

Вестник НЯЦ РК

ПЕРИОДИЧЕСКИЙ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
НАЦИОНАЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ЦЕНТРА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

Издается с января 2000 г.

ВЫПУСК 3 «РАДИОЭКОЛОГИЯ. ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ», СЕНТЯБРЬ 2002

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР – к.т.н. ТУХВАТУЛИН Ш.Т.

НАУЧНЫЕ РЕДАКТОРЫ ВЫПУСКА – д.ф.-м.н. ЖОТАБАЕВ Ж.Р., к.ф.-м.н. МУКУШЕВА М.К.

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ: д.т.н. АРЗУМАНОВ А.А., д.г.-м.н. БЕЛЯШОВ Д.Н.,
БЕЛЯШОВА Н.Н., к.т.н. ГИЛЬМАНОВ Д.Г., д.г.-м.н. ЕРГАЛИЕВ Г.Х., д.ф.-м.н. КАДЫРЖАНОВ К.К.,
КОНОВАЛОВ В.Е., д.ф.-м.н. КОСЯК Ю.Г., д.ф.-м.н. МИХАЙЛОВА Н.Н., д.б.н. ПАНИН М.С.,
ПИВОВАРОВ О.С., ПТИЦКАЯ Л.Д., д.б.н. СЕЙСЕБАЕВ А.Т., к.ф.-м.н. СОЛОДУХИН В.П.,
д.ф.-м.н. ТАКИБАЕВ Ж.С., д.ф.-м.н. ТАКИБАЕВ Н.Ж.

ҚРҰНДЫҚ

«РАДИОЭКОЛОГИЯ. ҚОРШАҒАН ОРТАНЫ ҚОРҒАУ»

3 ШЫҒАРЫМ, ҚЫРҚҮЙЕК, 2002 ЖЫЛ

NYC IRK Bulletin

«RADIOECOLOGY AND ENVIRONMENT PROTECTION»

ISSUE 3, SEPTEMBER 2002

СОДЕРЖАНИЕ

ОСОБЕННОСТИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ОБЪЕКТОВ "ЛИРА"	6
Кадыржанов К.К., Тулеушев А.Ж., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Резников С.В., Позняк В.Л.	
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "БАЛАПАН" БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА	11
Птицкая Л.Д.	
РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ИЗУЧЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА.....	19
Артемьев О.И., Кайрамбаев С.К., Птицкая Л.Д., Стрильчук Ю.Г., Умаров М.А.	
ИЗУЧЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ	24
Артемьев О.И., Умаров М.А., Ларин В.Н., Процкий А.В.	
ОЦЕНКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ АКТОГАЙСКОГО РАЙОНА КАРАГАНДИНСКОЙ ОБЛАСТИ.....	30
Ахметов М.А., Птицкая Л.Д., Стрильчук Ю.Г., Осинцев А.Ю.	
ОСОБЕННОСТИ ПРИСУТСТВИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВЕ НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА.....	37
Ахметов Е.З.	
INTERCALIBRATION AND VALIDATION OF PERSONAL DOSE MONITORING OF PROFESSIONAL RADIATION WORKERS AT THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE.....	42
P. Hill, O. Artemyev, F. Busch, A. Kim, L. Ptitskaya, S. Subbotin, M. Akhmetov	
РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	45
Орлов А.А., Краснов В.П.	
ДИНАМИКА И ПРОГНОЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ЭКОСИСТЕМЕ оз. ТЫГИШ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА	55
Трапезникова В.Н., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Екидин А.А.	
О НЕКОТОРЫХ ПРИЗНАКАХ ИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА.....	68
Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т.	
ХИРОНОМИДЫ (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) КАК ВОЗМОЖНЫЕ БИОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ.....	72
Бахтин М.М., Сейсебаев А.Т.	
ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО γ-ИЗЛУЧЕНИЯ НА СОСТОЯНИЕ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК.....	76
Ермакова О.В., Раскоша О.В.	
ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ОТДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СИП	80
Магда И.Н., Черных А.Б., Морозов А.Е., Бушнева И.А., Понявкина А.Г.	
МОРФО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ГОЛЬЦОВ (BALITORIDAE, NEMANEILUS) В УСЛОВИЯХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА	85
Матмуратов С. А., Митрофанов И. В.	

