4.7x10^{-2}$	$3.0x10^{-3}$
Облучение кожи,Зв	$3.4x10^{-2}$	$1.1x10^{-2}$	$6.0x10^{-3}$	$4.5x10^{-3}$	$3.0x10^{-4}$
Обшая доза, Зв	0.671	0.22	0.11	0.09	0.006

ситуации адекватны распространению аварийных выбросов АЭС, т.е. хорошо разработанным методом анализа.

Для оценки прогноза аварийной ситуации выбрана методология "нача-льной" стадии незапланированного выброса, т.е. рассмотрен залповый выброс в отличие от непрерывного выброса активности при нормальной эксплуатации объекта.

При этом решались следующие задачи:

- расчет атмосферного переноса активности (интегральная концентрация в атмосфере и плотность выпадения на поверхности земли);
- разработка динамических моделей процессов загрязнения экологических и трофических звеньев от аварийного загрязнения агроэкосистемы и моделей формирования доз на принципах системного анализа МКРЗ;
- оценка доз от ингаляции из аварийного облака, внешнего облучения, ингаляции пыли, загрязнения кожи (существенным является то, что дозы по отдельным путям облучения, а также полные дозы определены как функция расстояния от места аварии).

При расчете аварийного выброса сделаны следующие допущения (граничные условия):

- особенности спектра радионуклидного состава ПЗРО вынуждают при оценке ингаляции нормировать спектр по ^{238}Pu-нуклид трансурановой группы, существенной при дозообразовании от ингаляции;
- при оценке внутреннего и внешнего облучения нормирование осуществляется по ^{137}Cs – гамма-излучающему радионуклиду;
- в отличие от обычного анализа выбросов АЭС нами не рассматривается выброс изотопов иода и благородных газов.

Приняты следующие условия выброса:

- время выброса – короткое (единичный выброс), при этом рассмотрен единичный выброс 1Бк ^{238}Pu и 1Бк ^{137}Cs, для которых определены эффективные коэффициенты, учитывающие весь спектр радионуклидов при заглатывании и ингаляции;
- высота выброса до 100 м
- согласно рекомендациям NRPB, выпадение сухое со скоростью 1 x 10^{-3}м/с;
- аварийный выброс происходит в начале вегетационного периода;
- загрязнение растительности определяется главным образом внешним загрязнением;
- в течение первого поставарийного года формируется существенная часть дозы.

Годовая доза взрослого при атмосферном переносе аварийного выброса оценочно показана в табл. 8.

Как видно из таблицы, при возникновении потенциальной радиационной аварии коллективная доза в радиусе 10 км от размещения ПЗРО, где расположены часть г. Екатеринбурга, В.Пышма, г. Березовский и др. населенные пункты, может быть оценена на уровне до10 тыс. чел. Зв.

7. Выводы.

7.1 СГСК "Радон" осуществляет сбор, транспортировку, обезвреживание и захоронение твердых РАО и источников ионизирующего излучения, омоноличивание твердых РАО и переработку жидких РАО методом цементирования, дезактивацию одежды. Осуществляет все виды радиометрических измерений и дозиметрический контроль, проводит радиоэкологические исследования ПЗРО по оценке воздействия объекта на окружающую среду и население.

Деятельность предприятия осуществляется в режиме достаточной надежности и устойчивости.

7.2. Результаты комплексных обследований и радиоэкологического мониторинга свидетельствуют об удовлетворительной радиоэкологической обстановке а районе размещения ПЗРО. Дополнительных дозовых нагрузок на окружающую среду и население СГСК "Радон" не оказывает.

7.3. СГСК "Радон" располагает в достаточном объеме штатной численностью, техническими средствами, технологиями, оборудованием и аппаратурой для выполнения основной производственной деятельности.

7.4. Руководством СГСК "Радон" постоянно осуществляются организационно-технические мероприятия по повышению надежности и устойчивости работы в экстремальных условиях.

7.5. В связи с ограниченным объемом хранилищ для захоронения РАО и отработавших ИИИ необходимо предусмотреть, начиная с 2001 года, федеральное финансирование по линии капитального строительства для расширения ПЗРО СГСК "Радон".

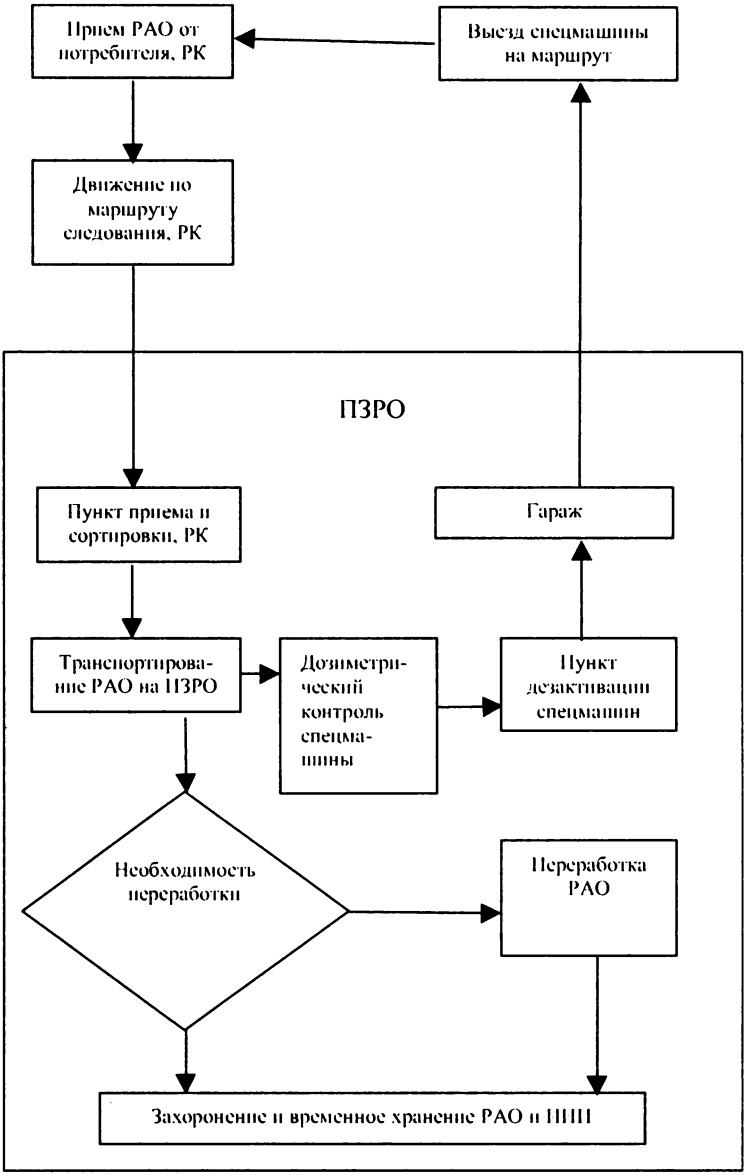


Рис. 1. Структурная схема деятельности персонала по обезвреживанию РАО.

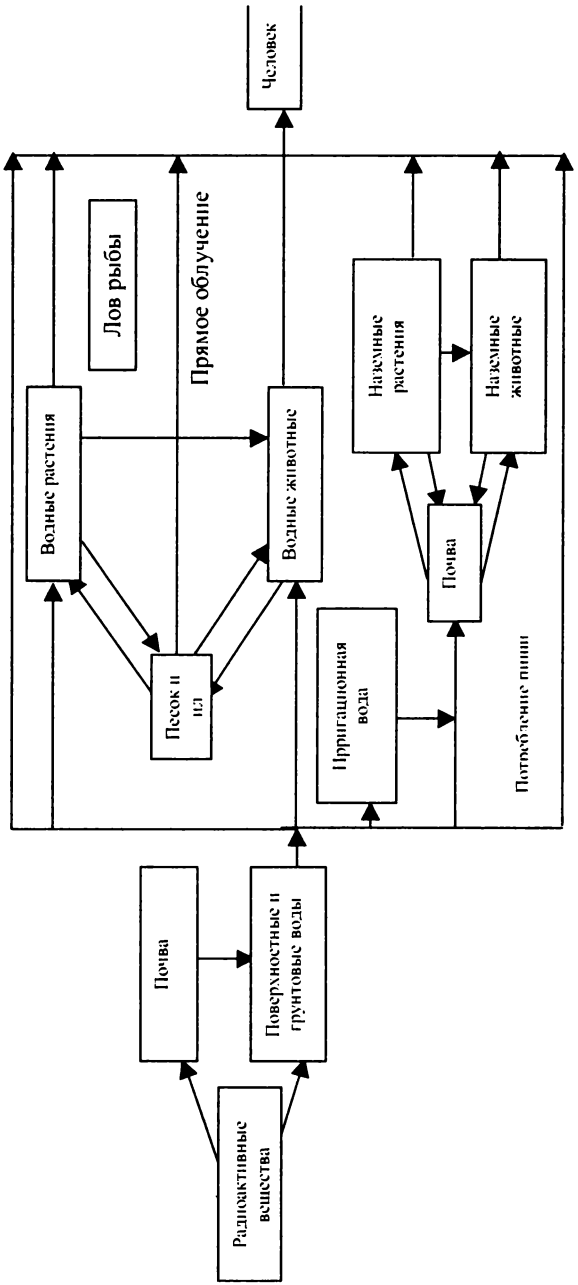


Рис. 2 Схема воздействия на человека радиоактивных веществ через почву, поверхностные и грунтовые воды

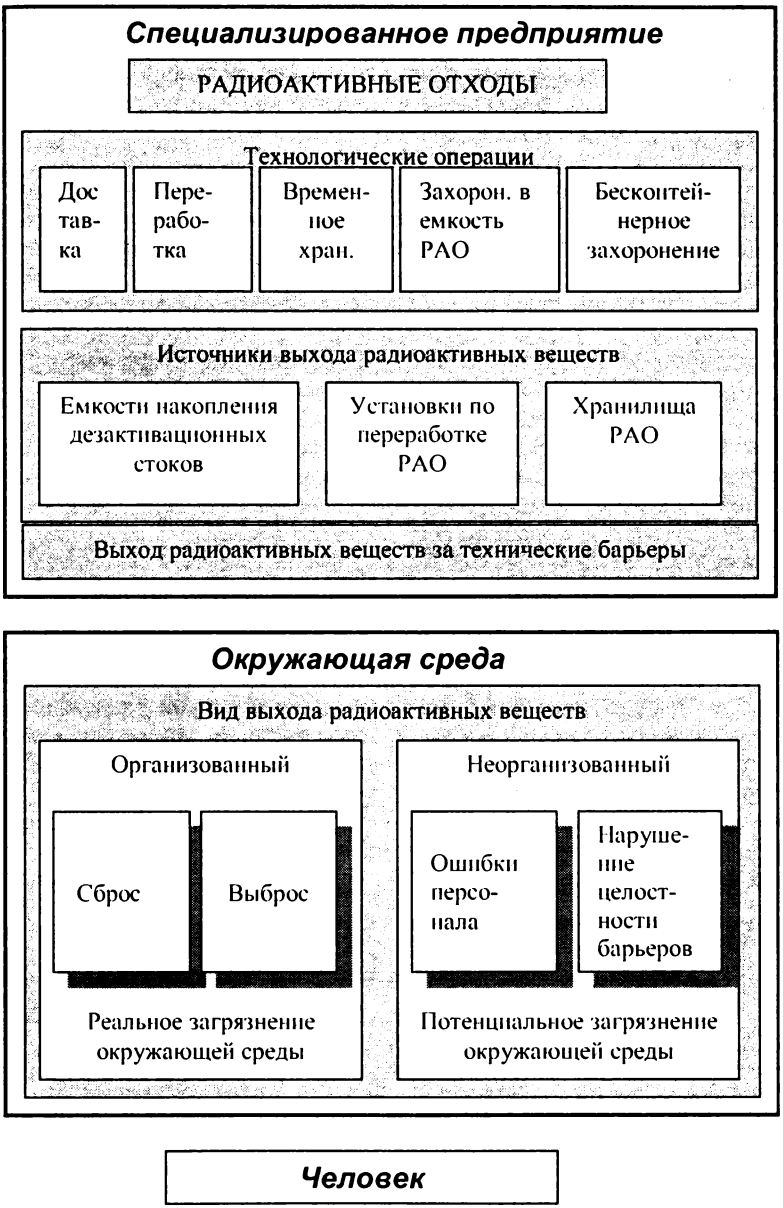


Рис. 3. Схема путей поступления радиоактивных веществ в окружающую среду от спецкомбината (ПЗРО) и его воздействие на человека.

Реферат

Статьи Михайловской Л.Н. "Миграция и трансформация физико-химических форм радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в почвах и лесных подстилках".

Изучено влияние уровня увлажнения на миграцию и трансформацию физико-химических форм радионуклидов в почвах и лесных подстилках, отобранных в 30-км зоне ЧАЭС через 2 года после аварии. Уровень увлажнения варьировали таким образом, что соотношение твердой и жидкой фаз изменялось от 0,3 до 1,2. Продолжительность опытов 4 и 24 месяца.

Показано, что миграция ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ аварийных выпадений ЧАЭС существенным образом зависит от водного режима. Вынос радионуклидов с потоком гравитационной влаги приводит к снижению содержания в почвах и лесных подстилках их подвижных форм . Это явление характерно в большей степени для ^{90}Sr, чем для $^{134+137}Cs$ и выражено тем резче, чем выше исходное содержание подвижных форм радионуклидов в исследуемых образцах. Наряду с этим достаточно часто наблюдается перераспределение радионуклидов между изученными физико-химическими формами с течением времени. Причем ^{90}Sr преимущественно переходит из прочно закрепленных форм в более подвижные соединения. Трансформация физико-химических форм $^{134+137}Cs$ может идти как из прочно закрепленных форм в более подвижные, так и наоборот. Высвобождаясь из лесных подстилок при их разложении, ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ поступают в почву, обогащая ее подвижными формами.

В почвенной влаге радиоцезий удерживается преимущественно в капиллярно-сорбционной ее форме, а ^{90}Sr легко переходит в гравитационную. Количество радионуклидов, мигрирующих с потоком свободной влаги, зависит как от общего содержания в почве, так и содержания их подвижных форм.

МИГРАЦИЯ И ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ РАДИОНУКЛИДОВ АВАРИЙНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ЧАЭС В ПОЧВАХ И ЛЕСНЫХ ПОДСТИЛКАХ

Л.Н.Михайловская
Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург

Радионуклиды, поступающие на земную поверхность в составе глобальных или аварийных выпадений, в первую очередь загрязняют почвенно-растительный покров, при этом почвы становятся основным депо радионуклидов в биогеоценозе. Являясь гетерогенными образованиями, они поглощают радионуклиды и фиксируют их с различной прочностью. При идентификации механизмов, определяющих прочность закрепления радионуклидов в почвенном поглощающем комплексе, наиболее широко используется подход, в основе которого лежит выделение групп соединений, отличающихся по степени

Таблица 1.

Качественный состав выделяемых из почв физико-химических форм радионуклидов.

Форма	Десорбент	Группа соединений
Водорастворимая	Дистиллированная вода	Водорастворимые соли неорганических кислот и органические соединения (соли, комплексы), несвязанные фульваты элемента.
Обменная	Растворы солей различной нормальности	Сорбированные почвой по механизму ионного обмена, в карбонатных почвах частично углесоли элемента.
Кислоторастворимая	Растворы кислот различной нормальности	Углесоли, непрочно абсорбированные соединения элемента окислами железа и алюминия, глинистыми минералами; фульваты, труднообменные ионы, свежеосажденные гидроокиси.
Фиксированная		В составе полуторных окислов железа и алюминия, ионы связанные прочно (необменно) органическим веществом почвы, адсорбированные по типу изоморфного замещения в кристаллических решетках минералов.

их подвижности: водорастворимые, обменные, кислоторастворимые, фиксированные. Состав выделяемых групп соединений приведен в таблице 1 (Возбуцкая, 1968; Павлоцкая, 1974).

Наиболее подвижными считаются группы водорастворимых и обменных соединений. Менее подвижны – кислоторастворимые. К группе фиксированных соединений относят те количества радионуклидов, которые остаются в почве после ее обработки 6 н HCl. Прочность связи этих групп соединений с почвой определяется, в первую очередь, тем, по какому из механизмов радионуклиды преимущественно взаимодействуют с почвами: образования водорастворимых органических и неорганических соединений, ионообменного поглощения, химического соосаждения (образование труднорастворимых химических соединений) или изоморфного замещения в кристаллических решетках минералов. Между различными физико-химическими формами радионуклидов в почве поддерживается подвижное равновесие, в результате чего ионы, находящиеся в малоподвижном состоянии, могут переходить в подвижное и наоборот (Возбуцкая, 1968; Марей и др., 1974; Павлоцкая, 1974; Evans, Dekker, 1969; Михайловская, 1996).

Прочность закрепления радионуклидов в почвах, трансформация их физико-химических форм и, как следствие, участие в миграционных процессах определяются совокупным действием целого ряда факторов, к числу которых следует отнести и водный режим почв (Прохоров, Фрид, 1969; Shalhevet, 1973; Караваева и др., 1975; Тюрюканова, 1976; Павлоцкая, 1981). В то же время известно, что сама почвенная влага неоднородна, это определяет характер ее поведения при взаимодействии с твердой фазой. Различают шесть основных категорий почвенной влаги: кристаллизационную, твердую, парообразную, прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную (Роде, 1965). Наибольший интерес при изучении миграционных процессов в почве представляют последние две категории почвенной влаги, легко доступные для растений и способные переносить растворенные в них химические элементы. При изучении поступления радионуклидов в жидкую фазу почвы исследователи, как правило, обращают внимание либо на их поступление в наиболее подвижную форму почвенной влаги – свободную гравитационную (Чеботина, Молчанова, 1972; Дричко, Цветкова, 1990; Пристер и др., 1990; Тихомиров и др., 1992; Анисимов, 1995), либо в почвенный раствор в целом (Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Прохоров, Фрид, 1969; Молчанова, Караваева, 1971; Караваева и др., 1975; Вирченко, Агапкина, 1993). Работы по изучению особенностей перехода радионуклидов в различные категории или формы почвенной влаги немногочисленны (Караваева, Молчанова, 1979; Караваева и др., 1979; Молчанова, Караваева, 1979; Молчанова и др., 1989; 1990; Михайловская и др., 1992; Liu Dai Chin et al., 1995).

Настоящая работа посвящена изучению миграции и трансформации

физико-химических форм ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ аварийных выпадений ЧАЭС в почвах и лесных подстилках в зависимости от режима их увлажнения.

Материал и методика

Для экспериментов использовали образцы лесных подстилок и дерново-подзолистых почв (горизонт А1), отобранных через 2 года после аварии на разном расстоянии от Чернобыльской АЭС, расположенной в зоне Украинского полесья, для почв которого характерен легкий механический состав. На расстоянии 3 км от аварийного блока в сосняке мертвопокровном были отобраны образцы почв N1-2 и хвойной лесной подстилки. Образец почвы N3 и лиственная лесная подстилка были отобраны на расстоянии 6 км от ЧАЭС в широколиственном лесу. Ведущими породами последнего являются осина (Populus tremula L.), липа (Tilia cordata L.), вяз (Ulmus pumula L.), береза (Betula verrucosa Ehrh.), дуб (Quercus robur L.); подрост представлен этими же видами древесных растений. Образец почвы N4 был отобран на опушке соснового леса, покрытой злаково-разнотравной растительностью в 18 км от ЧАЭС. Образцы почв (содержание углерода в них варьировало в пределах от 0,3 до 2,7%, сумма обменных оснований – от 2,8 до 5,8 мг-экв./100 г , $pH_{вод.}$ – от 4,5 до 5,2), использованные для экспериментов различались по валовому содержанию радионуклидов (табл.2). Содержание радионуклидов в лесных подстилках варьировало незначительно, но было выше, чем в почвенных образцах. В опытах использовали активную часть подстилки, в которую входили хвоя, листья, семена, труха, мох (Карпачевский, 1973).