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ СЛАБЫХ И СОЧЕТАННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ У РАСТЕНИЙ В СВЯЗИ С ПРОБЛЕМОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ	90
Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Евсеева Т.И., Удалова А.А., Дикарева Н.С., Васильев Д.В.	
НАКОПЛЕНИЕ ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs БЕРЕЗОЙ И ИВОЙ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПОДВЕРЖЕННЫХ И НЕ ПОДВЕРЖЕННЫХ ЗАТОПЛЕНИЮ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ	97
Юшков П.И., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н.	
МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ И РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОНУКЛИДНОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ ВОД РАЗЛИЧНЫХ РЕГИОНОВ КАЗАХСТАНА, СОПРИЧАСТНЫХ К ЯДЕРНЫМ ВЗРЫВАМ	107
Степанов В.М., Казачевский И.В., Кнатова М.К., Солодухин В.П., Князев Б.Б., Лукашенко С.Н., Хажекбер С., Габдулин Р.М.	
РАДИОМЕТРИЧЕСКИЙ МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ПРОБАХ ВОДЫ	112
Ларин В.Н.	
КОНЦЕНТРАЦИИ И СООТНОШЕНИЯ ТРАНСУРАНОВЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НА РАЗЛИЧНЫХ УЧАСТКАХ СИП ПО ДАННЫМ ИНСТРУМЕНТАЛЬНОГО АНАЛИЗА	115
Князев Б.Б., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н., Кнатова М.К., Каширский В.В.	
ДРОЗОФИЛА В ЭКСПЕРИМЕНТАХ С ОБЛУЧЕНИЕМ В МАЛЫХ ДОЗАХ	119
Зайнуллин В.Г., Москалев А.А., Шапошников М.В., Шептякова А.И.	
ИЗУЧЕНИЕ РАДИОМОДИФИЦИРУЮЩЕГО ЭФФЕКТА СИНТЕЗИРОВАННЫХ ПРЕПАРАТОВ	127
Кадырова Н.Ж., Карабалин Б.К., Кайрамбаев С.К., Сейтказина Г.Ж.	
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СОРБЕНТОВ НА ОСНОВЕ ГЛИН ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ	133
Ахметов М.А., Синяев В.А., Ларин В.Н., Курманбаева Д.С., Голикова Н.В.	
СОРБЦИЯ УРАНА И РАДИЯ АНАЛЬЦИМСОДЕРЖАЩЕЙ ПОРОДОЙ И ИСКУССТВЕННЫМ ЦЕОЛИТОМ NaX ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ И ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ	137
Рачкова Н.Г.	
ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО γ-ОБЛУЧЕНИЯ В РАННИЕ ПЕРИОДЫ ОНТОГЕНЕЗА НА ИММУНОРЕАКТИВНОСТЬ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ	143
Кичигин А. И.	
ИЗМЕНЕНИЕ БИОЛОГИЧЕСКОГО ВРЕМЕНИ У ЛИКВИДАТОРОВ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	151
Талалаева Г.В.	
ИЗМЕНЕНИЕ СОСТОЯНИЯ ХОЛИНЭСТЕРАЗНОЙ СИСТЕМЫ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ	159
Журнист А.Г., Утешев А.Б., Абылайулы Ж.А.	
ИЗМЕНЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ КАТЕХОЛАМИНОВ В ОТДАЛЕННЫЕ СРОКИ У ЛИКВИДАТОРОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ВОЗРАСТА, ПРОФЕССИИ, ГОДА УЧАСТИЯ НА ЧАЭС	162
Журнист А.Г.	
АНАЛИЗ ДИНАМИКИ ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ СРЕДИ НАСЕЛЕНИЯ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ ЗА ПЕРИОД 1990-2000 гг.	164
Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Чайжунусова Н.Ж., Мансарина А.Е., Гроше Б., Бауэр С., Курумбаев Р.Р.	
ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 1	171
Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Гроше Б., Бауэр С., Лэнд Ч.	
ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 2	174

Гроше Б., Бауэр С., Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н.

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ОБЩЕЙ И ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИАЦИОННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ (1949-1975 гг.). СООБЩЕНИЕ 1	180
--	------------

Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Щербакова С.В., Жазыкбаева Л.К., Мансарина А.Е., Саматугина О.Н., Гроше Б., Бауэр С.

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ОБЩЕЙ И ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИАЦИОННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ (1976 - 1998 гг.). СООБЩЕНИЕ 2	185
--	------------

Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Щербакова С.В., Жазыкбаева Л.К., Мансарина А.Е., Саматугина О.Н., Гроше Б., Бауэр С.

ДИНАМИКА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ ДЕТЕЙ ТРЕТЬЕГО ПОКОЛЕНИЯ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, РОЖДЕННЫХ ОТ ОБЛУЧЕННЫХ РОДИТЕЛЕЙ И ПРОЖИВАВШИХ В УСЛОВИЯХ ДЕЙСТВИЯ НЕРАДИАЦИОННЫХ ФАКТОРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	189
--	------------

Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Чайжунусова Н.Ж., Мансарина А.Е., Саматугина О.Н., Гроше Б., Бауэр С.

ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕПРОДУКТИВНОГО ЗДОРОВЬЯ ПОТОМКОВ ЛИЦ, ПОДВЕРГАВШИХСЯ ПРЯМОМУ ОБЛУЧЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ (ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ СООБЩЕНИЕ).....	195
---	------------

Гусев Б.И., Раисова Г.К., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Щербакова С.В., Мансарина А.Е., Саматугина О.Н.

ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК	199
--	------------

Адылханов Т.А., Березина М.В., Кенжина Г.Т.

ЭКОНОМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА.....	202
--	------------

Чугунова Н.С., Балыкбаева С.Ы.

УДК 574:504.054:539.16:546.36:546.42

ОСОБЕННОСТИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ ОБЪЕКТОВ "ЛИРА"

Кадыржанов К.К., Тулеушев А.Ж., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Резников С.В., Позняк В.Л.

Институт ядерной физики ИЯЦ РК

Представлены результаты исследования радиационной обстановки на территории объектов "Ли́ра" - места проведения 6 подземных ядерных взрывов. Показано, что уровень ее радионуклидной загрязненности незначительно превышает фоновые значения, характерные для этого региона. Установлено, что основным механизмом дополнительного загрязнения этой территории радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr является выход на поверхность в процессе взрыва инертных газов ^{137}Xe и ^{90}Kr . Рассмотрены особенности площадного и глубинного распределения радионуклидов на обследованной территории. Установлен факт их миграции к пойме р. Березовка и дальнейшего распространения вниз по течению реки, за пределы территории объектов "Ли́ра".

ВВЕДЕНИЕ

В Западном Казахстане, в 30 км к северо-востоку от города Аксай, расположено Карачаганакское нефтегазоконденсатное месторождение (КНГКМ). На территории этого месторождения в 1983 и 1984 гг., с целью создания подземных емкостей-хранилищ для газоконденсата, на глубине около 1 км в соляном куполе было произведено 6 подземных ядерных взрывов. Объект получил название "Ли́ра". На рисунке 1 представлена схема расположения подземных ядерных полостей на территории этого объекта. По официальным сведениям из Всероссийского научно-исследовательского и проектного института промышленных технологий (ВНИИ Промтехнологий, г. Москва) проведенные ядерные взрывы отнесены в категорию Взрывов Полного Камуфлета, то есть в категорию безаварийных взрывов.

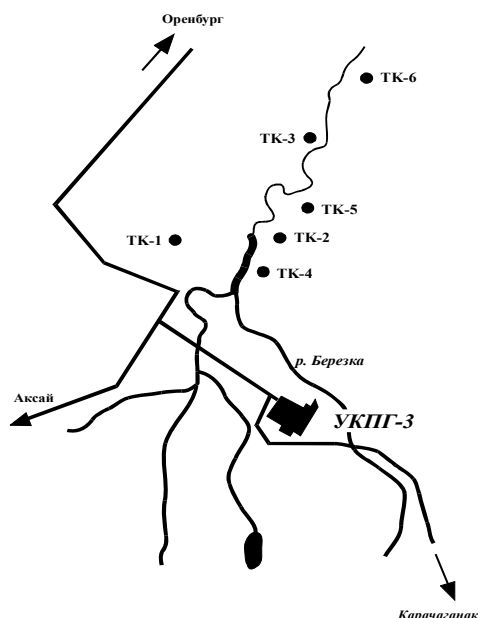


Рисунок 1. Схема расположения подземных ядерных полостей на объекте Ли́ра

Вместе с тем, некоторые события в ходе выполнения этих работ и реальное состояние этих полостей не дают основания для категорического заключения о полной безопасности этого объекта для окружающей среды. В настоящее время 4 емкости (ТК-1, ТК-2, ТК-3, ТК-4) заполнены газоконденсатом, емкость ТК-5 обводнена, емкость ТК-6 не обследована в связи с завалом скважины на глубине 906 м при проведении буровых работ по ее вскрытию. Кроме того, по свидетельству непосредственных исполнителей, при проведении взрыва в скважине ТК-2 был отмечен выход на дневную поверхность инертных газов (точные объемы газа не известны). На протяжении нескольких лет радиационную ситуацию на объекте контролировала (в основном, радиометрическими методами) Итальянская фирма Аджип [1]. Однако эти исследования не позволили создать целостное представление об уровне и характере его радионуклидной загрязненности. В связи с этим в 1998 году перед ИЯФ ИЯЦ РК была поставлена серьезная задача по детальному изучению радиационной обстановки на территории объектов "Ли́ра" и выявлению механизмов ее радионуклидного загрязнения. При этом особое внимание уделялось вопросу возможного поступления радионуклидов из котловых полостей на дневную поверхность по зонам разломов и трещиноватостей в земной коре. В настоящей статье приводятся основные результаты этих исследований.