Серию опытов по изучению влияния режима увлажнения на миграцию и трансформацию радионуклидов в почвах и лесных

Таблица 2.

Содержание радионуклидов (кБк/кг) в дерново-подзолистых почвах и лесных подстилках, отобранных на разном расстоянии от ЧАЭС.

Образец	Расстояние, км	Валовое содержание	
		^{90}Sr	$^{134+137}Cs$
Дерново-подзолистые почвы			
1	3	120	212
2	3	138	303
3	6	26	73
4	18	1,0	2,5
Лесные подстилки			
Хвойная	3	373	530
Лиственная	6	300	502

подстилках, а также на особенности их перехода в различные формы почвенной влаги проводили в динамических условиях. Методика эксперимента заключалась в том, что исследуемые образцы почв (500 г) или лесных подстилок (50 г) помещали в металлические колонки (h=20 см, d=8 см), имеющие в основании сток. В качестве контроля во всех опытах использовали аликвотные пробы воздушно-сухой почвы или лесной подстилки. В зависимости от варианта опыта почву и подстилку в колонках увлажняли так, что условия разложения опада изменялись от аэробных (влажность меньше уровня полной влагоемкости) до анаэробных (влажность превышала полную влагоемкость). Уровень увлажнения характеризовали соотношением веса жидкой и твердой фаз. Эти значения в дальнейшем по тексту будем называть коэффициентами обводненности (к.о.). Вариантам с влажностью почвы меньше полной влагоемкости (ПВ) соответствовал к.о.= 0,3, при к.о=0,5 уровень увлажнения был близок к 100% от ПВ. В тех вариантах опыта, где почва или подстилка находилась в условиях затопления, над их поверхностью поддерживался столб воды, коэффициенты обводненности при этом составляли: для почвы – 1, а для лесной подстилки – 8. Контроль за уровнем увлажнения проводили весовым способом. В соответствии со схемой опыта в колонках с высоким уровнем увлажнения периодически открывали зажимы, расположенные у основания, позволяя стекать избытку воды. Затем зажимы закрывали и влажность почвы (подстилки) снова доводили до первоначального значения. В зависимости от продолжительности эксперимента в колонках происходила 5-30-кратная смена воды. Свободную гравитационную воду, прошедшую через почвенный фильтр, собирали для определения содержания в ней радионуклидов. В конце опыта отбирали аликвотные навески почв, из которых центрифугированием выделяли почвенный раствор. Остаточная влажность почвы после выделения из нее почвенного раствора не превышала 20% от ПВ. При таком уровне увлажнения влага представлена в почве, в основном, прочно связанной ее категорией (Роде, 1965). Таким образом центрифугированием выделялась рыхлосвязанная и часть свободной почвенной влаги (т.е. формы влаги, поведение которых в почве определяется участием капиллярных и сорбционных сил). Для удобства изложения далее мы будем называть влагу, передвигающуюся в почве под воздействием силы тяжести, – гравитационной, а выделенный центрифугированием почвенный раствор – капиллярно-сорбционной формами.

Опыты проводили в двух- трехкратной повторности, их продолжительность составляла 4 или 24 месяца. По окончании опыта в почвах и лесных подстилках определяли как валовое содержание, так и содержание подвижных водорастворимой и обменной физико-химических форм радионуклидов. Водорастворимую форму выделяли дистиллированной водой при соотношении твердой и жидкой фаз для

почвы 1:5, для подстилки -1:25. Обменную - 1 н растворами CH_3COONH_4, при соотношении твердой и жидкой фаз 1:10 и 1:100 для почвы и подстилки соответственно. Количества радионуклидов, оставшиеся в исследуемых образцах после десорбции, относили к группе прочно закрепленных соединений. В некоторых случаях последнюю разделяли на кислоторастворимые и фиксированные физико-химические формы. В этом случае кислоторастворимую форму выделяли 1 н раствором HCl при соотношении твердой и жидкой фаз, равном 1:10 и 1:100 для почвы и подстилки соответственно.

Для определения валового содержания радионуклидов, воздушно-сухую почву растирали и просеивали через сито с диаметром отверстий 1 мм. Пробы лесной подстилки и почвы озоляли при 500-600° С. Все почвенные вытяжки выпаривали до влажных солей, обрабатывали азотной кислотой с добавлением пергидроля до полного разрушения органического вещества и растворяли.

Содержание $^{134+137}Cs$ определяли гамма-спектрометрическим методом на многоканальном анализаторе АМ-А-02Ф1. В качестве детектора использовали кристалл NaI (Tl) размером 150x150 мм с колодцем 40x60 мм. Статистическая ошибка измерений не превышала 15%.

Содержание ^{90}Sr в исследуемых образцах определяли на бета-радиометре РУБ-91 "АДАНИ" с программным обеспечением и сцинтилляционным детектором на основе полистирола (l=10 мм, S=50 см^2) или радиохимическим методом. Радиохимическое определение ^{90}Sr в образцах почв и лесной подстилки основано на выщелачивании 6 н соляной кислотой, групповом осаждении в полученных вытяжках оксалатов щелочноземельных элементов и последующем выделении из растворов оксалатов стронция и кальция. Химический выход стабильного стронция в присутствии кальция определяли методом пламенной спектрофотометрии, а содержание ^{90}Sr по дочернему ^{90}Y . Дочерний ^{90}Y выделяли с использованием моноизооктилметилфосфоновой кислоты и ее соли миомфата трехвалентного железа (Методические..., 1980; Цветаева и др., 1984). Радиометрию полученных осадков проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 при статистической ошибке измерений не более 10%.

Статистическую обработку результатов проводили общепринятыми методами вариационной статистики. Достоверность различий между вариантами опыта оценивали по критерию Стьюдента и Фишера; за уровень значимости принимали P=0,05 (Рокицкий, 1967; Плохинский,1970).

Ранее было показано, что в растворах, выделенных из лесной подстилки, отобранной в зоне аварии на ЧАЭС, ^{90}Sr и ^{137}Cs на 98-99% связаны с органическими веществами (Вирченко, Агапкина, 1993). Поэтому наряду с изучением миграции радионуклидов, мы проследили

за перемещением водорастворимых органических веществ лесных подстилок, содержание которых определяли по бихроматной окисляемости (Аринушкина, 1970).

Результаты и их обсуждение

Физико-химическое состояние радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС и влияние водного режима на их подвижность в почвах и лесных подстилках.

В природную среду радионуклиды могут поступать в различных состояниях. Одной из особенностей аварии на ЧАЭС является то обстоятельство, что образовавшиеся радиоактивные выпадения характеризовались широким спектром физико-химических форм (Израэль и др., 1988; Круглов и др., 1990). Данные, имеющиеся в литературе, свидетельствуют, что вблизи аварийного реактора почвы загрязнены преимущественно топливными выпадениями и в меньшей степени конденсационными. По мере удаления от промплощадки вклад конденсационных выпадений в радионуклидное загрязнение увеличивается (Анисимов, 1995; Архипов, 1995). По-видимому, этим обстоятельством объясняется

Таблица 3.

Содержание физико-химических форм радионуклидов в дерново-подзолистых почвах и лесных подстилках, отобранных на разном расстоянии от ЧАЭС.

Радионуклид	Образец	Расстояние, км	Физико-химические формы, %		
			Водорастворимая	Обменная	Прочно закрепленная
Дерново-подзолистые почвы					
^{90}Sr	1	3	0,5±0,2	16,9±1,4	82,6±1,6
	2	3	1,2±0,4	39,2±0,9	59,8±0,5
	3	6	4,6±0,7	41,8±5,6	53,6±5,6
	4	18	4,2±0,5	59,4±4,6	36,4±4,6
$^{134+137}Cs$	1	3	0,4±0,1	2,8±0,2	96,8±0,3
	2	3	0,2±0,1	2,9±0,4	96,9±0,5
	3	6	0,7±0,4	5,9±0,4	93,4±0,7
	4	18	0,5±0,4	9,8±0,6	89,7±0,7
Лесные подстилки					
^{90}Sr	Хвойная	3	1,7±0,2	16,5±5,9	81,8±6,0
	Лиственная	6	1,9±1,1	21,0±0,8	77,1±1,5
$^{134+137}Cs$	Хвойная	3	2,2±0,1	10,4±1,7	87,4±1,7
	Лиственная	6	7,3±0,5	7,1±0,8	85,6±0,9

различное распределение радионуклидов аварийных выпадений по физико-химическим формам в обследованных образцах дерново-подзолистых почв и лесных подстилок (табл.3).

Результаты проведенных исследований показали, что первые два образца почв характеризовались самым низким относительным содержанием подвижных соединений как ^{90}Sr , так и $^{134+137}Cs$. Доля подвижных соединений обоих радионуклидов возрастала с увеличением расстояния от аварийного блока ЧАЭС, достигая максимальных значений в образце N4 . Содержание подвижных соединений радионуклидов в изученных образцах лесных подстилок варьировало незначительно. Можно отметить лишь более высокое содержание водорастворимых форм $^{134+137}Cs$ в лиственной лесной подстилке по сравнению с хвойной.

Изучение влияния уровня увлажнения на миграцию и трансформацию физико-химических форм радионуклидов проводили на дерново-подзолистой почве, отобранной в 3-х километровой зоне ЧАЭС (образец 1). Коэффициенты обводненности варьировали от 0,3 до 1,2. Продолжительность опыта 4 месяца. В качестве контроля использовали аликвотные навески воздушно-сухой почвы. Сравнение физико-химического состояния радионуклидов в образцах воздушно-сухой почвы и выдержанной при разных режимах увлажнения не выявило достоверных изменений содержания изученных физико-химических

Таблица 4.

Содержание физико-химических форм радионуклидов в почве при разных уровнях увлажнения, %.

К.о.	Водорастворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
Стронций-90				
* -	0,6±0,2	17,7±3,1	7,7±2,1	74,1±1,7
0,3	1,3±1,1	17,6±2,9	10,0±1,6	71,1±1,3
0,5	1,6±0,9	19,0±3,7	11,1±2,7	68,4±5,1
1,0	0,3±0,1	8,1±1,0	6,2±0,9	85,4±0,7
1,2	0,3±0,1	5,7±1,6	4,6±0,7	89,5±1,7
Цезий-134+137				
* -	0,3±0,06	2,7±0,5	8,2±1,2	88,9±1,7
0,3	0,5±0,17	2,1±0,8	8,8±1,6	88,6±1,4
0,5	0,4±0,03	1,7±0,3	12,8±1,4	85,1±1,7
1,0	0,3±0,04	2,0±0,1	16,1±1,5	81,6±1,5
1,2	0,3±0,04	2,0±0,4	15,5±2,3	82,3±2,6

*- воздушно-сухие образцы.

форм ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ в тех случаях, когда гравитационная влага в почве отсутствует (к.о.=0,3) или ее доля очень мала (к.о.=0,5) (Табл.4). При более высокой обводненности и периодической фильтрации через почву избытка свободной воды происходит вымывание подвижных форм ^{90}Sr, которое сопровождается перераспределением оставшихся его количеств между исследуемыми формами соединений. При этом содержание водорастворимого, обменного и кислоторастворимого ^{90}Sr снижается, а доля фиксированных форм возрастает. Проведенный корреляционный анализ между объемами гравитационной воды, фильтрующейся через почвенную колонку, и содержанием подвижных форм этого элемента подтвердил высоко достоверную отрицательную зависимость (r=-1,0).

Содержание изотопов цезия в почве мало зависит от уровня ее обводненности. С увеличением обводненности почвы возросло лишь содержание кислоторастворимых (r=-0,91) и, соответственно, снизилась доля фиксированных форм радиоцезия (r=0,91).

Таким образом, приведенные данные показывают, что с гравитационным потоком из почвенного фильтра выносится водорастворимый ^{90}Sr и, как следствие, снижается содержание в почве подвижных форм этого радионуклида. Варьирование уровня почвенного увлажнения в широких пределах практически не сказалось на трансформации (в течение изученного отрезка времени) подвижных форм радиоцезия аварийных выпадений.

В дальнейших опытах мы увеличили время взаимодействия твердой и жидкой фаз до 24 месяцев, выбрав их соотношение, равное 0,3 и 1,0. В этих опытах были использованы образцы 2-4 дерново-подзолистых почв с различным уровнем валового содержания радионуклидов и соотношением их физико-химических форм (см. табл. 2,3).

Проведенные исследования показали, что в вариантах опыта с низким уровнем увлажнения (к.о.=0,3), где вынос радионуклидов за пределы почвенного слоя отсутствует, физико-химическое состояние ^{90}Sr за период опыта не изменилось (табл.5). В переувлажненных почвах с промывным водным режимом (к.о.=1,0) вынос радионуклидов с гравитационной влагой за пределы почвенного слоя зависел от исходного содержания их подвижных форм в почве. Так из образцов почвы 2, 3 и 4 за период опыта вынесено 14, 35 и 66% ^{90}Sr соответственно. Причем, как правило, большему исходному содержанию подвижных форм соответствует большая величина выноса с гравитационной влагой. Сравнение статичных величин: исходного содержания подвижных форм ^{90}Sr в почвах и его содержания в фильтрующейся влаге показывает, что последнее либо меньше (образцы 2,3), либо совпадает с исходным содержанием подвижных форм (образец 4). Однако совпадение этих величин еще не свидетельствует о полном выносе подвижного стронция из почв. Как видно из таблицы 5, в

переувлажненных почвах имеет место лишь заметное снижение содержания подвижных форм этого радионуклида. Можно предположить, что пополнение пула подвижных соединений ^{90}Sr идет за счет трансформации прочно связанных форм.

Содержание $^{134+137}Cs$ в свободной гравитационной влаге за время эксперимента составило 0,1 , 0,3 и 1,3% для образцов почв 2, 3 и 4 соответственно. В то же время количество подвижных соединений $^{134+137}Cs$ в исходных почвах изменялось от 3 до 10% (Табл.5). Как правило, приблизительно на этом уровне оно сохранилось и к моменту окончания опыта. Следует отметить, что содержание изученных форм радиоцезия в почвах практически не зависело от уровня их увлажнения.

Незначительный вынос подвижного радиоцезия из почв потоком свободной воды компенсировался трансформацией его прочно связанных соединений и, как следствие, сохранением его потенциальной подвижности в почве. Т.о. в отличие от эффекта старения ^{137}Cs,

Таблица 5.

Влияние уровня обводненности на содержание физико-химических форм радионуклидов в почвах

Образец	К. о.	Водорастворимая	Обменная	Прочно закрепленная
Стронций-90				
2	В.с.*	1,2±0,4	39.9±0,9	58,9±0,5
	0,3	2,8±0,8	38,4±1,7	58,8±2,0
	1,0	0,3±0,1	18,3±2,0	81,4±2,1
3	В.с	4,6±0,7	41,8±5,6	53,7±6,3
	0,3	5,9±1,6	41,3±7,1	52,7±7,3
	1,0	0,3±0,04	33,5±2,7	66,1±2,7
4	В.с	4,2±0,5	59,4±4,6	36,4±3,9
	0,3	3,1±0,7	60,2±5,5	36,7±5,8
	1,0	3,0±0,9	30,1±2,9	66,9±4,0
Цезий 134+137				
2	В.с	0,2±0,1	2,9±0,4	96,9±0,5
	0,3	0,2±0,05	4,4±0,4	95,4±0,4
	1,0	0,2±0,02	3,6±0,4	96,2±0,4
3	В.с	0,7±0,4	5,9±0,4	93,4±0,6
	0,3	0,2±0,03	3,6±0,2	96,3±0,3
	1,0	0,1±0,03	4,1±0,2	95,8±0,3
4	В.с	0,5±0,4	9,8±0,6	89,7±0,3
	0,3	0,6±0,2	7,5±0,7	91,9±0,6
	1,0	0,4±0,1	8,9±0,8	90,7±0,8

* - воздушно-сухие образцы

выявленного при изучении поведения глобальных радиоактивных выпадений (Погодин, 1973; Шагалова,1982; Моисеев и др., 1994), для $^{134+137}Cs$ аварийных выпадений можно говорить об обратном явлении – трансформации со временем его фиксированных соединений в подвижные. Механизм этого явления может сводиться к выщелачиванию и растворению топливных частиц, в виде которых часть радиоцезия поступила в почвенно-растительный покров в период аварии 1986 г.. Отсутствие эффекта старения в почвах 30-км зоны ЧАЭС, загрязненных топливными частицами, отмечалось в ряде натурных исследований проведенных в этом регионе (Бобовникова и др., 1990; Архипов, 1995).

Известно, что для радионуклидов, поступающих на земную поверхность с атмосферными выпадениями, растительный покров является первым экраном, существенно задерживающим их миграцию по экологическим цепочкам и отдельным элементам ландшафта. При этом радионуклиды концентрируются не только растениями, но и накапливаются в самой верхней органогенной части почвенного профиля. В лесных биогеоценозах эта часть профиля представлена лесными подстилками, включающими в себя спад растений на различных стадиях разложения. Таким образом, лесная подстилка является первым почвенным горизонтом, в котором происходит накопление и трансформация радионуклидов, откуда начинается их миграция. С другой стороны, в процессе разложения лесных подстилок высвобождается целый ряд органических веществ индивидуальной и специфической природы, способствующих увеличению подвижности радионуклидов в почвенном профиле (Тимофеев-Ресовский и др.,1966; Чеботина, 1968; Himes, Shufeldt, 1969; Blumfield et al., 1976). Степень разложения растительного опада, качественный и количественный состав образующихся при этом органических веществ, как известно, зависят от уровня почвенного увлажнения (Кононова, 1963; Александрова, 1980).

Учитывая эти обстоятельства, изучение влияния водного режима на миграцию и физико-химическое состояние радионуклидов продолжили на образцах лесных подстилок, различающихся как по уровню содержания, так и по прочности закрепления в них радионуклидов (см. табл.2,3). Коэффициенты обводненности в этих опытах составляли 0,3 и 8,0. При этом в вариантах с высоким уровнем увлажнения (к.о.=8,0) через слой лесной подстилки за период опыта проходили такие же объемы гравитационной влаги, как и в аналогичных вариантах опыта, проведенного на почвах (к.о.=1,0).

Результаты проведенных исследований показали, что за два года, независимо от уровня увлажнения, вес лесных подстилок снизился на 26-27%. За тот же период в разлагающейся лесной подстилке вариантов с низким уровнем увлажнения (к.о.=0,3) отмечено некоторое снижение содержания водорастворимых и прочно закрепленных соединений ^{90}Sr

и возрастание доли обменных (табл.6). В вариантах с высоким уровнем увлажнения (к.о.=8,0) за период опыта с гравитационной влагой из лиственной и хвойной лесных подстилок вынесено 23,6 и 36,1% ^{90}Sr, в расчете от валового содержания, соответственно. При этом относительное содержание водорастворимых соединений ^{90}Sr в них уменьшилось на 1,5-1,6%, а обменных форм на 4,9-6,7% по сравнению с исходным. Содержание подвижных соединений $^{134+137}Cs$ закономерно снижалось с увеличением обводненности лесных подстилок. В вариантах с высоким уровнем увлажнения из лиственной лесной подстилки за период опыта вынесено 4,7, а из хвойной – 8,1 % $^{134+137}Cs$ в расчете от валового содержания. Доля водорастворимых соединений $^{134+137}Cs$ при этом снизилась на 1,7-6,8%, а обменных на 2,9-5,2%.