МЕТОДЫ И АППАРАТУРА

Для решения поставленных задач в основном были использованы радиометрические и спектрометрические методы. Мощность экспозиционной дозы (МЭД) измерялась радиометрическими полевыми приборами СРП-68, MKS-04 и РУП-1. Гамма-спектрометрия осуществлялась на четырех спектрометрах, основанных на современных Ge-детекторах:

- "Ortec" GEM-20180 (коаксиальный, эффективность 20 %, разрешение 1.7 кэВ по ^{60}Co – 1332 кэВ),
- "Canberra" GX-1520 (коаксиальный, эффективность 15%, разрешение 1.7 кэВ по ^{60}Co – 1332 кэВ),

- "Ortec" GLP-25325 (планарный, разрешение 319 эВ по ^{241}Am - 59,54 кэВ),
- "Canberra" GLP-101 OR (планарный, разрешение 231 эВ по ^{241}Am - 59,54 кэВ).

Определение макросостава почвы проводилось методом РФА с ампульным источником ^{109}Cd и Si-детектором "Ortec" GLP-1018R (планарный) разрешение 180 эВ для $K\alpha$ Fe - 6,4 кэВ). Определение микросостава почвы проводилось методом активационного анализа с облучением на атомном реакторе ВВР-К. Для определения $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в почвах использовалась комплексная радиохимическая методика, разработанная специалистами института [2]. Радионуклидный состав воды определялся с применением методики концентрирования радионуклидов из больших объемов воды – более 10 литров [3]. Методическое и аппаратное обеспечение радиоэкологических и экологических исследований, выполняемых в ИЯФ НЯЦ РК, подробно изложено в работах [4-6].

ЭКСПЕРИМЕНТ И ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

На первой стадии исследовательских работ было проведено предварительное крупномасштабное обследование радиационной обстановки на территории объектов "Ли́ра". Радиометрическая съемка территории показала, что МЭД, за некоторыми исключениями, находятся в интервале $10\div 15$ мкР/час, что соответствует обычным фоновым значениям. На приустьевых площадках скважин ТК-4 и ТК-5 выявлены отдельные, незначительные по площади, радиационно-загрязненные участки - следствие технической деятельности по обустройству и изучению полостей. В настоящее время выполнены работы по ремедиации этих участков. Кроме того, изучался радионуклидный состав отдельных образцов почвы, отобранных на различных участках территории объектов "Ли́ра". Результаты этих исследований изложены в работах [7-9] и

использованы при разработке и реализации системы радиационного мониторинга на этих объектах [10].

В дальнейших исследованиях выполнен значительный объем работ по изучению пространственного и глубинного распределения радионуклидов на территории объектов "Ли́ра". Вся эта территория (площадь $\sim 6,7$ км²) по состоянию почвы может быть разделена на две части: правый берег р. Березовка - в основном целина; левый берег - пашня. В связи с этим отбор проб почвы для дальнейших лабораторных исследований проводился дифференцированно: на целине отбирались 3 пробы ($0\div 5$ см, $5\div 10$ см, $10\div 30$ см); на пашне - 2 пробы ($0\div 20$ см, $20\div 30$ см). Часть отобранных проб была подвергнута радиохимическому анализу ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr). Основной объем аналитических исследований был выполнен гамма-спектрометрическим методом (^{137}Cs , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{40}K). Следует отметить, что ни в одной пробе почвы не было обнаружено ($> 0,5$ Бк/кг) таких долгоживущих искусственных радионуклидов, как ^{60}Co , ^{152}Eu , ^{154}Eu и ^{241}Am . Концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в изученных пробах заключены в интервал ($< 0,05 \div 2$) Бк/кг, ^{90}Sr - ($< 5 \div 20$) Бк/кг. Каких-либо особенностей в содержании и распределении естественных радионуклидов обнаружено не было. На сегодняшний день по такой схеме (с шагом отбора проб 300 м) обследована вся территория объектов "Ли́ра", некоторые участки изучены более детально.

В таблице 1 приведены средние значения концентрации ^{137}Cs в различных слоях почвы на целинном и пахотном участках обследованной территории. На рисунке 2 в виде изолиний представлено распределение этого радионуклида на территории объектов "Ли́ра" в слое почвы $0\div 30$ см.