Сравнительный анализ полученных данных позволяет заключить, что потенциальная подвижность ^{90}Sr в разлагающихся лесных подстилках поддерживается за счет трансформации его прочносвязанных соединений. Что касается радиоцезия, то снижение содержания его подвижных форм в хвойной лесной подстилке ниже, чем в лиственной. Причем в лиственной подстилке, выдерживавшейся в условиях промывного водного режима, оно по своей величине значительно превосходит количества нуклида, вынесенные с гравитационной влагой. Можно предположить, что снижение содержания подвижных форм $^{134+137}Cs$ в лиственной лесной подстилке обусловлено как выносом

Таблица 6.

Влияние уровня обводненности на содержание физико-химических форм радионуклидов в лесных подстилках

Образец	К. о.	Водорастворимая	Обменная	Прочно закрепленная
Стронций-90				
Хвойная	В.с.*	1,7±0,2	16,5±5,9	81,8±6,1
	0,3	0,5±0,1	27,8±5,7	68,7±5,7
	8,0	0,2±0,02	9,8±0,8	90,1±0,8
Лиственная	В.с	1,9±1,1	21,0±0,8	78,5±1,7
	0,3	0,9±0,2	28,3±3,3	70,8±3,2
	8,0	0,3±0,04	16,1±1,1	83,6±1,1
Цезий 134+137				
Хвойная	В.с	2,2±0,1	10,4±1,7	87,4±1,6
	0,3	1,3±0,1	9,5±0,5	89,2±0,5
	8,0	0,5±0,1	5,2±0,2	94,2±0,2
Лиственная	В.с	7,3±0,5	7,1±0,8	85,6±0,6
	0,3	1,1±0,1	5,0±0,2	93,9±0,3
	8,0	0,5±0,1	4,2±0,2	95,3±0,2

* - воздушно-сухие образцы.

миграционноспособных соединений радиоцезия с потоком гравитационной влаги, так и их трансформацией в прочносвязанные соединения. Механизм такого процесса может заключаться в необменной фиксации цезия органическим веществом, претерпевающим изменение качественного состава в результате разложения.

Сравнение данных, приведенных в таблицах 5 и 6, показывает, что в исходных образцах потенциальная подвижность ^{90}Sr в почвах выше, а $^{134+137}Cs$ ниже, чем в лесных подстилках. К концу опыта содержание подвижных форм радионуклидов в лесных подстилках и дерново-подзолистых почвах снижается в разной степени. По-разному соотносятся и количества радионуклидов, мигрировавших из почв или лесных подстилок с фильтрующейся гравитационной влагой. Поэтому для удобства сравнения подвижности радионуклидов в изученных модельных системах мы рассчитали отношение количеств радионуклидов, мигрировавших с гравитационной влагой за период опыта, к содержанию их подвижных форм в почвах или лесных подстилках. Оказалось, что для системы почва-раствор величина этих отношений составила для ^{90}Sr 0,3-1,0, для $^{134+137}Cs$ они были на порядок ниже – 0,04-0,12. В системе лесная подстилка-раствор величины этого отношения составляли 1,0-2,0 и 0,14-0,27 соответственно. Эти данные позволяют заключить, что в целом органический материал лесных подстилок удерживает радионуклиды аварийных выпадений менее прочно, чем почвы. По-видимому, подвижность радионуклидов в системе лесная подстилка-раствор определяется, наряду с содержанием их подвижных форм, скоростью и характером разложения органогенного материала.

Как показано выше, лесные подстилки, загрязненные радиоактивными выпадениями, сами являются источником подвижных соединений радионуклидов. Поэтому представляло интерес проследить за судьбой

Таблица 7.

Поступление радионуклидов и водорастворимого углерода в почву из лесных подстилок (в скобках указаны количества, мигрировавшие за пределы почвенного фильтра), % от валового содержания.

Элемент	Хвойная		Лиственная	
	К.о. 0,3	К.о. 1,0	К.о. 0,3	К.о. 1,0
^{90}Sr	4,1±0,5 (0)	30,7±0,5 (27,3)	3,8±0,6 (0)	24,8±0,6 (21,1)
$^{134+137}Cs$	2,9±0,4 (0)	8,1±0,4 (0)	0,7±0,4 (0)	4,7±0,4 (0)
C	не опр.	3,6±0,4 (3,2)	не опр.	1,8±0,4 (1,0)

миграционноспособных форм радионуклидов, поступающих из лесной подстилки в почву. Для опытов использовали образцы лесных подстилок и дерново-подзолистой почвы (образец 4). Почву, с помещенным на нее слоем подстилки, выдерживали при уровнях увлажнения, соответствующих коэффициентам обводненности 0,3 и 1,0. В качестве контроля использовали варианты опыта, в которых в тех же условиях выдерживались отдельно образцы почвы или подстилок. Опыт продолжался 2 года.

Результаты проведенных опытов показали, что за два года в вариантах с низким уровнем увлажнения (к.о.=0,3) из разлагающихся хвойной и лиственной лесных подстилок поступило в почву 3,8-4,1% ^{90}Sr и 0,7-2,9% $^{134+137}Cs$ в расчете от их исходного содержания (Табл.7). При избыточном увлажнении (к.о.=1,0) вынос ^{90}Sr возрастает в 9-10 раз, а $^{134+137}Cs$ в 2-5 раз, причем оба радионуклида легче вымываются из хвойной подстилки. В вариантах с низким уровнем увлажнения ^{90}Sr , поступающий из лесных подстилок, полностью поглощается почвой, тогда как в условиях затопления и периодической фильтрации влаги (к.о.=1,0) основное количество нуклида мигрирует за пределы почвенного фильтра вместе с водорастворимыми органическими веществами. Радиоцезий в меньшей степени высвобождается из лесных подстилок, а его количества, перешедшие в жидкую фазу, полностью поглощаются почвой. В результате за период опыта валовое содержание ^{90}Sr в почве с низким уровнем увлажнения (к.о.=0,3) увеличилось примерно в 2,5 раза, а в условиях повышенной обводненности в 4-6 раз (табл.8). При этом ^{90}Sr, поступивший в почву из лесных подстилок, распределился так, что относительное содержание обменной формы возросло на 19-28%, а прочно закрепленной, соответственно, - снизилось.

Сравнение вариантов опыта по уровню увлажнения показывает, что часть обменных соединений радиостронция вымывается из почвы потоком фильтрующейся влаги. Это явление в переувлажненных почвах с промывным водным режимом наблюдалось нами ранее (Михайловская и др.,1992). Радиоцезий, перешедший в жидкую фазу из лесной подстилки, полностью поглощается почвой, обогащая ее обменными формами.

Таким образом, наблюдаемое в изученных модельных системах изменение физико-химического состояния ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ аварийных выпадений не может быть обусловлено только выносом их подвижных форм. Наряду с водной миграцией в переувлажненных почвах и лесных подстилках происходит перераспределение радионуклидов между различными группами соединений.

Роль различных форм почвенной влаги в миграции радионуклидов в почве

Выше было рассмотрено физико-химическое состояние ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$

аварийных выпадений ЧАЭС в дерново-подзолистых почвах и лесных подстилках. Оценены особенности перехода этих радионуклидов в жидкую фазу в зависимости от количественного соотношения их физико-химических форм. При этом рассматривались различные уровни обводненности почв и лесных подстилок: от низкого (меньше ПВ) до полного и избыточного их затопления. О подвижности радионуклидов в таких системах судили, в частности, по их способности переходить в наиболее подвижную форму свободной почвенной влаги – гравитационную. Ранее в серии работ по изучению особенностей перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в различные категории почвенной влаги было установлено, что ^{90}Sr преимущественно перемещается с потоком гравитационной воды, а ^{137}Cs с менее подвижной, удерживаемой капиллярно-сорбционными силами, почвенной влагой (Караваева, Молчанова, 1979; Караваева и др., 1979; Молчанова, Караваева, 1979; Михайловская и др., 1992).

В связи с изложенным, представляло интерес оценить особенности поступления радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС, представленных в почвах разными физико-химическими формами, в различающиеся по своей подвижности формы почвенной влаги.

Таблица 8.

Влияние лесной подстилки и уровня увлажнения на распределение физико-химических форм радионуклидов в почве.

К.о.	Тип подстилки	Содержание, кБк/кг	Физико-химические формы, %		
			Водорастворимые	Обменные	Прочно закрепленные
Стронций-90					
0,3	Без подст.	1,0±0,3	3,1±0,7	60,2±5,5	36,7±5,8
	Хвойная	2,3±0,3	0,7±0,1	81,6±2,6	17,7±2,7
	Лиственная	2,7±0,5	1,0±0,2	81,7±5,5	17,3±5,3
1,0	Без подст.	0,4±0,2	3,0±0,9	30,1±2,9	66,9±4,0
	Хвойная	1,7±0,3	3,6±0,9	49,7±5,4	46,7±6,1
	Лиственная	2,5±0,3	4,4±1,3	58,1±3,5	37,5±3,7
Цезий-134+137					
0,3	Без подст.	2,5±0,2	0,6±0,2	7,5±0,7	91,9±0,6
	Хвойная	4,0±0,5	0,4±0,1	21,3±0,7	78,3±0,6
	Лиственная	2,8±0,3	0,5±0,2	21,8±1,5	77,8±1,5
1,0	Без подст.	2,5±0,2	0,4±0,1	8,9±0,8	90,7±0,8
	Хвойная	5,0±0,3	1,0±0,1	26,0±1,0	73,0±1,0
	Лиственная	5,2±0,5	0,5±0,1	19,1±2,2	80,4±2,3

Динамика перехода радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в гравитационную влагу из почв и лесных подстилок

Изучение динамики перехода радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в гравитационную влагу проводили на переувлажненных дерново-подзолистых почвах (образцы 2-4, к.о.=1,0) и лесных подстилках (к.о.=8,0), описанных выше. Продолжительность опытов 2 года.

Как показали предыдущие исследования, в результате выноса миграционноспособных форм радионуклидов фильтрующейся влагой, снижается их валовое содержание в почвах и изменяется соотношение физико-химических форм (Михайловская и др., 1992; Михайловская, 1996). Учитывая это обстоятельство, для сравнительной оценки миграционной способности радионуклидов в системе почва-гравитационная вода мы использовали величины, условно назвав их коэффициентами распределения, представляющие отношение содержания радионуклидов в гравитационной влаге к их содержанию в почве в данный момент времени. Оказалось, что при последовательном промывании почв с различным качественным составом и количественным содержанием ^{90}Sr, кривые, отображающие динамику его поступления в гравитационную влагу, имеют одинаковый характер (рис.1). В них можно выделить две составляющие: первая характеризует интенсивный вынос ^{90}Sr и охватывает начальный период опыта – примерно 4-6 месяцев. В этот период отмечается снижение поступления ^{90}Sr в каждую последующую порцию фильтрующейся влаги. В результате величина коэффициентов распределения для разных почвенных образцов снижается от 0,02-0,06 в начале опыта до 0,005-0,03, по прошествии 4-6 месяцев. Вторая составляющая десорбционных кривых характеризует период относительно стабильного поступления ^{90}Sr в гравитационную влагу. На этом этапе величина коэффициентов распределения колеблется вокруг средних величин 0,005 , 1,01 и 0,03 характерных для разных образцов дерново-подзолистых почв. При этом, чем меньше содержание подвижных форм нуклида в исходной почве, тем ниже величина коэффициентов распределения. Аналогичный характер изменения подвижности отмечен и для $^{134+137}Cs$ (рис.2). Однако, относительное содержание в гравитационной влаге миграционноспособных форм цезия было примерно на два порядка величин ниже, чем ^{90}Sr; величина коэффициентов распределения в начале опыта составляла (1,6-14,2) 10^{-4} , затем она снижалась, и в период относительной стабилизации варьировала вокруг средних значений составляющих для разных почвенных образцов (0,3-4,9) 10^{-4}.

Для сравнительной оценки масштабов водной миграции радионуклидов весь период опыта разделили на пять временных этапов, каждый из которых составлял примерно 4 месяца. За такой период времени через слой почвы проходило количество влаги, соответствующее водному столбу высотой 400 мм. Эта величина близка к количеству

годовых метеорологических осадков в зоне ЧАЭС (Тихомиров и др., 1992). Оказалось, что большей потенциальной подвижности ^{90}Sr, характерной для образца 4 дерново-подзолистой почвы, соответствует и максимальный вынос этого радионуклида с фильтрующейся гравитационной влагой (рис.3). Вследствие интенсивного выноса миграционноспособных форм ^{90}Sr его поступление в гравитационную влагу с течением времени снижается. Наименьшему содержанию подвижных форм ^{90}Sr в образце 2 соответствует особенно низкий его переход в гравитационную влагу, поступление в которую варьирует на протяжении всего периода наблюдений в пределах 1,4-4,2%. Миграция $^{134+137}Cs$ со свободной гравитационной водой за пределы почвенного фильтра на 2 порядка величин ниже, чем ^{90}Sr (рис.4). Однако его поступление в эту форму влаги, так же, как и для ^{90}Sr, зависело от содержания в почвах подвижных форм. Следует отметить, что масштабы водной миграции радионуклидов из дерново-подзолистых почв, наблюдаемые в эксперименте, оказались очень близки к таковым в натурных условиях (Тихомиров и др., 1992; Анисимов, 1995). В долгосрочном эксперименте при высоком уровне увлажнения органический материал лесных подстилок разлагается в результате изменяется масса и физико-химические свойства самих образцов (Малишевская, Титов,1977; Богатырев, 1996). Это обстоятельство отразилось на поведении в них радионуклидов. В отличие от почвенных образцов, подвижность ^{90}Sr в системе лесная подстилка-раствор закономерно снижалась в течение всего периода наблюдений так, что величины коэффициентов распределения для обеих лесных подстилок снизились на порядок величин (рис.5). Максимальная подвижность $^{134+137}Cs$ отмечена при взаимодействии лесной подстилки с первой порцией фильтрующейся влаги (коэффициенты распределения 0,013-0,029) (рис.6). Поступление радиоцезия в последующие порции резко снижается и затем удерживается на одном уровне так, что величина коэффициентов распределения для хвойной и лиственной лесных подстилок на протяжении всего опыта колеблется вокруг $0,5 \cdot 10^{-3}$. Вынос ^{90}Sr с потоком фильтрующейся влаги из обоих исследованных образцов снижается с течением времени так, что к концу опыта (2 года) за пределы лесных подстилок мигрирует примерно в 4 раза меньше стронция, чем в начале (рис.7). $^{134+137}Cs$ выносится из лесных подстилок в меньшей степени, чем ^{90}Sr (рис.8). Его содержание в гравитационной влаге изменяется за период опыта от 1,6-3,0% до 0,04-0,07%.

Таким образом, на начальных этапах опыта поступление радионуклидов из дерново-подзолистых почв и лесных подстилок в свободную гравитационную влагу постепенно снижается, затем процесс стабилизируется, и подвижность радионуклидов может длительное время оставаться без изменений. Как правило, максимальному поступлению радионуклидов в свободную гравитационную влагу

соответствует наибольшее содержание их подвижных форм в почве и лесной подстилке. При этом, чем выше подвижность ^{90}Sr в почве, тем интенсивнее снижается его содержание в системе в целом и поступление в исследуемую форму влаги с течением времени. Следует отметить, что поступление ^{90}Sr в гравитационную влагу из хвойной лесной подстилки было, как правило, выше, чем из лиственной. В целом из лесных подстилок радионуклиды вымываются гравитационной влагой интенсивнее, чем из почвенных образцов, отобранных на тех же участках 30-км зоны ЧАЭС.

Распределение радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС между разными формами почвенной влаги

Оценив переход радионуклидов в гравитационную воду и ее роль в миграционных процессах, далее изучили распределение ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ между гравитационной и капиллярно-сорбционной формами почвенной влаги. Для этого использовали дерново-подзолистую почву, отобранную в 3-х километрах от ЧАЭС (образец 1). Почву в течение 4 или 24 месяцев выдерживали при разных уровнях увлажнения. Коэффициенты обводненности варьировали от 0,3 до 1,2. По прошествии указанного периода времени выделяли ту часть жидкой фазы почв, которая представлена гравитационной и капиллярно-сорбционной влагой.

Оказалось, что содержание радионуклидов аварийных выпадений в выделенной жидкой фазе почв невелико и составляет десятые и сотые доли процента от их валового количества (табл.9).

Таблица 9.

Содержание радионуклидов в жидкой фазе дерново-подзолистых почв, % от валового содержания.

Источник загрязнения	Время, месяцы	К.о.	^{90}Sr	$^{134+137}Cs$
Аварийные выпадения ЧАЭС	4	0,3	0,10±0,02	0,02±0,007
		0,5	0,11±0,03	0,02±0,001
		1,0	0,11±0,01	0,02±0,004
		1,2	0,10±0,02	0,03±0,006
	24	0,3	0,14±0,02	0,01±0,003
		0,5	0,14±0,03	0,01±0,002
		1,0	0,14±0,03	0,01±0,001
Искусственное внесение	1	0,3	0,9	0,04
		0,5	1,4	0,18
		1,0	2,1	0,38

В соответствии с большей подвижностью ^{90}Sr во всех случаях его содержание в жидкой фазе почв было в 5-10 раз выше, чем $^{134+137}Cs$. Для сравнения в этой же таблице приведены данные (Караваева и др., 1979), характеризующие переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в жидкую фазу при искусственном внесении их в почву в виде водорастворимых соединений в краткосрочном эксперименте (продолжительность опыта 1 месяц). Видно, что радионуклиды, внесенные в почву в виде водораст-воримых соединений, характеризуются большей подвижностью. Их содержание в жидкой фазе было в среднем на порядок величин выше и, как правило, возрастало с увеличением уровня обводненности почвы. Однако и в этом случае содержание ^{90}Sr в жидкой фазе почвы в 5-20 раз превышало содержание ^{137}Cs.

Изучение распределения радионуклидов по изученным формам почвенной влаги показало, что при высоких уровнях увлажнения концентрация ^{90}Sr во влаге, удерживаемой капиллярно-сорбционными силами, выше, чем в гравитационной (рис.9). С увеличением обводненности почвы концентрация ^{90}Sr снижалась в обеих формах влаги. Это указывает на наличие эффекта разбавления подвижных соединений радионуклида, способных переходить из почвы в раствор. С увеличением продолжительности затопления почвы зависимость сохраняется. При этом концентрация радионуклида во влаге, удерживаемой капиллярно-сорбционными силами, не изменяется (имеющиеся различия статистически не достоверны), а концентрация его в гравитационной влаге увеличивается по сравнению с четырехмесячной экспозицией. Варьирование поступления ^{90}Sr в гравитационную почвенную влагу в период относительной стабилизации (4-24 месяца от начала опыта) отмечалось и в опыте с образцами 2-4 дерново-

Таблица 10.

Распределение радионуклидов между гравитационной (а) и капиллярно-сорбционной (б) влагой, % от содержания в жидкой фазе.

Время, месяцы	К.о.	Объем		^{90}Sr		$^{134+137}Cs$	
		а	б	а	б	а	б
4	0,3	-	100	-	100	-	100
	0,5	15	85	7±2	93±2	16±8	84±8
	1,0	75	25	52±3	48±3	14±4	86±4
24	0,3	-	100	-	100	-	100
	0,5	16	84	14±3	86±7	19±4	81±4
	1,0	74	26	63±9	37±9	23±5	77±5

подзолистых почв, описанном выше.

$^{134+137}Cs$, перешедший в условиях опыта в жидкую фазу почв, как правило, удерживается в капиллярно-сорбционной форме влаги. С увеличением обводненности концентрация $^{134+137}Cs$ в изученных формах влаги снижается. В вариантах с уровнями увлажнения, соответствующими к.о. 0,5 и 1,0 наблюдается снижение концентрации этого радионуклида во влаге, удерживаемой капиллярно-сорбционными силами и с течением времени.