Таблица 1. Концентрация ^{137}Cs (усредненные значения) в различных слоях почвы на территории объектов "Ли́ра"

Состояние почвы	Целина				Пашня			Среднее значение для всего участка, $0\div 30$ см
Интервал отбора проб почвы, см	$0\div 5$	$5\div 10$	$10\div 30$	$0\div 30$	$0\div 20$	$20\div 30$	$0\div 30$	
Концентрация ^{137}Cs Бк/кг	10.7 ± 8.8	7.0 ± 4.2	3.5 ± 2.6	5.3 ± 3.0	7.1 ± 1.4	5.4 ± 1.8	6.5 ± 1.2	5.9 ± 3.1

Необходимо отметить еще одну совершенно очевидную особенность, характерную для площадного распределения ^{137}Cs на обследованной территории: подавляющее большинство аномалий с повышенным содержанием этого радионуклида причастно к пойме реки Березовка (Рис. 2). Это обстоятельство, вероятнее всего, может быть объяснено миграцией радионуклидов с поверхности всей загрязненной

территории к руслу реки посредством смыва талыми и дождевыми водами. Подтверждением тому служит и картина распределения ^{137}Cs (усредненные значения) по пикетам на целинном участке территории объектов "Ли́ра" (Рис. 3). Видно, что концентрация этого радионуклида в верхних слоях почвы заметно нарастает от периферии к центру, т.е. к руслу реки Березовка.

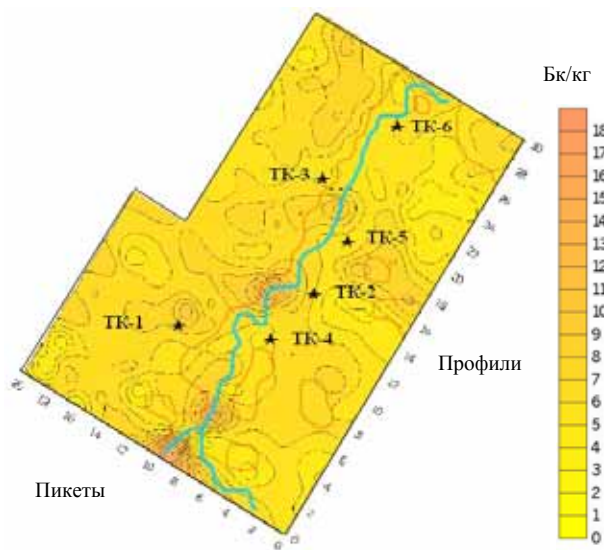


Рисунок 2. Распределение ^{137}Cs , Бк/кг на территории объектов "Ли́ра", слой почвы 0 ±30 см

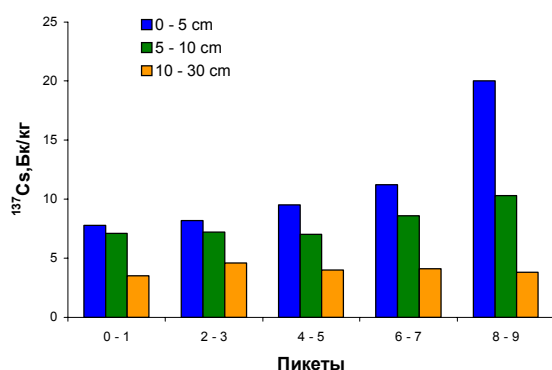
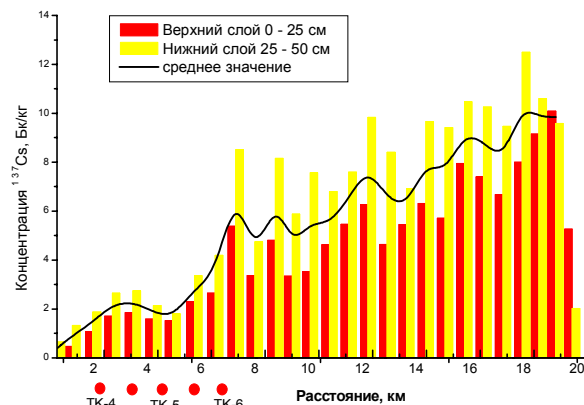
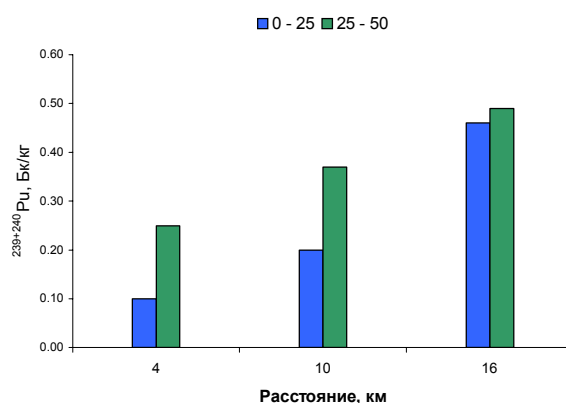


Рисунок 3. Распределение ^{137}Cs по пикетам на целинном участке территории объектов "Ли́ра"

С целью дополнительной проверки состоятельности рассмотренного механизма проведено специальное исследование радионуклидного состава образцов донных отложений, отобранных через 50 м с двух горизонтов (0÷25 и 25÷50 см) в русле р. Березовка на значительном ее отрезке, протяженностью в 20 км. Результаты распределения средних значений ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях этой реки представлены на рис 4а и 4б, соответственно. Следует добавить, что результаты аналогичных обследований верховий р. Березовка (отрезок, длиной 2.5 км) и ее притока р. Куншубай (отрезок, длиной 2 км) свидетельствуют о незначительном содержании (в основном, менее 1 Бк/кг) ^{137}Cs в донных отложениях.



а



б

Рисунок 4. Распределение ^{137}Cs (а) и $^{239+240}\text{Pu}$ (б) в донных отложениях р. Березовка

Результаты обследования русла р. Березовка дополнительно свидетельствуют в пользу механизма миграции поверхностного радионуклидного загрязнения. Вместе с тем, выполненные исследования не исключают возможности и другого механизма: поступление радионуклидов из котловых полостей на дневную поверхность по зонам разуплотнения и трещиноватостей в земной коре. В целях проверки его состоятельности были проведены специальные исследования. Для выявления наиболее вероятных мест проявления такого механизма совместно с Институтом геофизических исследований НЯЦ РК было выполнено картирование ослабленных зон методом ртутотметрической, атмогеохимической и радоновой съемок [9]. На основании результатов этих съемок и, с учетом представленных выше результатов радионуклидного анализа послойных образцов почвы и донных отложений, были выбраны участки на которых методом шурфов были отобраны послойные образцы грунта с глубины до 1÷1.5 м. Интервал отбора проб по глубине варьировался от 10 до 25 см. В общей сложности было заложено более 70 таких шурфов. По результатам лабораторных исследований этих образцов установлено, что в подавляющем большинстве случаев ^{137}Cs сосредоточен

в слое грунта до 30 см. Некоторое исключение составляет распределение этого радионуклида в пойме и донных отложениях р. Березовка (Рис. 5). Однако характер этого распределения полностью соответствует механизму миграции радионуклидов сверху – вниз, но никак не наоборот, тем более, что ни на одном из этих участков ^{137}Cs на глубине более 70 см обнаружен не был.

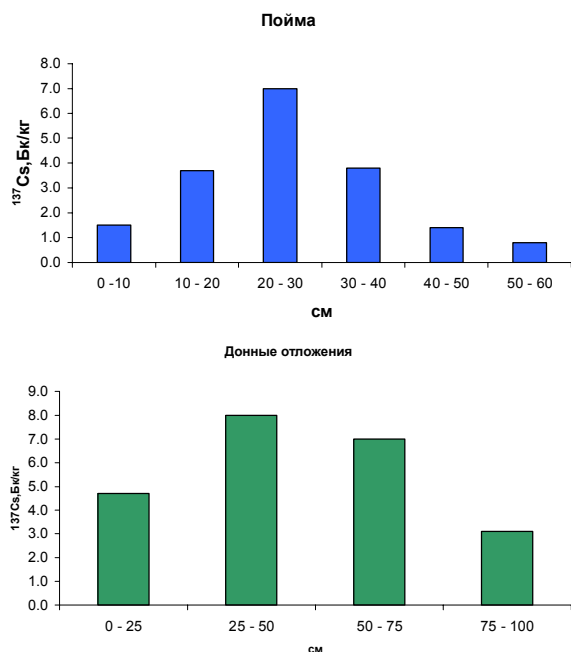


Рисунок 5. Распределение ^{137}Cs (усредненные значения) по глубине грунта в бассейне р. Березовка