Для того, чтобы нагляднее представить роль различных форм почвенной влаги в миграционных процессах, в табл.10 приведено распределение радионуклидов между изученными формами почвенной влаги, выраженное в процентах от суммарного их содержания в жидкой фазе почв. Видно, что при к.о. 0,3 и 0,5 в почве преобладает капиллярно-сорбционная форма влаги, в которой удерживаются основные количества как ^{90}Sr (86-100%), так и $^{134+137}Cs$ (81-100%), перешедших в жидкую фазу. В условиях затопления (к.о.=1,0) основной объем жидкой фазы представлен гравитационной водой, в которую переходит до 63% стронция, а основное количество цезия по-прежнему удерживается менее подвижными формами почвенной влаги.

Заключение

Проведенные исследования показали, что соотношение физико-химических форм ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ аварийных выпадений ЧАЭС и, как следствие, их подвижность в почвах и лесных подстилках может изменяться с течением времени. Трансформация физико-химических форм радионуклидов со временем носит сложный характер и существенным образом зависит от водного режима. Так, избыточное увлажнение и промывной водный режим приводят к снижению содержания в почвах и лесных подстилках подвижных форм радионуклидов. Это явление характерно в большей степени для ^{90}Sr, чем для $^{134+137}Cs$ и выражено тем резче, чем выше исходное содержание подвижных форм радионуклидов в исследуемых образцах. С течением времени этот процесс стабилизируется, и подвижность радионуклидов в переувлажненных почвах сохраняется неизменной.

Наряду с миграцией подвижных форм радионуклидов, приводящей к изменению содержания их физико-химических форм в почвах и лесных подстилках, достаточно часто наблюдается перераспределение радионуклидов между изученными физико-химическими формами с течением времени. Причем ^{90}Sr преимущественно переходит из прочно закрепленных форм в более подвижные соединения. Трансформация физико-химических форм $^{134+137}Cs$ может идти как из прочно закрепленных форм в более подвижные, так и наоборот: из подвижных - в прочно закрепленные. Высвобождаясь из лесных подстилок при их разложении, ^{90}Sr и $^{134+137}Cs$ поступают в почву, обогащая ее подвижными формами.

Изучение распределения радионуклидов аварийных выпадений между разными формами почвенной влаги показало, что радиоцезий удерживается преимущественно в капиллярно-сорбционной влаге, а ^{90}Sr легко переходит в гравитационную ее форму. Количество ^{90}Sr, мигрирующего с потоком свободной влаги, может снижаться как вследствие снижения его общего содержания в почве, так и содержания его подвижных форм. В целом парциальное участие гравитационной влаги в миграции радионуклидов тем выше, чем выше содержание их подвижных форм в почвах, но эта зависимость не всегда имеет линейный характер.

Литература

Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.

Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва-растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 25 с.

Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.

Архипов А.Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС : Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 26 с.

Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990. N10. С. 20-25.

Богатырев Л.Г. Образование подстилок – один из важнейших процессов в лесных экосистемах // Почвоведение. 1996. N4. С. 501-511.

Вирченко Е.П., Агапкина Г.И. Радионуклид-органические соединения в почвах зоны влияния Чернобыльской АЭС// Почвоведение. 1993. N1. С. 13-18.

Возбуцкая А.Е. Химия почвы. М.: 1968. 427 с.

Дричко В.Ф., Цветкова В.В. Сорбционная модель поступления радионуклидов из почвы в растения // Почвоведение. 1990. N10. С. 35-40.

Израэль Ю.А., Соколовский В.Г., Соколов В.Е. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС// Атомная энергия. 1988. Т. 64, вып.1. С. 28-40.

Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Роль некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве // Экология. 1979. N1. С. 48-52.

Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Влияние влажности

почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва-раствор// Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 3-12.

Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Режим почвенного увлажнения и миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове// Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. С. 3-16.

Карпачевский Л.О. Некоторые особенности разложения лесного опада // Проблемы лесного почвоведения. М.: Наука. 1973. С.51-65.

Кононова М.М. органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.

Круглов С.В., Алексахин Р.М., Васильева Н.А. и др. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / / Почвоведение. 1990. N10. С. 27-34.

Малишевская В.В., Титов Ю.В. О начальных стадиях разложения растительного опада в еловых лесах южной тайги // Экология. 1977. N3. С. 29-35.

Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974. 166 с.

Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А.Н. Марея, А.С. Зыковой. М.: 1980. 336 с.

Михайловская Л.Н. Влияние режима почвенного увлажнения на трансформацию физико-химических форм радионуклидов чернобыльских выпадений// Проблемы экологии и охраны окружающей среды. Екатеринбург, 1996. С.183-184.

Михайловская Л.Н., Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Влияние режима увлажнения на подвижность радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Экология. 1992. N2. С. 76-79.

Моисеев И.Т., Агапкина Г.И., Рерих Л.А. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов // Агрохимия. 1994. N2. С. 103-116.

Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Распределение радиоизотопов в системе почва-почвенный раствор в зависимости от влажности почвы // Экология. 1971. N1. С. 107-109.

Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве с капиллярной влагой // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. С. 29-33.

Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Физико-химические формы миграции радионуклидов в почвах, примыкающих к АЭС // 1 Всесоюз. радиобиологический съезд, Москва, 21-27 августа, 1989: Тез. докл. Пущино, 1989. Т.II. С. 486-487.

Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Влияние режима увлажнения на миграцию радионуклидов в почве аварийной зоны Черно-

быльской АЭС // Тез. докл. IV конф. "Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере". Гомель, 1990. С.49.

Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

Павлоцкая Ф.И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореф. дис. ... Д-ра хим. наук. М., 1981. 43 с.

Плохинский Н.А. Биометрия. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1970. 366 с.

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

Пристер Б.С., Омельяненко Н.П., Перепелятникова Л.В. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1990. N10. С. 51-60.

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

Роде А.А. Основы учения о почвенной влаге . Гидрометеоиздат, 1965.

Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика. Минск: Высш. шк., 1967. 328 с.

Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тимофеева Н.А. и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М., 1966. С. 46-80.

Тихомиров Ф.А., Кляшторин А.Л., Щеглов А.И. Радионуклиды в составе вертикального внутрипочвенного стока в лесных почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1992. N6. С. 38-44.

Тюрюканова Э.Б. Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976. 128 с.

Цветаева Н.Е., Филин В.М., Иванова Л.А. и др., Использование моноизооктилметилфосфоновой кислоты и миомфата трехвалентного железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах // Атомная энергия. 1984. Т. 57, вып.2. С. 114-117.

Чеботина М.Я. Влияние водных экстрактов из растительного материала на подвижность радиоизотопов в почве: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск. 1968. 18 с.

Чеботина М.Я., Молчанова И.В. Влияние растительного опада на вертикальную миграцию стронция-90 в почве // Экология. 1972. N6. С. 84-85.

Шагалова Э.Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белоруссии // Почвоведение. 1982. N11. С. 26-33.

Bloomfield C., Kelso W.L., Pruden G. Reactions between metals and

humifeld organic matter // Soil Sci. 1976. V. 27. N1. P. 16-37.

Evans E.J., Dekker A.J. The fixation and plant recovery of ^{137}Cs // Soil Sci. 1969. V. 137. N3. P. 175-180.

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.

Liu Dai-Chin, Hsu Chun-Nan, Chuang Chi-Lung. Ion-exchange and sorption kinetics of cesium and strontium in soils // Appl. Radiat. and Isotop. 1995. V.46, N9. P.839-846.

Shalhevet J. Effect of mineral type soil moisture content on plant uptake of Cs-137// Radiation Botany. 1973. N 13. P. 165-171.

Рисунки к статье

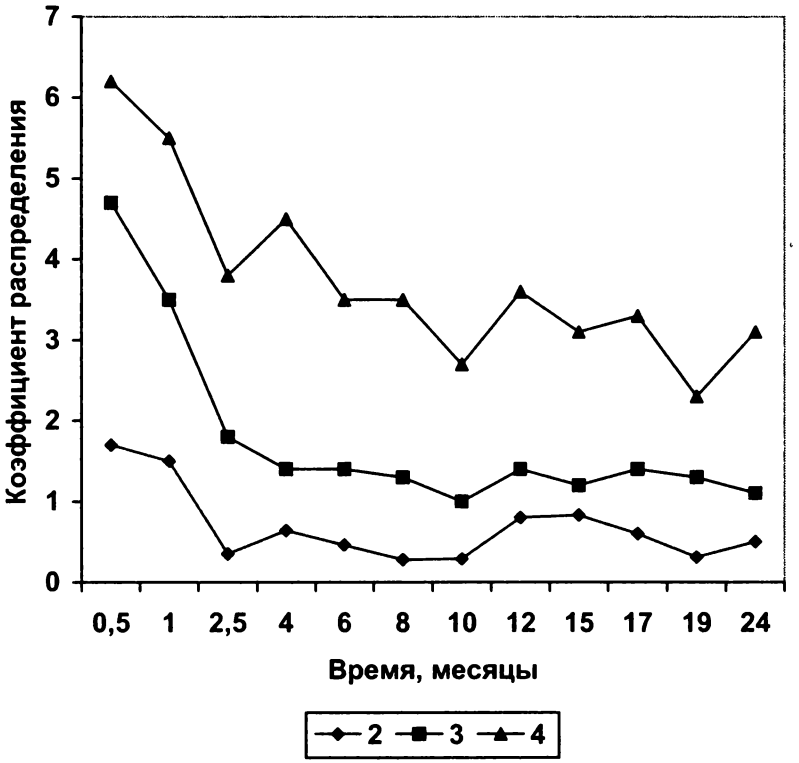


Рис.1. Динамика поступления ^{90}Sr в гравитационную влагу из дерново-подзолистых почв; 2,3,4 – образцы почв.

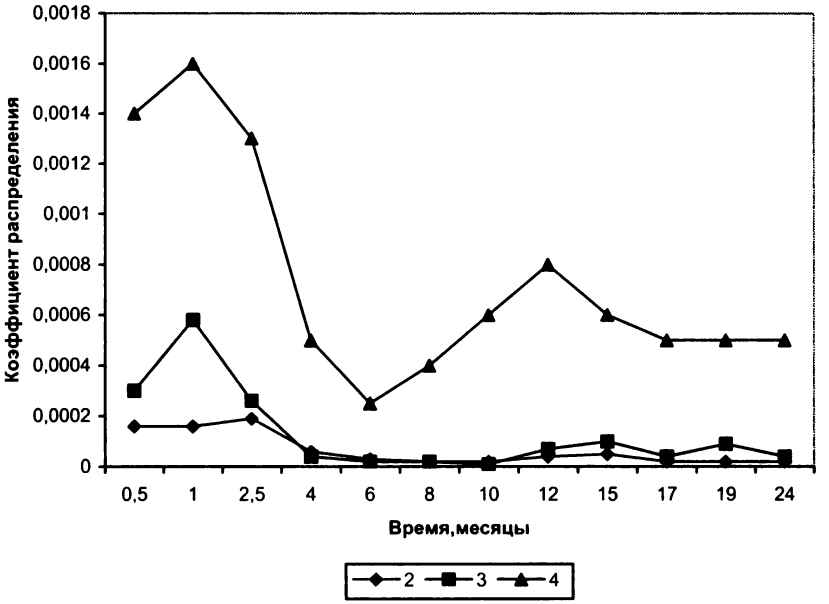


Рис.2. Динамика поступления $^{134+137}Cs$ в гравитационную влагу из дерново-подзолистых почв; 2,3,4- образцы почв.

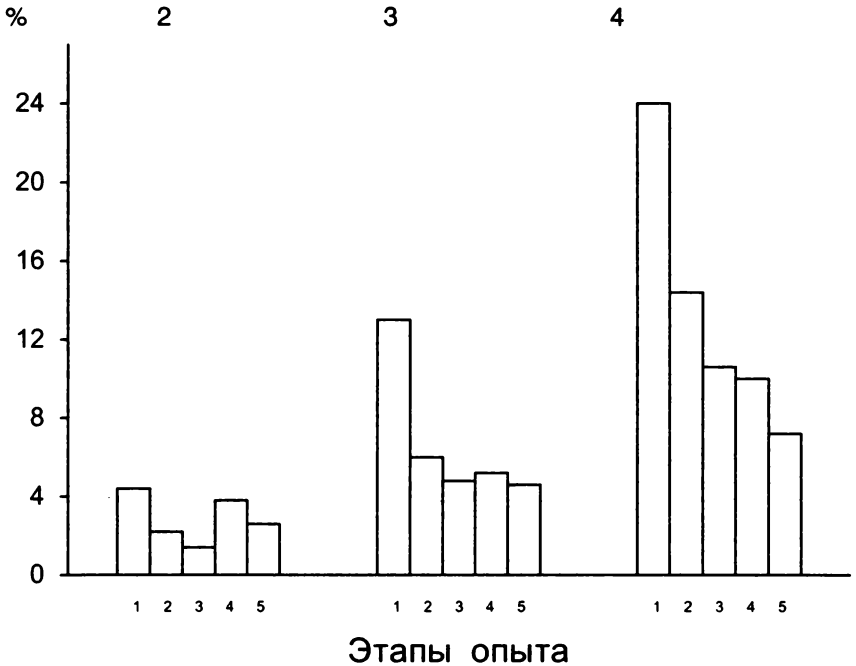


Рис. 3. Динамика выноса ^{90}Sr гравитационной влагой из дерново-подзолистых почв, % от исходного содержания в колонке, 2-4 - образцы почв.

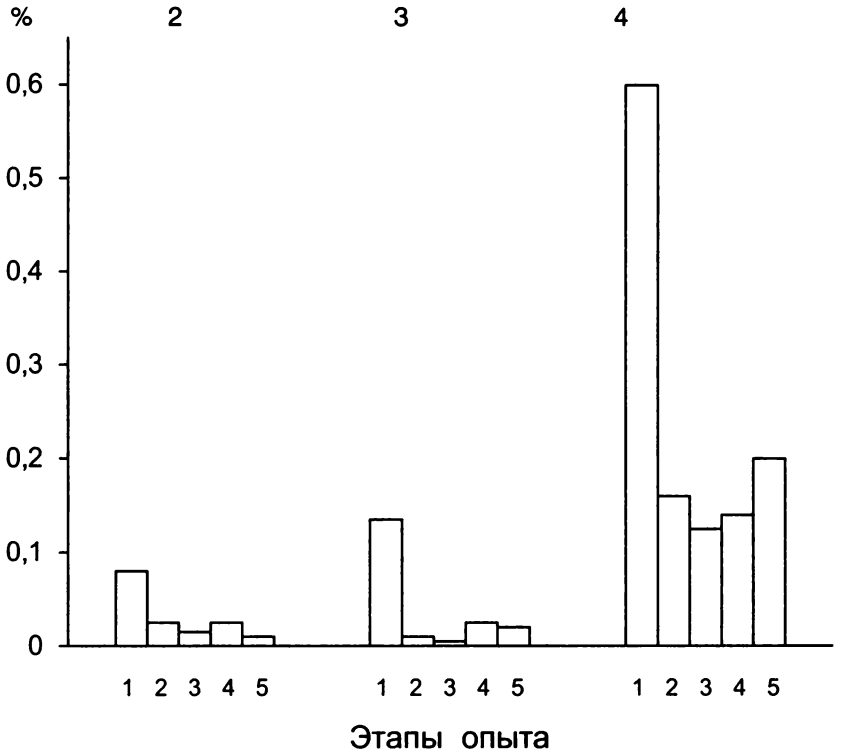


Рис. 4. Динамика выноса $^{134+137}Cs$ гравитационной влагой из дерново-подзолистых почв, % от исходного содержания в колонке, 2-4 - образцы почв.

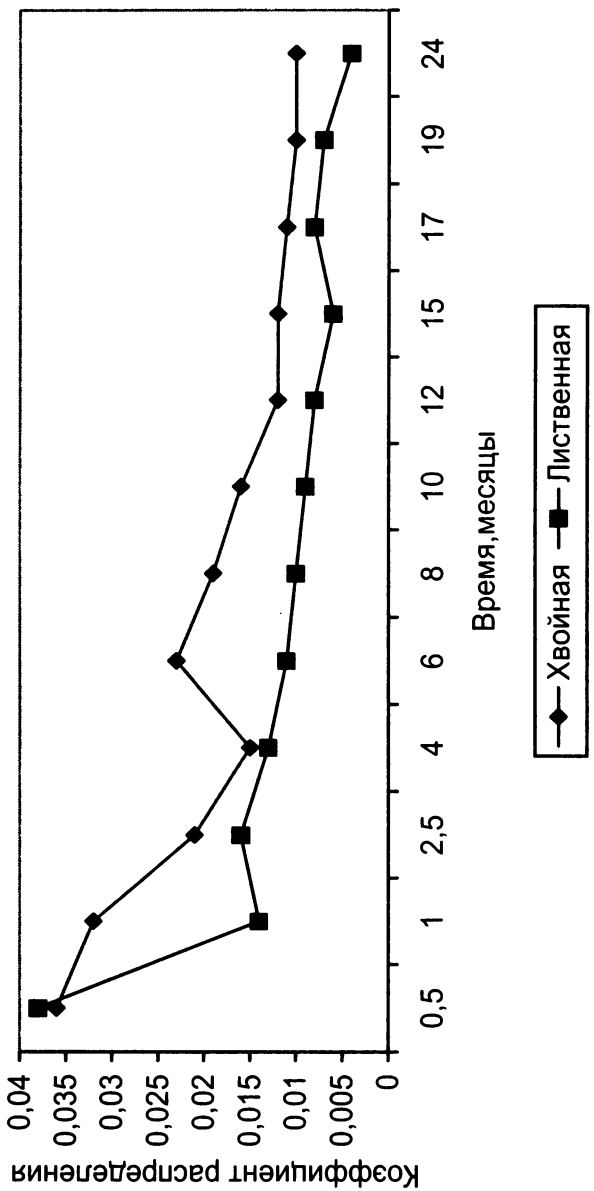


Рис.5. Динамика поступления ^{90}Sr из лесных подстилок в гравитационную влагу.

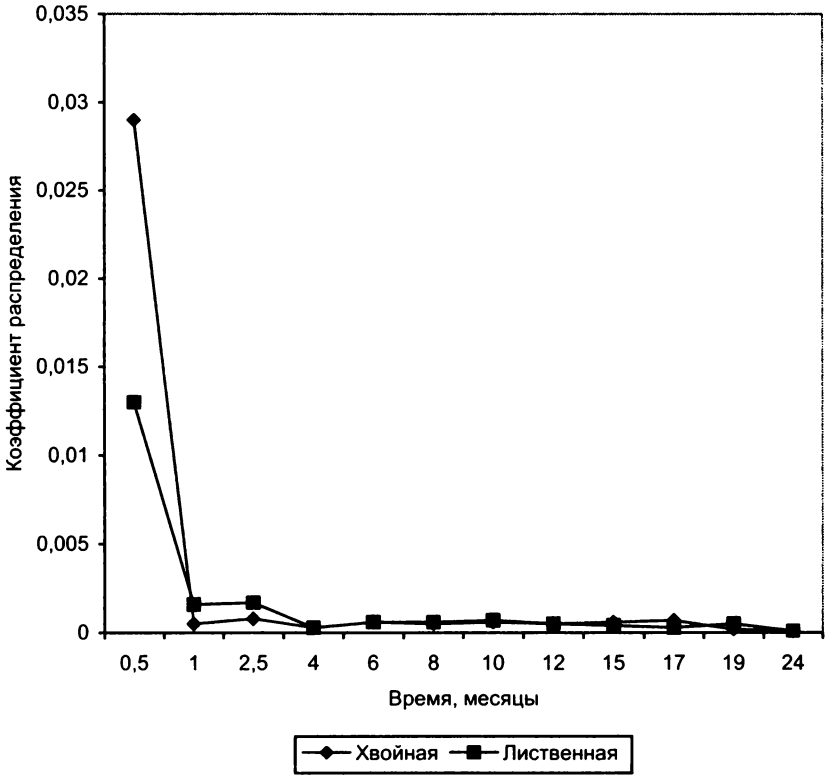


Рис.6. Динамика поступления $^{134+137}Cs$ из лесных подстилок в гравитационную влагу.