ЛИТЕРАТУРА

1. Radiometric Survey of the Karachaganak field. /AGIP S.p.a. National Institute of Radiation Protection (Ministerial Degree 23-5-84) Vol.II-1994, Vol.III-1997.
2. Kazachevskiy I.V., Lukashenko S.N., Chumikov G.N., Chakrova E.T., Smirin L.N., Solodukhin V.P., Khazhekber S., Berdinova N.M., Ryazanov L.A., Bannyh V.I., Muratova V.M. Combined radiochemical procedure for determination of Plutonium, Americium and Strontium-90 in the soil samples from SNTS. // Czechoslovak Journal of Physics, Vol.49, Suppl.S1, 1999, P. 445-460.
3. Казачевский И.В., Степанов В.М., Кнатов М.К., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Киселева С.С., Борисова Н.М. Методика определения искусственных радионуклидов в природных водах с использованием предварительного концентрирования. // Сб.: 3-я Международная Конференция "Ядерная и радиационная физика", - Алматы, ISBN 9965-9051-6-9, 2001, p.421.
4. Kadyrzhanov K.K. et. al.: Nuclear Physical Methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites, Kluwer Academic Publishing, NATO Science Series (2000) 17.
5. Солодухин В.П. Комплекс ядерно-физических методов в решении аналитических задач по проблемам радиоэкологии и освоения ископаемых углеводородов. // Сб.: 3-я Международная Конференция "Ядерная и радиационная физика", - Алматы, ISBN 9965-9051-6-9, 2001, p.416.
6. Solodukhin V.P.: Нефть и газ, ISSN 1562-2932, №1 (2002) 67.
7. Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Позняк В.Л., Поденежко В.В., Камберов И.М., Политиков М.И. Исследование состояния и механизмов формирования радионуклидного загрязнения территории объектов "Лиры" // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. -С-Петербург: Гидрометеиздат. - 2000, Т. 1, С. 657-661.
8. Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В. и др. Объекты "Лиры" – первые результаты изучения степени и характера радионуклидного загрязнения территории // Вестник НЯЦ РК. -2000, Вып.3, С.54-57.
9. Кадыржанов К.К., Тулеушев А.Ж., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Резников С.В. Анализ природы и механизмов радионуклидного загрязнения территории объектов Лиры // Сб.: 3-я Международная Конференция "Ядерная и радиационная физика".- Алматы, ISBN 9965-9051-6-9, 2001, p.408.
10. Кадыржанов К.К., Тулеушев А.Ж., Лукашенко С.Н., Филиппов В.И., Солодухин В.П., Казачевский И.В. Комплексный мониторинг объектов Лиры // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. - С-Петербург: Гидрометеиздат - 2000, Т. 1, С. 650-656.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено детальное исследование радиационного состояния территории объектов "Лиры". Выявлены и дезактивированы отдельные, незначительные по площади радиационно-загрязненные участки. Установлено, что в целом радиационная обстановка на этой территории не представляет угрозы для окружающей среды, поскольку уровень ее радионуклидной загрязненности близок к фоновым значениям, характерным для данного региона.

Изучено пространственное и глубинное распределение радионуклидов на всей обследованной территории. Выявлено наличие миграции к пойме р. Березовка и дальнейшее распространение вниз по руслу реки.

Установлено, что основным механизмом (дополнительно к глобальным выпадениям) загрязнения поверхности почвы на объекте "Лиры" радионуклидом ^{137}Cs и, вероятно, ^{90}Sr является выход на поверхность, сразу вслед за взрывом, инертных газов ^{137}Xe и ^{90}Kr , генетически являющихся предшественниками этих радионуклидов.

Материалы настоящей работы представлены на Международной "14 Радиохимической конференции" в Чехии [11].

11. K.K. Kadyrzhanov, A.Zh. Tuleushev, S.N. Lukashenko, V.P. Solodukhin, I.V. Kazachevskiy, S.V. Reznikov, V.L. Poznyak. Radionuclide Contamination of The Territory of "Lira" Objects: in Proc. 14th Radiochemical Conference, 14-19 April 2002, Marianske Lazne, Czech. Republic, p.78.

«ЛИРА» АУМАҒЫНЫҢ РАДИОНУКЛИДТЕРМЕН ЛАСТАНУ ЕРЕКШЕЛІГІ

К.К. Кадыржанов, А.Ж. Тулеушев, С.Н. Лукашенко, В.П. Солодухин, И.В. Казачевский, С.В. Резников, В.Л. Позняк

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Ядролық физика институты, Алматы

Жер астында 6 рет ядролық жарылыс жүргізілген «Лира» аумағындағы радиация жағдайы зерттеліп, нәтижесі келтірілген. Радионуклидтармен ластану деңгейі осы аймаққа тән фоннан сәл жоғары екендігі көрсетілген. Бұл аумақтың ^{137}Cs және ^{90}Sr радионуклидтерімен қосымша ластануының негізгі жарылыс кезінде инертті ^{137}Xe және ^{90}Kr газдардың жер бетіне шығуына байланысты екені тоқтатылған. Зерттелген аумақта радионуклидтердің топырақ бетіне және оның төменгі қабатына таралу ерекшелігі таралған. Радионуклидтердің «Лира» аумағынан асып, Березовка өзенінің жайылымына және де одан әрі өзен ағысымен ылдйылап тарайтындығы тоқтатылған.