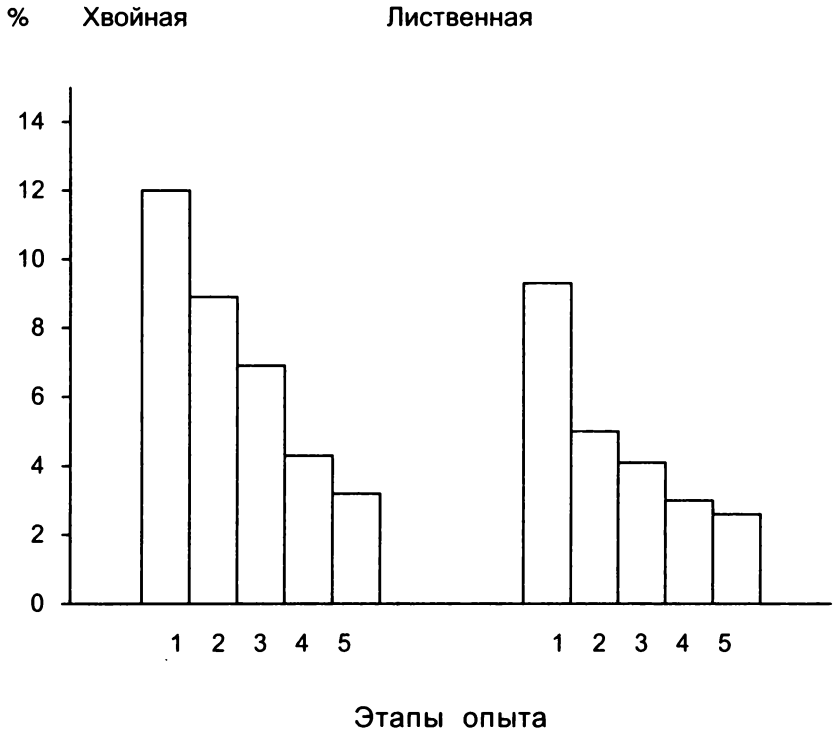


Рис. 7. Динамика выноса ^{90}Sr гравитационной влагой из лесных подстилок.

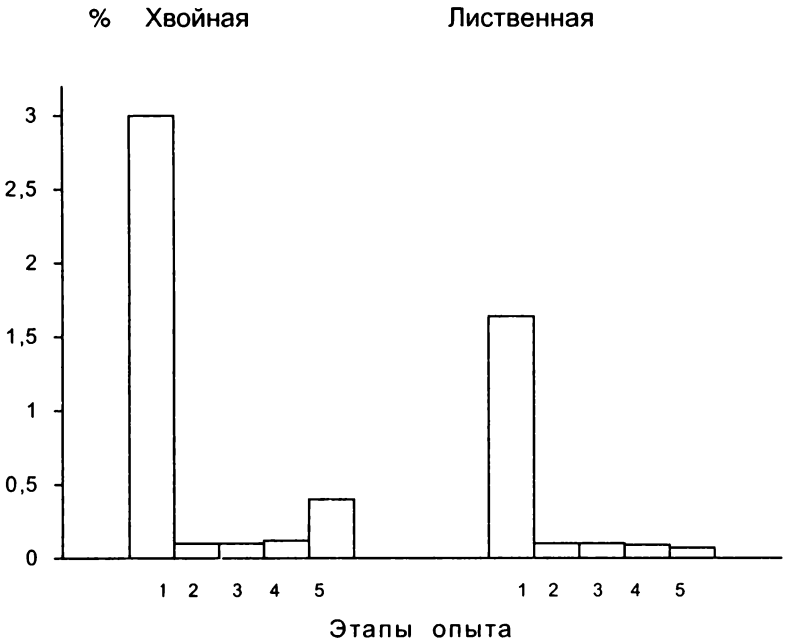


Рис. 8. Динамика выноса $^{134+137}Cs$ гравитационной влагой из лесных подстилок.

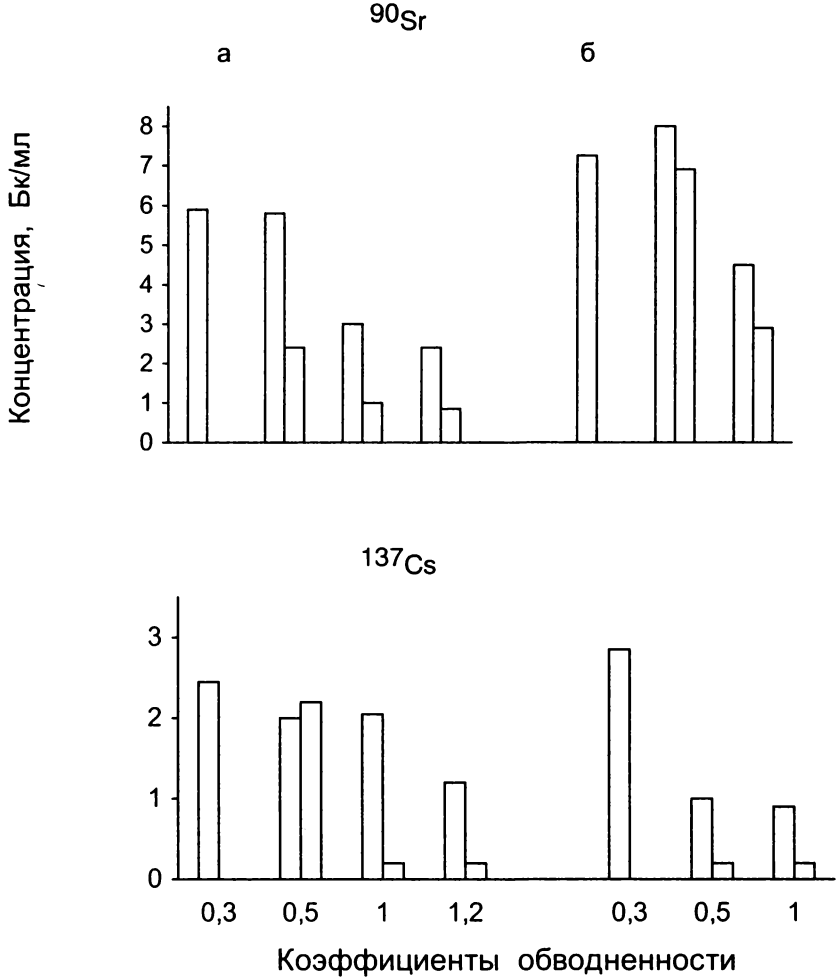


Рис. 9. Влияние уровня увлажнения дерново-подзолистой почвы на концентрацию радионуклидов в связанной (заштрихованные столбики) и свободной (белые столбики) категориях влаги. Продолжительность опыта : а - 4; б - 24 месяца.

ОПЫТ ПРОВЕДЕНИЯ РАДОНОВОГО ОБСЛЕДОВАНИЯ ТЕРРИТОРИИ НА ПРИМЕРЕ АРТЕМОВСКОГО РАЙОНА СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А.А.Екидин, А.В.Вожаков, М.В.Жуковский, И.В.Ярмошенко.
Институт промышленной экологии УрО РАН

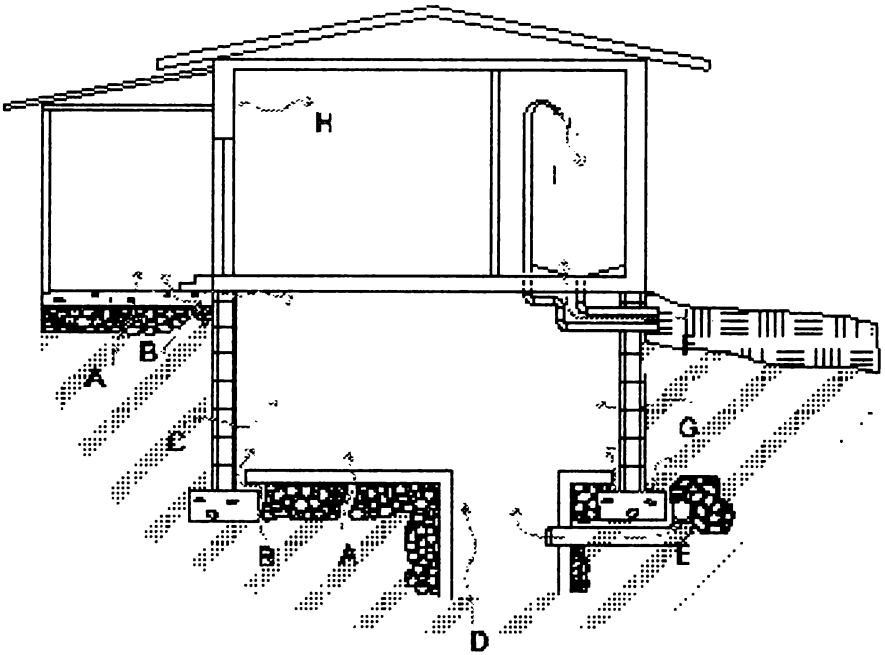
Введение

В области знаний по защите от воздействия ионизирующего излучения является признанным фактом то, что инертный радиоактивный газ радон и его дочерние продукты (ДПР) являются доминирующим фактором облучения населения. Среди природных источников ионизирующих излучений радон вместе с ДПР ответственен примерно за 68% годовой индивидуальной эффективной эквивалентной дозы. При рассмотрении всех существующих источников излучений изотопы радона дают вклад 55% получаемой населением дозы [1]. Именно дозы от изотопов радона практически определяют значение средней суммарной дозы облучения населения региона и, следовательно, радиационную обстановку в регионе.

Радон - самый тяжелый из инертных газов. Температура его сжижения -62°С. В нормальных условиях плотность радона в 7,5 раз выше плотности воздуха. Радон-222 образуется в природе как продукт радиоактивного распада в радиоактивной цепочке, основоположником которой является ^{238}U, ^{220}Rn - в ряду распада ^{232}Th, а ^{219}Rn - член актиноуранового ряда с материнским нуклидом ^{235}U [2]. С точки зрения радиационной безопасности основной интерес представляют ^{222}Rn (радон) и ^{220}Rn (торон). Радон-219 (актинон) может оказывать воздействие лишь в специфических случаях, связанных с загрязнением помещения продуктами переработки уранового сырья, содержащими селективно экстрагированные радионуклиды актиноуранового ряда ^{227}Ac и ^{231}Pa [3].

При распаде радона и торона образуются цепочки короткоживущих α- и β - активных радионуклидов – дочерние продукты распада (табл.1.). Вследствие большого периода полураспада RaD (^{210}Pb) его объемная активность в воздухе никогда не достигает значимых величин, и рассмотрение цепочки распада ^{222}Rn ограничивают радионуклидами RaC-RaC' (^{214}Bi-^{214}Po) [4].

Радон содержится в атмосферном воздухе, воздухе почвы, подземных и поверхностных водах. Основными источниками поступления радона в помещение являются почва под зданием и строительные материалы. Перенос атомов радона по пористым средам осуществляется в основном путем конвекции или диффузии [5]. Конвекционный перенос обусловлен метеорологической разностью давлений. Скорость этого переноса существенно меняется во времени и с трудом



A Щели в фундаменте;
B Щели между фундаментом и полом;
C Стыки перекытий;
D Открытая почва;
E Дренажная система;
F Неплотная изоляция входов туб;
G Связующий материал
H Строительный материал;
I Вода.

Рис. 1. Основные пути поступления радона в помешение

поддается количественной оценке. Конвекционный перенос определяет в основном скорость поступления радона в помещение из почвы под зданием. При диффузионном механизме переноса скорость выделения радона и торона из почвы или строительных материалов будет зависеть от удельной активности радия (тория) в них, их плотности, пористости, толщины. Пути поступления радона в помещение указаны на рис. 1.

Изотопы радона поступают в организм через органы дыхания, желудочно-кишечный тракт и кожу. Легко растворяюся в крови, воде, жирах. Критическим органом при ингаляции являются органы дыхания. Внутреннее облучение организма радоном, и главным образом его ДПР, приводит к развитию раковых образований.

Для описания интегральной объемной активности дочерних продуктов распада радона в воздухе используется понятие "скрытая энергия".

Скрытая энергия - это суммарная энергия альфа-излучения,

Таблица 1.

Радиационные свойства изотопов Rn и их основных дочерних продуктов распада

Радионуклид	Период полураспада	Тип распада	Энергия частиц, МэВ
^{222}Rn (Rn)	3,825 сут	α	5,4897
^{218}Po (RaA)	3,05 мин	α	6,0025
^{214}Pb (RaB)	26,8 мин	β	0,672 (48)*, 0,729 (42,5)
^{214}Bi (RaC)	19,7 мин	β	1,505 (17,7), 1,540 (17,9) 3,270 (17,2)
^{214}Po (RaC')	$1{,}637 \cdot 10^{-4}$ с	α	7,6871
^{210}Pb (RaD)	22 года	β	0,0165 (80,2), 0,063 (19,8)
^{210}Bi (RaE)	4,989 сут	β	1,161 (100)
^{210}Po (RaF)	138,4 сут	α	5,3045
^{220}Rn (Tn)	55,6 с	α	6,288
^{216}Po (ThA)	0,146 с	α	6,7785
^{212}Pb (ThB)	10,64 ч	β	0,334 (85,1), 0,573 (9,9)
^{212}Bi (ThC)	60,55 мин	α (35,93%)	6,050 (25,2), 6,090 (9,6) 1,519 (8,0)
		β (64,07%)	2,246 (48,4)
^{212}Po (ThC')	$2{,}98 \cdot 10^{-7}$ с	α	8,7849
^{208}Tl (ThC")	3,053 мин	β	1,284 (23,2), 1,517 (22,7) 1,794 (49,3)

* - В скобках - выход излучения (приведены данные для частиц с максимальным выходом),%.

которая выделяется при распаде всех короткоживущих ДПР (для ^{222}Rn вплоть до RaC') в единице объема воздуха.

Если в воздухе содержится 3700 Бк/м^3 (100 пКи/л) ^{222}Rn в полном равновесии с дочерними продуктами распада, то величина скрытой энергии будет равна 1,2835Ч10^5 МэВ/л. Данная величина, округленная до 1,3Ч10^5 МэВ/л, носит название "рабочий уровень" (Working Level - WL) и до сих пор широко используется за рубежом для определения объемной активности ДПР в воздухе, хотя и является внесистемной единицей. По определению, объемная активность ДПР, равная 1 WL, - это такое содержание любых короткоживущих дочерних продуктов распада радона (Rn, Tn, An) в воздухе, которое обеспечивает величину скрытой энергии в 1,3Ч10^5 МэВ/л. Для торона уровень скрытой энергии в 1 WL создается объемной активностью 275 Бк/м^3 ^{220}Rn в равновесии с дочерними продуктами распада. Величина скрытой энергии пропорциональна мощности эквивалентной дозы, создаваемой дочерними продуктами распада радона в легочной ткани.

Для описания неравновесной смеси радона и его ДПР в воздухе используются термины "эквивалентная равновесная объемная активность" (ЭРОА) радона и "коэффициент равновесия".

Эквивалентной равновесной объемной активностью радона для неравновесной смеси короткоживущих дочерних продуктов распада в воздухе называется такая объемная активность радона в полном равновесии с дочерними продуктами распада, которая имеет такую же величину скрытой энергии, как и данная неравновесная смесь. Эквивалентная равновесная объемная активность ^{222}Rn (^{220}Rn) связана с объемными активностями RaA - RaC (ThA-ThC) следующим соотношением:

$$C_{экв}^{Rn} = C_0^{Rn}F = 0{,}1046C_1 + 0{,}5161C_2 + 0{,}3793C_3,$$

$$C_{экв}^{Tn} = C_0^{Tn}F = 7\cdot 10^{-6}C_1 + 0{,}9133C_2 + 0{,}0867C_3,$$

где C_0, C_1, C_2 и C_3 – объемные активности радона (торона) и RaA-RaC (ThA-ThC) соответственно.

Коэффициент равновесия F определяется как отношение эквивалентной равновесной объемной активности радона в воздухе к реальной объемной активности газообразного радона. На практике $0<F<1$.

Уровень облучения населения территории и жителей конкретного жилого помещения оценивается на основании значения среднегодовой ЭРОА радона. При оценке среднегодовой величины ЭРОА необходимо учитывать ее временные вариации. Изменения содержания радона связаны с зависимостью накопления радона от параметров атмосферы и их изменчивостью. Различают суточные и сезонные колебания. Суто-

чные колебания обусловлены изменениями в течение суток температуры и барометрического давления наружного воздуха, а также условиями содержания помещения, в первую очередь режима вентиляции. Сезонные колебания вызваны значительной разницей метеорологических параметров атмосферы, меняются также режим вентиляции и отопления помещений.

При проектировании новых зданий жилищного и общественного назначения должно быть предусмотрено, чтобы среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность изотопов радона и торона в воздухе помещений $A(Rn_{экв}) + 4,6(ATn_{экв})$ не превышала 100 Бк/куб.м, а мощность дозы гамма-излучения не превышала мощности дозы на открытой местности более чем на 0,3 мкЗв/ч [7].

В эксплуатируемых зданиях среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность изотопов радона в воздухе жилых помещений не должна превышать 200 Бк/куб.м. При больших значениях объемной активности должны проводиться защитные мероприятия, направленные на снижение поступления радона в воздух помещений и улучшение вентиляции помещений. Вопрос о переселении жильцов (с их согласия) и перепрофилировании помещений или сносе здания решается в тех случаях, когда невозможно снижение среднегодовой равновесной эквивалентной объемной активности изотопов радона до значения менее 400 Бк/кубм. Защитные мероприятия должны проводиться также, если мощность дозы гамма-излучения в помещениях превышает мощность дозы на открытой местности более чем на 0,3 мкЗв/ч. Вопрос о переселении жильцов рассматривается, если практически невозможно снизить это превышение до значений ниже 0,6 мкЗв/ч.

Задачи исследования

Улучшение радиационной обстановки и значительное снижение онкологических рисков в регионе возможно прежде всего путем снижения дозы облучения, формирующейся в результате ингаляционного поступления изотопов радона и их дочерних продуктов распада. Для определения дозовых нагрузок на население за счет изотопов радона и их дочерних продуктов распада (ДПР), выявления критических групп населения, планирования и проведения мероприятий по снижению уровней облучения и онкологического риска создаются программы “Радон” на различных административных уровнях. Реализация программы “Радон” позволит снизить облучение населения, минимизировать вредное воздействие изотопов радона и их ДПР, снизить риск проявления и уровень онкологических заболеваний в районе. Достижение поставленной цели осуществимо при последовательном выполнении мероприятий по оценке воздействия облучения радоном, оценке радиационного риска и управления риском. Выполнение этих

трех этапов является задачей программы ограничения облучения населения Артемовского района естественными источниками (программа "Радон").

Цель ***оценки воздействия*** - получение данных об уровнях и характеристиках накопления изотопов радона и ДПР в зданиях. Ключевая характеристика этого этапа – эквивалентная равновесная объемная активность изотопов радона (ЭРОА). Весь комплекс работ по оценке воздействия условно можно разделить на следующие блоки:

-массовое радиационно-гигиеническое обследование существующих жилых домов, детских дошкольных, школьных и лечебных учреждений, а также народно-хозяйственных объектов. Сбор информации об уровнях содержания изотопов радона ДПР в зданиях и сооружениях населенных пунктов района;

-сопровождение строительства зданий и сооружений (жилых, общественных). Целесообразность данного блока объясняется тем, что обеспечить радонобезопасность на стадии строительства намного проще, чем реконструировать готовые здания;

-проведение измерений радона в источниках водоснабжения. Выполнение данного блока позволит провести паспортизацию существующих источников водоснабжения и оценить уровень воздействия за счет естественных радионуклидов, содержащихся в питьевой воде;

-картирование территорий по потенциалу радоноопасности (радиационно-геологическое обследование). Блок направлен на получение информации по наиболее потенциально радоноопасным территориям.

Цель ***оценки риска*** - количественное и качественное определение онкологического риска как индивидуального, так и коллективного для различных групп населения. Ключевыми понятиями данного этапа являются: доза облучения населения, критическая группа, степень риска. В оценку риска войдут следующие разделы:

-проведение расчетов и обоснования величин дозовых нагрузок на население от изотопов радона и их ДПР;

-определение основных дозообразующие факторов;

-определение вероятности проявления онкологического заболевания для различных групп населения;

-выявление критических групп населения, подверженных максимальным дозовым нагрузкам;

-выявление связи облучения населения с уровнем онкологической заболеваемости населения.

Цель ***управления риском*** - альтернативный выбор комплекса мер экономических, политических, социальных решений для обеспечения жизнедеятельности населения в условиях **приемлемого риска** в соответствии с имеющимися финансовыми, трудовыми, временными и иными ресурсами при соблюдении социальных, культурных, матери-

альных, политических и других интересов различных групп населения. Разработка альтернативных вариантов снижения онкологической заболеваемости осуществляется на основании результатов оценки воздействия и оценки риска. Определение и принятие **уровня приемлемого риска** обусловлено различными психологическими, нравственными, идеологическими, политическими ориентациями, принципами, установками. Можно считать допустимым вариант, учитывающий вероятность влияния принятого решения на качественную сторону жизни людей, если его осуществление не превышает социально приемлемого уровня отрицательных последствий для нравственного, психологического, физического состояния людей, их здоровья и при этом анализируются и выявляются различные пути, которые могут вести к отклонению от цели обеспечения приемлемого риска. При выборе решений необходимо учитывать характер соотношения территориальных и отраслевых, индивидуальных и общественных и т.д. интересов. Система управления риском от изотопов радона и их ДПР будет касаться прежде всего критической группы населения, территорий с повышенным потенциалом радоноопасности, источников поступления радона, в частности, строительных материалов, путей поступления изотопов радона в помещения.

Методы исследования

На практике используются различные методы измерения уровней содержания изотопов радона и ДПР. Условно все методы можно разделить на две большие группы. Применение одних позволяет получить усредненные за определенный срок значения ОА радона. Долгосрочные измерения необходимы для учета суточных изменений концентраций радона. Благодаря небольшим размерам, дешевизне широко используются интегральные трековые радиометры радона (ИТРР). Они конструктивно состоят из корпуса с отверстиями для доступа ^{222}Rn из окружающего воздуха и регистрирующего α-частицы элемента - трекового детектора, расположенного в корпусе (рис.2). Отверстия в корпусе ИТРР закрывают влагонепроницаемой мембраной, которая позволяет исключить влияние влажности воздуха на результаты измерений. Эффективная толщина и материал мембраны подбираются таким образом, чтобы удовлетворялось условие: $T_{220} << t << T_{222}$, где t- время прохождения радона через мембрану, T_{220} и T_{222},- периоды полураспада торона и радона соответственно. Определение ОА ^{222}Rn с использованием ИТРР основано на измерении плотности треков, образующихся в веществе чувствительного объема трекового детектора под воздействием α-излучения ^{222}Rn и его дочерних продуктов (трековый метод измерения ионизирующих излучений - по ГОСТ 15484-81). Использование ИТРР позволяет проводить массовые недорогие радоновые обследования. Достоверной оценкой среднегодовых

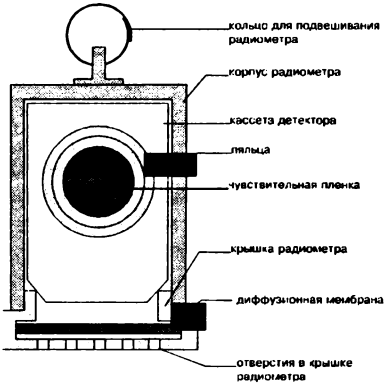
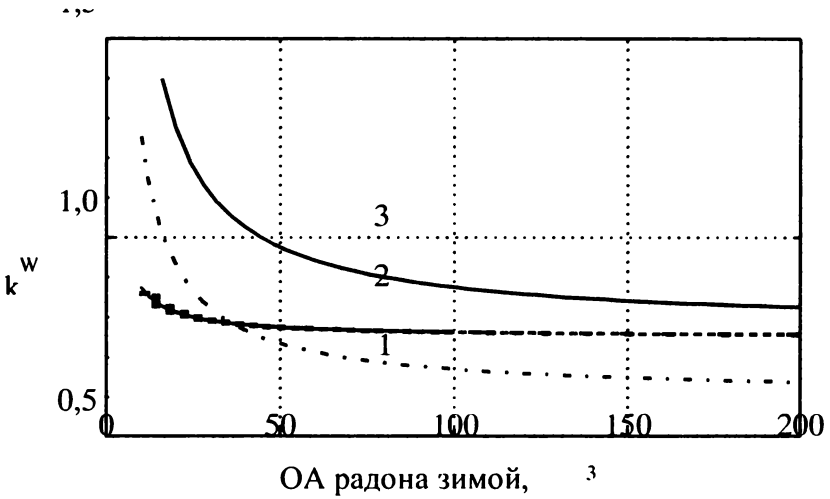


Рисунок 2. Интегральный трековый радиометр радона.



1 – городские квартиры, 2 – сельские дома, 3 – детские учреждения

Рисунок 3.

значений объемной активности радона можно считать среднее по результатам двух интегральных измерений трековыми радиометрами с экспозицией не менее 2-х месяцев, выполненных в теплый и холодный периоды года.

Вторая группа методов позволяет определять мгновенные значения измеряемой величины. При проведении радоновых обследований на территории Свердловской области необходимо проводить измерения содержания торона. В настоящее время такие измерения можно проводить только с использованием аспирационных методик. В основу данных методик определения ЭРОА изотопов радона положен принцип временной дискриминации а-излучения осевших на фильтр аэрозолей дочерних продуктов ^{222}Rn и ^{220}Rn, имеющих разные значения постоянных распада.

Качество получаемых при радоновом обследовании оценок практически целиком зависит от правильно сформированной выборки объектов обследования и корректности приведения результатов измерения к единому виду. В идеале несмещенные оценки достигаются, когда выборка формируется случайным образом из всего жилого фонда. При создании выборки необходимо учитывать структуру жилого фонда. Две основные причины препятствуют реализации такой стратегии: 1) отсутствие или недоступность списка всех жилых зданий, 2) домовладельцы, выбранные случайным образом, могут отказаться от сотрудничества. Источниками данных для создания выборки могут быть также почтовые адреса, список для голосования, список плательщиков налогов, список плательщиков коммунальных услуг.

Такие способы выбора точек обследования как использование добровольцев или местных государственных служащих обоснованно критикуются. Однако, в ряде случаев именно эти способы оказалось возможным реализовать на практике в Свердловской области. В Артемовском районе были привлечены учителя и школьники образовательных учреждений.

Поскольку содержание радона в воздухе жилых помещений зависит как от георадиохимических характеристик мест застройки, так и от строительных и конструктивных характеристик зданий, представительность выборки оценивается по этим параметрам, результаты затем корректируются.

Научный комитет ООН по действию атомной радиации считает достаточным для национального обследования объем выборки 1 дом из 10 000, хотя некоторые страны, например, Швеция ставит задачу чуть ли не стопроцентного охвата. Дирекция Российской федеральной программы "Радон" определяет, что объем выборки обследуемых жилых единиц следует выбирать из расчета не менее 1% от их общего числа в регионе, но не менее 20 жилых единиц в населенном пункте. В нескольких районах Свердловской области уже удалось обследовать

более 1% жилищ.

Задача выявления основных признаков радоноопасности зданий и сооружений в рамках радоновых обследований решается с применением методов статистического анализа. В ходе обследования документировались характеристики зданий, которые могут повлиять на накопление радона. Конкретный набор таких характеристик составляется с учетом особенностей метеорологических, природных условий, бытового уклада, домостроительных традиций и различен для каждого региона. Можно выделить общие группы рассматриваемых факторов: возраст постройки, тип здания, этажность, тип и характеристики перекрытий, характеристики подвального (подпольного) помещения, состояние строительных конструкций, характеристики систем отопления и вентиляции, параметры содержания помещений. Материал (стен, пола, засыпки, штукатурки) рассматривается как потенциальный источник поступления изотопов радона в помещение. Покрытия (стен, пола) являются препятствием поступлению изотопов радона в помещение.

Региональные характеристики поступления и накопления радона

Результатом проведения радонового обследования являются среднегодовые величины ЭРОА радона и торона. Для точной оценки этих показателей необходимо применять достаточно затратную схему проведения измерений: использовать интегральные приборы и проводить как минимум два разносезонных цикла измерений.

В силу финансовых, организационных и других причин часто применялась упрощенная схема проведения обследований: наряду с долгосрочными измерениями использовались также краткосрочные (с применением аспирационной техники), часть измерений проводилась только в один сезон чаще, всего зимой. В этом случае для оценки среднегодового значения объемной активности (ОА) радона необходимо знать региональные характеристики сезонной вариации ОА радона.

Для решения этой задачи проведено специальное исследование, включавшее модельное рассмотрение и анализ результатов разносезонных измерений ОА радона. Была использована модель поступления и накопления радона в помещениях [8], позволяющая рассматривать основные механизмы поступления радона с учетом их особенностей. Моделирование показало, что сезонные вариации ОА радона зависят от сезонного изменения скорости конвективного поступления радона и скорости воздухообмена в помещении. Характер сезонных вариаций ОА радона зависит от соотношения между конвективным и диффузионным механизмами поступления радона, а величина и направленность сезонных вариаций могут изменяться от помещения к помещению. При рассмотрении групп зданий однородных по соотношению конвективного и диффузионного поступления радона и характеру содержания помещений может быть найден функциональный вид корреляционной

зависимости между значениями летней и зимней ОА радона. Параметры этой зависимости связаны с коэффициентами, использованными в модели.

По результатам натурных измерений ОА радона в жилищах Свердловской области, проведенным в зимний и летний периоды, показано, что зависимость между летними и зимними ОА радона близка к линейной при раздельном рассмотрении трех основных типов зданий (городские здания, сельские дома и детские учреждения). Близость зависимости к линейной объясняется линейным характером зависимости между скоростями конвективного и диффузионного поступления радона. Причем, можно считать, что в зданиях, возводившихся при серийном строительстве (городские здания и детские учреждения), скорость диффузионного поступления остается примерно одинаковой, а в сельских домах эта зависимость является прямо пропорциональной. Параметры линейной (типа $y=Ax+B$) зависимости летней ОА радона от зимней показаны в табл.2.

Выражения линейной зависимости между сезонными ОА радона, если они известны, можно использовать для расчета сезонных коэффициентов, равных отношению среднегодового значения ОА радона к сезонной величине. На рис. 3 показаны зависимости зимнего сезонного коэффициента, k_w, от ОА радона в зимний период для трех типов зданий при условии, что теплый и холодный сезоны имеют одинаковую продолжительность и равны половине года.

В связи с тем, что в массовых обследованиях в последнее время перешли к измерениям газообразного радона, а не ЭРОА, которая является нормируемой величиной, необходимо знать величину сдвига равновесия между радоном и его дочерними продуктами в воздухе помещений. Только при использовании коэффициента равновесия может быть оценена дозовая нагрузка от ДПР радона. В своем докладе в 1993 году НКДАР ООН рекомендует величину коэффициента равновесия в помещениях 0,4 для применения в странах с умеренным климатом [5]. В России для пересчета объемной активности радона в эквивалентную равновесную объемную активность чаще используется

Таблица 2.

Параметры линейной регрессии между летними и зимними ОА радона

Тип здания	A	B
городские квартиры	0,21	13
сельские дома	0,50	2,5
детские учреждения	0,55	20

коэффициент равновесия, равный 0,5. Проведенное в ИПЭ УрО РАН детальное изучение характеристик сдвига равновесия [9] позволило выявить зависимость коэффициента равновесия от ОА радона (табл. 3).

По данным, представленным в табл. 3, видно, что коэффициент равновесия возрастает с ростом ОА радона. Это может быть объяснено тем, что обе величины возрастают при уменьшении кратности вентиляции в помещении при прочих равных условиях. Поэтому в помещениях с повышенными значениями ОА радона с большей вероятностью наблюдается увеличение значения F.

Таблица 3.

Зависимость коэффициента равновесия F от ОА радона

Интервал ОА радона, Бк/м^3	**F**	**Асимптотический 95% доверительный интервал F**
менее 100	0,46	0,44 – 0,48
100-200	0,50	0,46 – 0,54
200-300	0,55	0,49 – 0,60
более 300	0,57	0,51 – 0,63

Таблица 4.

Средние значения ЭРОА изотопов радона в н.п. Артемовского района.

Населенный пункт	ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3		ЭРОА ^{220}Rn, Бк/м^3	
	Гор. тип	Сел. тип	Гор. тип	Сел. тип
г.Артемовский	33	87	3,8	4,4
Буланаш	37	40	3,9	5,3
Красногвардейский	36	33	-	-
Покровское		122		2,8
Б. Трифоново		58		2,7
М.Трифоново		44		4,8
Мостовское		109		24
Мироново		61		3,5
Луговая		25		1,3
Липино		118		11
Весь район	**35**	**81**	**3,8**	**4,4**
Детские учреждения	38		7,7	

На основе анализа наших данных и расчетов можно утверждать, что характерная величина коэффициента равновесия радона в жилищах для условий Уральского региона варьируется в пределах от 0,44 до 0,63 и среднее F=0,5. Использование величины F=0,4 может привести к заниженной оценке ЭРОА радона. Для более точной оценки F следует учитывать выявленную зависимость коэффициента равновесия от ОА радона.

Результаты радонового обследования артемовского района

В ходе исследовательских работ ИПЭ УрО РАН проведены радоновые обследования в Артемовском районе: 150 помещений в 1996г., 197 помещений в 1997 г., 120 помещений в 1998г. Полученные в настоящее время результаты охватили 1.58% всего населения Артемовского района (без г. Артемовский) или 1.86% городского и 1.08% сельского населения. Отдельно по г. Артемовский охват населения приближается к 1%. Значения усредненной среднегодовой ЭРОА радона по населенным пунктам представлены в табл.4.

Расчет дозы облучения населения Артемовского района за счет ингаляционного поступления ДПР радона и торона в жилищах проведен с использованием дозовых коэффициентов:

СХЕМА СЕЛА ПОКРОВСКОЕ

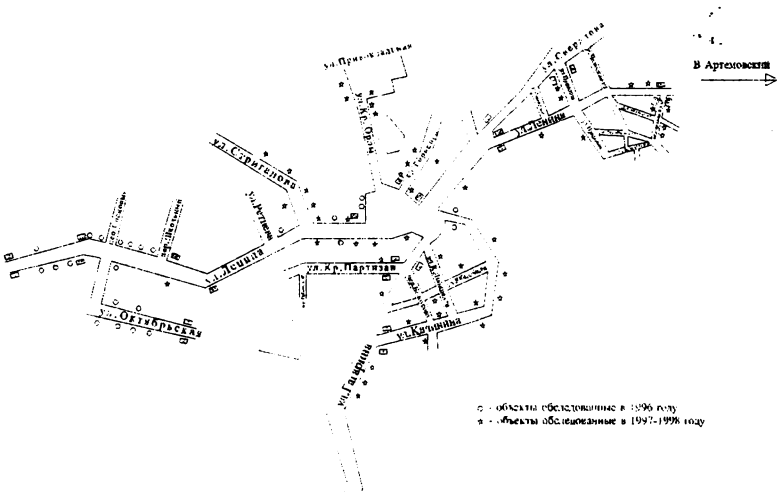


Рисунок 4.

для радона $d_{радон}$=3,18 $\cdot 10^{-9}$ *Зв·м³/ч·Бк* [10],

для торона $d_{торон}$ 3,2 $\cdot 10^{-8}$ *Зв ·м³/ч·Бк*) [7].

Было принято, что население проводит в жилищах 7000 часов в год [10]. Результаты расчета среднегодовых эквивалентных доз облучения ДПР радона и торона представлены в таблице 5.

Как видно из табл. 5, наибольшую дозовую нагрузку от ДПР радона испытывают жители с. Покровское, а от ДПР торона – с. Мостовское.

Анализ накопления радона в домах сельского типа на примере с.Покровское

Анализ факторов, влияющих на накопление изотопов радона в помещениях сельского типа, удобно рассмотреть на примере результатов измерений в с.Покровское. Схема расположения обследованных домов представлена на рисунке 4.

Процесс накопления изотопов радона в воздухе помещений зависит от многих факторов. Полученные данные дали возможность проследить зависимость содержания радона от конструктивных особенностей зданий. В таблице 6 представлены данные, характеризующие обследованную выборку зданий по использованным при их строительстве материалам.

Данные таблицы 6 показывают, что обследованные помещения можно считать однородными по отделке стен, материалу пола. Имеются три примерно равные группы с разным покрытием стен. По материалу засыпки потолка все дома можно разбить на две равные группы. По использованному покрытию пола выборка разбивается на две неравные группы, приблизительно 2/3 помещений с одним покрытием и 1/3

Таблица 5.

Доза облучения населения.

Населенный пункт	Эфф. Доза от ^{222}Rn, мЗв/год		Эфф. Доза от ^{220}Rn, мЗв/год	
	Гор. тип	Сел. тип	Гор. тип	Сел. тип
г.Артемовский	1,4	3,7	0,85	0,99
Буланаш	1,6	1,7	0,87	1,2
Красногвардейский	1,5	1,4	0,85 (оценка)	0,99 (оценка)
Покровское		5,2		0,63
Б. Трифоново		2,5		0,60
М.Трифоново		1,9		1,1
Мостовское		4,7		5,4
Мироново		2,6		0,80
Луговая		1,1		0,29
Липино		5,0		2,3

Таблица 6.

Характеристика обследованной выборки зданий по строительным материалам.

Характеристика	Количество домов
Материал изготовления стен	
Дерево	33
Красный кирпич	5
Силикатный кирпич	5
Бетон	4
Шлак	2
Отделка стен	
Штукатурка	35
Сухая штукатурка	5
ДСП	3
Без отделки	6
Покрытие стен	
Краска	16
Обои	16
Побелка	12
Пленка	2
Фанера	2
Материал пола	
Дерево	46
Бетон	3
Покрытие пола	
Краска	32
Линолеум	14
ДСП + краска	4
Засыпка потолка	
Шлак	21
Земля	20
Керамзит	2
Опилки	1
Стекловата	1
Год постройки	
До 1990	7
1900 – 1949	14
1950 – 1969	11
1970 – 1989	12
После 1990	2
Неизвестно	3

помещений с другим покрытием. По материалу изготовления стен выборка разбивается на большую группу деревянных зданий и небольшую группу зданий со стенами из минерального сырья (красный кирпич, силикатный кирпич, бетон, шлак). По материалу отделки стен в 80% зданий применялось минеральное сырье и в 20% зданий применялось не минеральное сырье или нет отделки совсем.

Таким образом установлено, что при рассмотрении конструктивных характеристик вся выборка обследованных домов может характеризоваться как однородная по постоянным признакам и как неоднородная по переменным признакам.

Постоянными признаками являются: отделка стен, материал пола.

Переменными признаками являются: покрытие пола, материал изготовления стен, покрытие стен, засыпка потолка. К переменным признакам можно отнести год постройки обследованного дома.

Анализ условий накопления изотопов радона проводится в соответствии с установленными постоянными и переменными признаками.

Принимается, что дерево не является источником поступления изотопов радона в атмосферу помещения, а любое минеральное сырье является таковым источником. Поэтому дома построенные из бетона, кирпича, шлака и т.д. объединены в одну группу зданий из минерального сырья. Малое количество обследованных зданий не позволяет рассматривать дома по отдельному виду минерального сырья.

Таблица 7.

Зависимость содержания изотопов радона от материала изготовления стен.

Материал изготовления стен	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
Дерево	2,4	89	98
Минеральное сырье	4,9	128	146

Таблица 8.

Зависимость содержания изотопов радона от материала изготовления стен.

Материал отделки стен	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
Б/о или ДСП	2,2	94	103
Штукатурка	3,6	104	117

Полученные усредненные значения измеряемой величины в деревянных домах и домах из минерального сырья представлены в таблице 7.

Не трудно заметить значительную разницу среднегодовых значений ЭРОА ^{220}Tn в атмосфере двух рассматриваемых типов домов. В зданиях, построенных из минерального сырья, среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn в два раза выше, чем в деревянных домах. Полученные значения показывают, что среднегодовой ЭРОА ^{222}Rn в зданиях, построенных из минерального сырья, на 30% выше, чем в деревянных домах.

Таким образом, можно предположить, что для с.Покровское критическая группа лиц, группа подверженная максимальному воздействию от изотопов радона, вероятнее всего, проживает в домах из минерального сырья.

По внутренней отделке помещений вся обследованная выборка домов разбита на две группы. В первую вошли дома без внутренней отделки помещений или отделанные ДСП. Во вторую дома с оштукатуренными помещениями или отделанные сухой штукатуркой. Полученные зависимости представлены в таблице 8.

Обнаружена заметная разница в среднегодовых значениях ЭРОА торона в рассмотренных группах. Данный факт указывает на то, что штукатурка является дополнительным источником поступления торона в атмосферу отделанных штукатуркой помещений.

Можно предположить, что штукатурка вносит незначительный вклад и поступление радона. Однако, разница между двумя группами мала. Таким образом, материал штукатурки является дополнительным, но не основным источником поступления изотопов радона.

Покрытие стен является диффузионным барьером для поступления изотопов радона в воздух помещений из материала стен и материала отделки стен. В группе деревянных домов покрытие стен может препятствовать поступлению изотопов радона только из штукатурки. Поэтому в этой группе рассматривались только оштукатуренные и отделанные сухой штукатуркой дома. В группе деревянных домов оказа-

Таблица 9.

Зависимость содержания изотопов радона от материала покрытия стен.

Материал изготовления стен	Материал покрытия стен	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
Дерево	Краска	2,3	112	121
	Обои	2,3	96	119
Минеральное сырье	Обои	4,0	121	135
	Побелка	8,8	128	183

лись непредставительными результаты в помещениях с побелкой. В группе домов со стенами из минерального сырья непредставительными - результаты в помещениях с покраской. Полученные зависимости представлены в таблице 9.

По группе деревянных домов можно сказать, что и обои, и краска в одинаковой степени препятствут поступлению торона и радона из штукатурки. Анализ результатов второй группы домов показывает, что материал стен и материал отделки стен является основным источником торона внутри помещений. При этом плотное покрытие отделки стен может существенным образом снизить выход торона из строительных материалов.

Результаты таблицы 7 позволяют более конкретизировать высказанное выше предположение о критической группе населения с.Покровское. Проживание лиц этой группы скорее всего можно ожидать в побеленных домах из минерального сырья.

Покрытие пола рассматривается как препятствие для поступления радона в атмосферу помещений из почвенного воздуха.

Полученные зависимости представлены в таблице 10.

Плотное покрытие из линолеума позволяет на 25% снизить поступление радона.

Засыпка потолка может являться дополнительным источником изотопов радона в домах. Полученные зависимости накопления изотопов радона представлены в таблице 11.

Таблица 10.

Зависимость содержания изотопов радона от материала покрытия пола.

Материал покрытия пола	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
Краска	3,7	112	126
Линолеум	2,3	84	93

Таблица 11.

Зависимость содержания изотопов радона от материала засыпки потолка.

Материал засыпки потолка	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
Земля	2,3	104	112
Шлак	4,3	108	124

По всей вероятности содержание радона в помещении не зависит от рассмотренных видов засыпки. При этом следует отметить, что использование шлака в качестве засыпки приводит к увеличению торона в атмосфере жилого помещения.

Для рассмотрения распределения содержания изотопов радона от времени застройки всю выборку обследованных домов можно разбить на четыре представительные группы. Полученное распределение накопления изотопов радона представлено в таблице 12.

Выше отмечались причины, связанные с конструктивными особенностями зданий, способствующие и препятствующие накоплению изотопов радона в воздухе помещений. Указывалась возможность зависимости содержания изотопов радона от участка расположения обследованного здания. Перечисленные факторы могли в значительной степени повлиять на результаты таблицы 11. Тем не менее нельзя не отметить тот факт, что в домах, построенных в период с 1950 года по 1969 год, зафиксированы высокие значения ЭРОА радона и ЭРОА торона. Причиной этому может быть высокое содержание радионуклидов урана, радия, тория в использованных при строительстве материалах. Можно предположить, что до 1949 года при строительстве домов использовались однотипные (традиционные) материалы. Поэтому содержание радона примерно одинаково в домах этого периода постройки. С 1950 года при строительстве начали применять ранее неиспользованные материалы, вероятнее всего из каких-либо новых карьеров. По всей видимости, стройматериалы с этого периода не проходили контроль на содержание в них естественных радионуклидов. Внедрение системы сертификации сырья для строительной промышленности привело к ограничению или исключению использования стройматериалов с высоким содержанием естественных радионуклидов и, соответственно, содержания изотопов радона в атмосфере помещений.

Таблица 12.

Содержания изотопов радона в различных группах домов.

Год постройки	Среднегодовая ЭРОА ^{220}Tn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА ^{222}Rn, Бк/м^3	Среднегодовая ЭРОА изотопов, Бк/м^3
До 1900	3,0	99	111
1900 – 1949	1,9	97	103
1950 - 1969	4,3	167	187
1970 - 1998	2,7	50	58

Анализ накопления радона в зданиях городского типа на примере пос. Буланаш

Существует ряд особенностей проведения работ по оценке воздействия изотопов радона в городских условиях. Так в пгт.Буланаш обнаружен очень важный для оценки воздействия факт неоднородности значений ЭРОА радона в различных квартирах одного многоквартирного дома. При равных факторах, связанных со строительными материалами, наблюдаются совершенно различные концентрации радона (таблица 13).

Нет причин, связанных со строительными материалами, которые бы объясняли обнаруженные существенные различия активности радона. Нельзя связать полученные результаты с этажностью обследованных квартир и с местом поведения измерения. Но вполне реальным объяснением может быть различный режим проветривания в квартирах одного дома. Теоретические результаты, полученные при моделировании процесса накопления радона при одинаковом поступлении и различной скорости воздухообмена в помещении, указывают на возможность различия объемной активности радона в десять раз [6]. При этом условия поступления радона и скорость воздухообмена соответствовали реально существующим в жилых домах.

Описанные выше факты ставят дополнительную преграду на пути проведения оценки воздействия и оценки риска от воздействия изо-

Таблица 13.

Значения ЭРОА радона в различных квартирах одного дома.

Адрес	Этаж	Место измерения	Покрытие стен	Среднегодовая ЭРОА радона, Бк/м^3
1	2	3	4	5
Физкультурников, 1а-66	4	жилая		19
Физкультурников, 1а-31	2	спальня	обои	19
Физкультурников, 1а-131		жилая		20
Физкультурников, 1а-90	2	спальня	обои	28
Физкультурников, 1а-9	4	спальня	обои	30
Физкультурников, 1а-126	4		обои	36
Физкультурников, 1а-78	3	спальня		250
Комсомольская, 12-2	2	спальня	обои	17
Комсомольская, 12-39	3	жилая	обои	18
Комсомольская, 12-49	3	спальня	обои	26
Комсомольская, 12-30	5	жилая	обои	145
Комсомольская, 12-40	4	коридор	обои	397

топов радона. Получается, что одно или два измерения в многоквартирном доме не позволяют достоверно провести оценку воздействия на всех проживающих в данном доме, а тем более на проживающих в аналогичных домах. Проведение до десятка измерений в многоквартирных домах облегчило бы работу по оценке, но привело бы к значительному увеличению объемов работы, требуемого времени и денежных затрат. Наиболее реальным в данной ситуации будет сочетание натурных измерений в ряде однотипных домов и прогнозирование наиболее вероятного содержания изотопов радона в остальных жилищах на основе логнормального распределения возможных величин.

Выборку обследованных помещений пгт. Буланаш можно разделить на группы в соответствии с типом здания, определяемым используемым строительным материалом (таблица 14).

Итоги трехлетнего периода исследований

Выбранная политика поэтапной реализации районной программы "Радон" позволяет с высокой эффективностью использовать имеющиеся материальные, временные, финансовые ресурсы. Возникающие вопросы, неопределенности, трудности в интерпретации данных первоначального этапа решаются путем коррекции методов и объемов исследований последующих этапов.

Рассмотрение объединенной выборки данных, полученных по результатам обследований, выполненных в 1996-1998 годах, позволяет на более существенном уровне статистической значимости выявить и ранжировать характеристики, способствующие и препятствующие повышенному накоплению радона и торона в жилищах. Анализ относительно большого количества результатов двухлетней работы в Артемовском районе дает возможность сформулировать предварительные

Таблица 14.

Воздействие радона на население в различных типах городских зданий.

Тип	Городской				Сельский
	Бетон	Сил. кирпич	Шлак	Кр. кирпич	
Доля населения	**18%**	**16%**	**25%**	**16%**	**25%**
ЭРОА радона, Бк/м^3	18	18	44	49	56

рекомендации по мерам, направленным на снижение уровней облучения населения при строительстве нового жилья и эксплуатации уже существующего.

Наиболее существенные отличия по уровням накопления радона наблюдаются для двух основных типов жилых зданий: дома сельского типа и дома городского типа, причем, в сельских домах активность радона статистически значимо выше (среднегодовая ЭРОА радона в сельских домах – 81 Бк/куб.м., в городских – 38 Бк/куб.м.).

Основными признаками, способствующими повышенному накоплению радона в сельских домах, являются:

1) отсутствие строительных конструкций, препятствующих поступлению радона из почвы в подпольное пространство и далее в жилое помещение. Типичная конструкция пола сельского дома характеризуется отсутствием плиты перекрытия, зазорами между половыми досками. Покрытие пола линолеумом не создает в этом случае значительного препятствия для проникновения радона;

2) режим содержания жилищ предполагает ограничение проветривания.

Таким образом, для ограничения поступления и накопления радона в домах сельского типа необходимо создавать дополнительные конструктивные преграды на путях поступления, герметизировать жилое помещение от подпольного пространства. Например, бетонировать поверхности подпольного помещения, заделывать щели и стыки (такие меры дадут эффект при качественном проведении работ), при постройке новых домов предусматривать установку дополнительного герметизирующего материала (пленка) между полом жилого помещения и подпольным пространством, располагать вход в хозяйственное подполье не из жилых комнат дома. Дополнительное проветривание в жилых комнатах не всегда может дать положительный эффект, а увеличение проветривания подполий приведет к нежелательному повышению затрат на отопление.

Следует отметить, что проблемы конструктивных характеристик сельских домов полностью не решены ни в традиционных, ни в более современных типовых конструкциях сельских домов (среднегодовая ЭРОА радона в домах, построенных до 1950 года – 72 Бк/куб.м., в более современных – 64 Бк/куб.м.).

По результатам двухлетнего обследования выявлена статистически значимая разница в уровнях радона и торона в сельских жилищах, возведенных с применением минерального сырья (кирпич, бетонные панели и блоки, шлакоблоки и т.п.) и построенных из дерева (среднегодовая ЭРОА радона в первом случае – 96 Бк/куб.м., во втором – 64 Бк/куб.м., торона 6,3 и 3,2 Бк/куб.м. соответственно). Одной из причин высоких уровней радона в кирпичных и блочных домах, возможно, является повышенное содержание радиоактивных элементов

уранового и ториевого ряда в строительных материалах. На это указывают также относительно более высокие активности дочерних продуктов торона в домах с оштукатуренными изнутри стенами (ЭРОА торона 4,9 Бк/куб.м.) по сравнению с неоштукатуренными (2,7 Бк/куб.м.) и при использовании шлака при утеплении чердачных перекрытий (4,3 Бк/куб.м.) по сравнению с землей (2,3 Бк/куб.м.).

Местным органам власти и надзора следует проанализировать и усовершенствовать систему контроля качества строительных материалов, поступающих и используемых в сельской местности; выявить источники несанкционированного и неконтролируемого использования строительных материалов, в том числе учесть местные залежи глин и песка, разрабатываемые непосредственно местными жителями.

Данные обследований показывают, что различные материалы покрытия внутренних оштукатуренных стен в разной степени препятствуют эксхаляции торона. Наиболее эффективным оказалось покрытие стен краской (средняя ЭРОА торона 2,2 Бк/куб.м.), а покрытие стен обоями (5,1 Бк/куб.м.) и побелка (6,8 Бк/куб.м.) в меньшей степени препятствуют поступлению торона. Таким образом, в случае выявления домов с повышенными активностями дочерних продуктов торона в воздухе жилых помещений по результатам прямых измерений или по косвенным признакам (использование строительных материалов из пос. Озерной Режевского района и т.п.) покрытие оштукатуренных стен краской может дать положительный эффект и снизить содержание торона до приемлемой величины. Однако, такого плана реабилитационные мероприятия неприменимы, если использование радиоактивно загрязненных строительных материалов повлекло значительное увеличение мощности экспозиционной дозы внешнего гамма-излучения (превысило норматив по НРБ-96).

По результатам радоновых обследований зданий городского типа получены следующие уже достаточно достоверные результаты. Статистически значимое различие выявлено в уровнях накопления радона в зданиях, построенных из бетона (ЭРОА радона 19 Бк/куб.м.), кирпича (46 Бк/куб.м.) и шлака (65 Бк/куб.м.). Наряду со строительными различиями типовых конструкций, характерных для каждого материала, следует учитывать разницу в содержании естественных радиоактивных элементов в каждом типе материала. Уже на данном этапе работ можно однозначно рекомендовать исключение шлакоблоков при строительстве жилых зданий, либо более тщательный контроль при их использовании. Необходимо заметить, что обследованные шлакоблочные дома были возведены в конце 40-х и 50-х годах.

Вопреки ожиданиям не выявляется разница в уровнях накопления радона в зависимости от этажа обследуемого помещения (ЭРОА радона 37 Бк/куб.м. на первых этажах, 36 Бк/куб.м. на верхних). Равномерное распределение радона по этажам обусловлено наличием лифтовых

шахт, лестничных пролетов, коммуникационных и других путей, по которым радон свободно распространяется по зданию. Таким образом, при оценке стоимости жилищ нет оснований занижать стоимость квартир первого этажа на основании потенциальной радоноопасности.

Дальнейшее проведение радонового обследования Артемовского района, накопление данных о содержании радона в различных зданиях позволит при достаточном уровне статистической значимости выявить и ранжировать характеристики менее масштабные, чем приведенные выше.

Наиболее значимые различия уровней накопления радона в жилищах обнаруживаются при сравнении средних величин и параметров распределения ЭРОА радона для разных географических регионов, разных населенных пунктов и даже разных частей одного населенного пункта. Такой анализ требует большого количества данных измерений. Однако, для Артемовского района уже можно заключить, что к территориям высокой радоноопасности относится пос. Покровское, а в пределах Покровского его северная часть (к северу от улицы Ленина). Решение об ограничении жилищного строительства на этой территории не является обязательным и должно приниматься с учетом его возможного ущерба для жителей. Строительные мероприятия по предотвращению поступления радона в жилища при новом строительстве здесь обязательны.

Литература

1. Ionizing radiation series N2. "Health effects from exposure to ionizing radiation". EPA 402-98-010. US EPA. Washington. 1998.

2. Сердюкова А.С., Капитонов Ю.Т. Изотопы радона и продукты их распада в природе. М.: Атомиздат, 1975.

3. Crawford D.J. Radiological characteristics of 219Rn // Health Phys. 1980. V.39, N3. P.449-461.

4. Evans R.D. Engeneer's guide to the elementary behaviour of radon daughters// Health Phys. 1969. V.17, P.229-252.

5. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Доклад НКДАР ООН за 1988 г. М.: Мир, 1992. Т.1.

6. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989.

7. Нормы радиационной безопасности (НРБ-96). Гигиенические нормативы ГН 2.6.1.054-96. Госсанэпиднадзор России. М. 1996.

8. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В., Асеев Н.И. Закономерности накопления радона, торона, и их дочерних продуктов распада в атмосфере помещений// Радиационная безопасность человека и окружающей среды. УГТУ-УПИ. Екатеринбург. 1997. С. 32-36.

9. Жуковский М.В., Ярмошенко И.В. Радон: измерение, дозы, оценка риска. Екатеринбург: УрО РАН, 1997.

10. Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах. Публикация 65 МКРЗ. М.: Энергоатомиздат. 1995.

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА В ПЕРМСКОЙ ОБЛАСТИ И ЕЁ ВОЗМОЖНОЕ ВЛИЯНИЕ НА НАСЕЛЕНИЕ

В.В. Лунев (Пермский Областной Центр Госсанэпиднадзора)
В.В. Тестов (Естественнонаучный Институт при Пермском Университете)

Введение

Анализ экологической обстановки в городах Уральского региона указывает на определенный уровень загрязненности воды и атмосферного воздуха. На фоне этих загрязнений радиационная обстановка в городах остается в целой достаточно благополучной" Выявленные локальные превышения норм радиационной безопасности затрагивают относительно небольшой контингент населения и, как правило, быстро устраняются. Поэтому влияние радиационного фактора на население, может быть отнесено к области колебания природного радиационного фона (ПРФ). Влияние ПРФ на растительность, животный мир и человека считаются безвредным, но это не означает, что величина ПРФ безразлична для жизнедеятельности этих организмов - Существуют факты, свидетельствующие о том, что снижение ПРФ приводит к снижению жизнеспособности, как простейших, так и высших организмов. Вместе с тем существует значительное количество данных, согласно которым небольшое превышение ПРФ приводит к эффекту гормезиса.

По-видимому, облучение организмов на уровне ПРФ затрагивает какие-то интимные процессы, способствующие увеличению жизнеспособности организмов. Пока не известен механизм, который обеспечивает положительное влияние ПРФ на организмы, следует считать, что при определенных условиях это влияние может быть как положительным, так и отрицательным. Из этого вытекает, что необходимо дальнейшее изучение как формы влияния ПРФ на организм человека, так и природных источников облучения, дающих основной вклад в естественное облучение организмов.

Представленный материал рассматривает проблему именно в таком аспекте.

Материал и методики определения

Для изучения радиоэкологической обстановки с 1988 по 199&г. были проведены работы по определению гамма фона автомобильным и пешеходным методами на территории 25 районов и 68 населенных пунктов области, а также аэрогаммаспектрометричекая съемка северной части г. Перми и г. Краснокамска. При автомобильной гамма-съемке скорость движения поддерживалась не выше 20км/час, детекторы дозиметра ПГС-7 держались на уровне открытого окна передвижной радиологической лаборатории. Пешеходная гамма- съёмка проводилась

с помощью приборов СРП-68-01 и ДРГ-01Т1. В общей сложности проведено более 1.000.000 дозиметрических измерений.

Контроль за определением естественных радионуклидов (ЕРН) (радий-226, торий-232, калий-40) в строительным материалах проводился на гамма спектрометре (АЦП "аспект" ПЭВМ IBM PC /А-4в6) с программой "Прогресс—3.00". Определение удельной активности проб стройматериала проводилось в соответствии ГОСТ 30108-94.

С 1994г. проводятся исследования содержания радона-222 в жилых, общественных зданиях и на промышленных объектах Пермской области. Использовался радонометр PRBSSI, модель 5S Фирмы Silena, прибор откалиброван с помощью сертифицированного источника радона-222, время реагирования составляло 30 минут, скорость прокачки - 3 литра в минуту. Для интегральных измерений радона применялся радонометр ИАР—013, время экспозиции от 1 до 7 суток.

Для определения содержания искусственных радионуклидов в продуктах питания местного производства и биопробах использовался гамма-спектрометр (ВЦП "Аспект" ПЭВМ IBM PC /А-486), а также радиохимические методики: оксалатная и фосфатная - для определения Sr—90, сурьмянойодитная - для Cs-137, на регистрирующих устройствах УМФ-3, УМФ-1500.

Экспериментальные биологические исследования проводились в лаборатории радиобиологии Естественнонаучного института при Пермском государственном университете на беспородных белых мышах обоего пола. Для ослабления животные облучались на исследовательской облучательной установке типа ИГУР—1 от источников цезий-137, в летальных дозах 9-10 Гр. Хроническое облучение создавалось за счет тормозного излучения от источников типа БИС, размещаемых на клетках с животными. Эффективность хронического облучения оценивали по тесту 30-суточной выживаемости после острого облучения.

Радиационная обстановка в Пермской области

Для характеристики радиационной обстановки на территории области проводятся плановые методические измерения ПРФ. За период с августа 1988г. по 1997г. измерен гамма-фон в 30 районах, 68 населенных пунктах, сделано около 500000 измерений, граничные значения от 3 до 14мкр/час. Средняя величина мощности экспозиционной дозы в г. Перми и Пермской области колеблется в пределах 8-10 мкр/час (табл.1)

Аэрогаммаспектрометрической съемкой над северной частью г. Перми и г. Краснокамска на площади 1400 кв. м выявлено 307 аномальных записей, из которых локальных (ширина на половине аномалии меньше 200м) - 112. Выявленные аномалии приурочены к промпредприятиям, шламоотстойникам, свалкам и торфопредприятиям, жилым массивам. Фон по цезию-137 составил на территории города

0.03-0.05 кюри/кв. км, выявлено 18 повышений по цезию до 0.11-0.15 кюри/кв. км, находящиеся в районе городской застройки.

Радиационный фон в жилых и производственных помещениях в значительной степени формируется за счет естественной радиоактивности строительных материалов. С 1994г. по 1997г. проанализировано 1352 пробы стройматериалов с 90 объектов стройиндустрии из 30 районов области на содержание естественных радионуклидов. Результаты измерений показали, что наименьшее содержание ЕРН наблюдается в гипсе, а наибольшее (в 12 раз больше, чем в гипсе) в керамзитовом гравии (таблица 2).

Радон-222, который относится также к ЕРН, может давать значительный вклад в формирование радиационной обстановки в помещениях различного типа. Измерения активности радона, проведенные в 1994—96гг., показали единичные превышения (до 400 Бк/м^3) в существующих жилых зданиях при норме 200 Бк/м^3. В строящихся жилых зданиях зарегистрирована объемная активность радона до 200 Бк/м^3 при норме 100 Бк/м^3. В центре г. Перми по ул. Большевистская в производственном здании в подвале было зарегистрировано повышение до 12500 Бк/м^3. Минимальные значения концентрации радона в Перми составляли 30-40 Бк/м^3. В городах Соликамске и Березниках активность радона в помещениях не превышала 300 Бк/м^3, в среднем 30-50 Бк/м^3. Это связано, по-видимому, с небольшим содержанием радона в подстилающих горных породах. Так в шахтах г.Соликамска активность

Таблица 1

Динамика изменения мощности экспозиционной дозы на одной из контрольных точек г. Перми:

Год	Количество измерений	Уровень гамма фона средн. (мкр/час)
1990	288	8.3
1991	350	8.1
1992	235	10.7
1993	243	10.1
1994	248	10.0
1995	244	10.0
1996	255	10.2

радона оказалась на уровне 0-40 Бик/м^3. В то же время высокая активность радона (до 6500 Бк/м^3) была зафиксирована на рабочий местах в Кунгурской пещере в г.Кунгуре. Принимая во внимание, что карстовые образования представляют легкий путь перемещения радона, следует ожидать повышени е, по сравнению с другими районами, активности радона в помещениях г.Кунгура.

С 1994г. выявлено повышенное содержание ЕРН оборудования на нефтепромыслах Шагирского и Папловского месторождений на юге Пермской области. В отдельных пробах активность ЕРН составляла в среднем 2400 Бк/кг, экспозиционная мощность дозы около устья некоторых нефтескважин достигала 600 мкр/час. Ведомственная служба

Таблица 2

Содержание естественных радионуклидов в строительных материалах Пермской области уд. эфф. активность ЕРН

Наименование	уд.эфф.активность ЕРН
1. Гипс	9-13
2.Камень известковый	11-50
3.Гравий	17-35
4.Песок карьерный	11-55
5.ФосФогипс	37-43
6.Цемент	30-80
7.Железобетон	35-42
8.Грунт	37-45
9.Силикатный кирпич	39-60
10. Известняк	30-149
11.Керамзитобетон	49-83
12.Шлак	65-167
13.Керамзитовый бетон	80-117
14.Кирпич красный	100-120
15.Керамзитовый гравий	128-158

радиационной безопасности в настоящее время ведет расследование случаев и причин радиационного Фона на нефтепромысле.

Радиационная обстановка в местах проведения ядерных взрывов.

Особое внимание уделяется районам, где были проведены мирного испытания ядерных взрывов (Осинский, Красновишерскмй, Чердынский районы). В Чердынском районе (объект "Тайга) три ядерных заряда мощностью по 15 килотонн каждый были одновременно подорваны в 1971г. Этот взрыв экскавационный, при котором радиоактивные продукты выбрасываются в атмосферу, загрязняют местность по следу облака. Участок расположен на севере Пермской области в 10 км от ближайшего населенного пункта. В результате группового взрыва трех зарядов, образовалась удлиненная с севера на юг траншейная выемка : длина 700м, ширина 340м, глубина 10-15м. В радиационном контроле за данным объектом принимали участие с 1971г. ВНИПИпромтехнология, с 1991г. центр госсанэпиднадзора в Пермской области. На четвертый день у траншеи уровни облучения составляли 1 Р/час, мах- 12 Р/час. В 1973г. радиация на гребне навала: в среднем 0,5-1 мр/час, мах - 10 мр/час. В 1980 в среднем по гребню

Таблица 3.

Распределение цезия—137 по грибам

Вид грибов	Удельная активность Cs-137
1.Черные грузди	203
2.Опята	202
3.Кульбики	468
4.Подберезовики	от 146 до 1298
5.Волнушки	2680
6. Сыроежки	от 133 до 9559
7. Белый груздь	от 368 до 2680
8. Лисички	от 512 до 4671
9. Подосиновики	от 153 до 8824
10. Белые	от 2096 до 9202
11. Маслята	от 2029 до 4952

(28848 пкки/кг = 1060 Бк/кг, - 96 Бк/кг) ; норма по ВДУ-93 - 600 Бк/кг,

траншеи наблюдали 200-300 мкр/час, мах- 3 мр/час. В 1993 в среднем по гребню было 100-200 мкр/час, мах- 1,5 мр/час, потоки β-частиц от почвы не превышают 150 бета-частиц в минуту на квадратный сантиметр при фоне 5 бета-частиц/мин. см.кв. В общей сложности только в 90-х годах выло отобрано и исследовано более 150 проб растительности, почвы, воды поверхностных водоемов, сделано 1000 дозиметрических измерений. Техногенные радионуклиды, загрязняющие грунт эпицентральной зоны представлены кобальтом-60, цезием-137, стронцием-90, тритием:

кобальт-60

-концентрация в грунте до 7,5 x 10^3- Бк/кг,

плотность загрязнения до 20 ки/км^2

цезий-137

-концентрация в грунте до 1. 1 x 10^4 Бк/кг

-плотность загрязнения до 3.0 ки/ки^2

стронций-90

-концентрация в грунте до 1.0 x 10^3 Бк/кг

тритий

-концентрация в грунте до 1,0 x103 Бк/кг

В пробах растительности (трава, мох, грибы, ягоды):

цезий-137 - до 4.0 x 10^2 Бк/кг

стронций-90 - до 4.3 * 10^4 Бк/кг

В воде траншеи:

стронций-90 -менее 1.0 Бк/л

тритий -2.7 x 10^4 Бк/л

За пределами зоны простирающейся на 300м от траншеи в пробах почвы, растительности, воде радионуклиды не обнаружены. Чувствительность использующейся спектрометрической аппаратуры 1 Бк/кг.

В 1969г. на Осинском нефтяном месторождении (юг Пермской области) проведено два подземных ядерных взрыва. В конечном, результате в недрах опытного поля образовались два потенциальный источника радиоактивного загрязнения в виде объемов пластовой воды, содержащей растворенные радионуклиды, исходно расположенные на и 76 метров ниже продуктивного нефтяного пласта. За прошедшие с момента проведения взрывов 27 лет произошло поступление радионуклидов (стронций-90, цезий-137, тритий) в продуктивный горизонт. Объемная активность радионуклидов, определенная аналитически в пробах воды, поступавшей из одной скважины в январе 1977 г., составляла соответственно - 1.1x19^{-6} Ки/л для стронция-90, 1.6 x 10^{-5} Ки/л для цезия-137, 1.4 x 10^{-4} Ки/л для трития. В результате формирования радиационной обстановки, как следствия добычи продукции содержащей радионуклиды, с самого момента проведения взрывов по настоящее время, установлено на территории промысла

более 50 объектов загрязнения (скважины, установки, агрегаты) являющихся вторичными источниками ионизирую-щих излучений. Мощность экспозиционной дозы оставляет от 20 до 3000 мкр/час, причем более 70% объектов загрязнения по МЭД не превышают 60 мкр/час.

С целью установления контрольных уровней содержания радиоактивных веществ в грибах Пермской области, в течение 1993-95гг. были отобраны грибы различных видов - 70 проб из 20 районов. Содержание цеэия-137 в грибах распределилось следующим образом;

от 88 до 432 пкки/кг сухого веса - в Сивинском, Чусовском, Лысьвинском, Частинском, Еловском районах;

от 468 до 1085 пкки/кг сухого веса - в Косинском, Усольском, Кунгурском, Октябрском районах;

от 1309 до 9559 пкки/кг сухого веса - в Красновишерском, Юрлинском, Нытвенском, Краснокамском, Осинском, Уинском, Чайковском районах;

от 26839 до 28848 пкки/кг сухого веса - в Чердынском, Юрлинском районах;

Влияние малых лоз облучения на ослабленный организм.

Многочисленные литературные данные и наши исследования показали, что малые дозы облучения, превышающие дозы от ПРФ в 10-100 раз, не оказывают заметного воздействия на здоровых животных. Так при экспонировании лабораторных крыс в зоне Чернобыльской аварии, где дозы облучения животных превосходили контрольные значения на 3-4 порядка, не выявили влияние на способность к размножению и развитие потомства у облученных крыс. В тоже время, ослабленные предварительным острым облучением(5гр) крысы демонстрировали четкие различия в выживаемости и физиологических реакциях [4]. В дальнейшем мы проводили изучение протекания лучевой болезни на фоне хронического облучения животных малыми дозами.

Белые беспородные мыши были облучены на установке ИГУР в дозе 10 Гр и разбиты на 3 группы, одна из которых выступала в качестве контроля. Две другие группы подвергались хроническому облучению от источников типа БИС, которые располагались на крышках клеток и экранировались стеклянной пластинкой для поглащения бета-излучения. Мощность поглощенной дозы от тормозного излучения на дне клеток для второй и третьей групп животных составляла 0,04 и 0,14 сГр/сутки. В клетке контрольной группы мощность дозы от ПРФ составляла О,00025 сГр/сутки.

Состояние животных свидетельствовало, что хуже всего себя чувствовал контроль. К четвертому дню, когда была зарегистрирована гибель первых животных, вес в контрольной группе уменьшился на *17%,* а к десятому дню, когда началась основная гибель - на 22%.Полная

гибель животных в контроле произошла на 15 день после облучения. У животных во второй и третьей группах снижение веса животных к десятому дню не превысило 10%. К 30-м суткам после облучения выживаемость мышей в клетке с более слабым источником составила 20%, а с более сильным— 40%. Средняя продолжительность жизни (СПЖ) погибших животных в контрольной группе составила 9,3 + 1,2 суток, для второй и третьей групп соответственно 11,8+1,5 и 15,0+1,8 суток.

Дальнейшие эксперименты показали, что если тормозное излучение от источники БИС пропускается через структурирующую систему (назначение которой пока изучается), то защитное действие излучения выражено сильнее. Так получено достоверное повышение выживаемости животных, облученных смертельной дозой, при постоянной мощности экспозиционной дозы 60 мкр/час, что соответствует 5 мЗв/год эквивалентной дозы. Следует отметить, что структурированное излучение было мягким и практически не регистрировалось дозиметром ДРГЗ-02,который начинает регистрировать излучение с энергии примерно 50 кэв.

О возможном влиянии прф на население.

Проведенные экспериментальные исследования показывают, что при определенных ситуациях облучение населения в дозах, не превышающих регламентированные санитарные нормы, может оказать существенное воздействие.

Такими условиями являются!

-структуризация рассеянного излучения, присутствующего во всех точках жизненного пространства.

-ослабленное состояние организма, возникающее после травм и продолжительных болезней.

-возможное аддитивное или синэргическое наложение нескольких экологических факторов.

Особого рассмотрения, по-видимому, требует ситуация, когда человек меняет свое местонахождение или переезжает на новое место жительства. При этом экологическая ситуация может существенно меняться по таким параметрам, как загрязненность атмосферного воздуха, состав питьевой воды, температурный режим и радиационная обстановка! Все эти Факторы, если они не укладываются в санитарно-гигиенические нормативы, не должны вызывать у здорового человека отрицательных изменений. Однако любой организм должен адаптироваться к новым условиям, что требует некоторых энергетических затрат. Адаптация(акклимация) должна протекать легче, если экологические Факторы изменяются в небольших интервалах. Проанализируем величину интервалов изменения радиационной обстановки

в Пермской области.

Мощность экспозиционной дозы в Пермской области изменяется в среднем в 3 раз, что не имеет особого значения, и только на территориях нефтепромыслов имеются объекты (скважины, установки, агрегаты) на которых наблюдается повышение в 10-100 раз, которые находятся под контролем.

Учитывая, что концентрация ЕРН в строительных материалах может изменяться до 15 раз (табл.2),можно ожидать неконтролируемый перепад мощности экспозиционной дозы в жилых и производственных помещениях.

Значительная гетерогенность возможна при поступлении РВ в организм с пищевыми продуктами. Об этом, в частности, свидетельствует различное содержание цезия-137 в грибах Чердынского и Чусовского районов, которое превышает норматив в 2 раза. Однако наибольшая вариация поступления ЕРН в организм жителей будет наблюдаться за счет изотопов радона, концентрация которых может сильно варьировать в жилых и производственных помещениях как отдельных населенных пунктов, так и в пределах области. Так, наименьшие концентрации радона были зафиксированы в шахтах Соликамска и Березников (0-40 Бк/куб.м), а наибольшие в Кунгурской пещере на рабочих местах (от 2000до 6500 Бк/куб.м) Из этого можно предположить, что жители г. Соликамска в целом ложны подвергаться меньшему воздействию радона и его дочерних продуктов по сравнению с жителями г. Кунгура, В жилых и производственных помещениях г. Перми концентрация радона зафиксирована в пределах от 30 до 12500 Вк/куб.м. Из этого следует, что в зависимости от местоположения здания, метеоусловий и других факторов содержание радона может изменяться в 400 раз.

Учитывая большую вариабильность во времени поступления радона из почвы в воздух, влияние вентилируемости на накопление дочерних продуктов в воздухе помещений, следует ожидать широкий диапазон доз облучения на население г. Перми.

Места радиационного загрязнения, связанные с ядерными взрывами, в основном для населения недоступны, находятся под постоянным контролем и не могут оказать существенного влияния на здоровье населения. Тем не менее они представляют значительный интерес в плане изучения влияния радиационного загрязнения на дикую фауну и флору.

Итак, анализ радиационной обстановки на территории Пермской области показывает, что дозы облучения населения не превышают установленных саннорм, поэтому радиационную обстановку можно считать благополучной. С другой стороны, экспериментальные исследования показывают, что большая и вариация ПРФ на территории области создает предпосылки для оказания влияния на организм людей,

особенно в ослабленном состоянии. Это означает, что необходимо проводить дальнейшие исследования по уточнению и детализации радиационной обстановки, для оценки и уточнения роли радиационного фактора в общей характеристике экологической ситуации

Литература.

1.Кузин А.М. Природный радиационный Фон и его значение для биосферы Земли. —М.:Наука,1991.116с.

2.Кузин А.М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. М.вАтоммэдат,1977.133с.

3.Кузин А.М. Возможные механизмы участия ПРФ в стимуляции деления клеток. Радиационная биология. Радиоэкология, 1994. Т. 34. Вып.3 С.398-401.

4. Тестов Б. В., Афонина Т. Д., Яновская Н.П., Онянова М. В. Ослабленный организм как модель для изучения действия вредных "Факторов Перспективы развития естественных наук на Западном Урале Тез. конф. - Пермь,1996.Т,2,С.45-47

Содержание

Наука и общество в XXI веке
Н. Васильев 5

Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО "МАЯК"
А.В.Трапезников, В.Н.Позолотина, П.И.Юшков, В.Н.Трапезникова, И.В.Молчанова, Е.Н.Караваева, М.Я.Чеботина, А.Ааркрог*, Х.Дальгаард*, С.П.Нильсен*, К.Чен*
Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия,
* Risoe National Laboratory, Denmark 20

Элементы теории наукоемких технологий.
С.М.Вовк, В.П.Сметанников, В.Л.Кошелев, С.А.Наумов, С. В. Пушкарев. 67

Биологическое действие электромагнитного излучения различной энергии
Б В.Тестов 81

Экологические последствия Тунгусской катастрофы 1908 г.
Н.В Васильев.
("падение Тунгусского метеорита")
Комиссия по метеоритам СО Российской АН
Государственный природный заповедник "Тунгусский" 89

Принципы экологического нормирования сбросов жидких радиоактивных веществ.
А. Л. Кононович 165

Биологические особенности сельскохозяйственных животных и устойчивость их к заболеваниям в раз-ных экологических зонах уральского региона
И.М.Донник
Уральская государственная сельскохозяйственная академия 214

К вопросу о бифуркации адаптационных реакций человека на возмущающее воздействие факторов внешней среды в отдаленном посстрессовом пе-риоде
Г.В.Талалаева
240

Результаты комплексного обследования воздействия свердловского государственного спецкомби-ната (СГСК) "Радон" на окружающую среду и чело-века.
СГСК "Радон" Н.В. Чемерис, М.А. Изюмов
260

Миграция и трансформация физико-химических форм радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в почвах и лесных подстилках
Л.Н.Михайловская
Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург
290

Опыт проведения радонового обследования территории на примере Артемовского района Свердловской области
А.А.Екидин, А.В.Вожаков, М.В.Жуковский, И.В.Ярмошенко.
Институт промышленной экологии УрО РАН
323

Радиационная обстановка в Пермской области и её возможное влияние на население
В.В. Лунев (Пермский Областной Центр Госсанэпиднадзора)
В.В. Тестов (Естественнонаучный Институт при Пермском Университете)
348

Если Вы хотите подписаться на все сборники или приобрести любой из них, обращайтесь:

624051, г.Заречный, а/я 96,
Техноцентр “Лазерная диагностика и чистые технологии”, служба маркетинга
тел.(34377) 7-12-82 факс (34377) 7-28-56
e-mail: laser@camops.e-burg.su
или
624051, г. Заречный, Свердловская обл.
Биофизическая станция
Трапездников александр Викторович
Тел (277) 3-20-70