PECULIARITIES OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION AT THE TERRITORY OF "LIRA" OBJECTS

K.K. Kadyrzhanov, A.Zh. Tuleushev, S.N. Lukashenko, V.P. Solodukhin, I.V. Kazachevskiy, S.V. Reznikov, V.L. Poznyak

Institute of Nuclear Physics NNC RK

The results of radiation situation investigations at the territory of "Lira" objects – carrying out places of 6 underground nuclear explosions – have been represented. It is shown that the level of radionuclide pollution slightly exceeds background values typical for this region. It is set that exit of inert gases of ^{137}Xe and ^{90}Kr on the surface during the explosion is the main mechanism of additional pollution of this territory by radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr . The peculiarities of area and deep radionuclide allocation on the investigated territory have been examined. The fact of their migration to flood-lands of Berezovka river and further distribution downstream of the river outside the territory of "Lira" object is set.

УДК 577.391:577.4

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "БАЛАПАН" БЫВШЕГО СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

Птицкая Л.Д.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Представлены результаты современного радиационного обследования приустьевых площадок скважин на территории испытательной площадки Балапан и района Атомного озера с анализом проб окружающей среды на содержание техногенных радионуклидов. Показано, что радиоактивное загрязнение на бывшей испытательной площадке "Балапан" носит мелкоочаговый неоднородный характер и сосредоточено на приустьевых площадках всех скважин. Выявлена закономерность в распределении радиоактивных продуктов, обусловленных ядерными взрывами в скважинах. Отмечена возможность миграции радионуклидов из котловых загрязненных полостей скважин по подземным водным каналам, что требует детального изучения.

Для проведения ядерных испытаний на территории бывшего Семипалатинского полигона использовались специальные технические площадки.

После подписания Московского договора о запрещении ядерных испытаний в трех средах начался период подземных испытаний, которые проводились на площадках "Дегелен" и "Балапан" (Рис. 1). Последняя стала одной из основных на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне (СИП). С 1961 по 1989 годы на "Балапане" было осуществлено 131 подземное испытание в вертикальных горных проходах – скважинах [1, 2, 3, 4]. Средняя плотность скважин – одна скважина на квадратный километр. Их месторасположение показано на рисунке 2.

Большинство взорванных устройств имело относительно большую пороговую мощность, достигавшую 150 кт ТЭ [5]. Проведение подземных ядерных взрывов (ПЯВ), в результате воздействия ударной волны и проседания грунта, обусловили существенную деформацию рельефа площадки "Балапан". Деформация проявилась в образовании в эпицентрах взрывов воронок диаметром до трёх десятков метров и кольцевых структур интенсивного коробления земной поверхности. В месте закладки ядерного устройства в результате взрыва формируется шарообразная котловая полость, представляющая собой высокотемпературную зону, в которой горная порода плавится и захватывает радиоактивные продукты взрыва. До 90% наработанной радиоактивности в виде стеклшлакообразной массы локализуется

именно в котловой полости [6]. Часть радиоактивности в виде аэрозольно-пылевой составляющей оседает в так называемом столбе обрушения, образующемся над эпицентром взрыва вследствие дробления горных пород. И лишь незначительная часть, примерно 0,1%, радиоактивности в результате фильтрации через техногенные и природные трещины выходят на дневную поверхность, в основном, в аэрозольном и газообразном виде [7].

Эксперименты показали, что в расплавах горной породы может содержаться от 20 до 40% образовавшегося ^{90}Sr и от 10 до 33% образовавшегося ^{137}Cs . Остальная доля радионуклидов распределена в зоне дробления и разрушения, включая трубу обрушения. Плутоний почти на 100% локализуется в котловой полости. По существу, при проведении подземных взрывов происходит самозахоронение радиоактивных отходов, имеющих чрезвычайно сложный спектр захораниваемых продуктов: от альфа-излучающего остаточного ядерного горючего до легко мигрирующего трития. Поэтому котловую полость в определенной степени можно рассматривать как аналог пунктов захоронения радиоактивных отходов.

Более сложная картина наблюдается при проведении подземных взрывов с выбросом грунта (экскавационные взрывы), при которых наряду с образованием воронки формируются радиоактивное облако, которое обуславливает загрязнение местности в виде длинного следа [8].



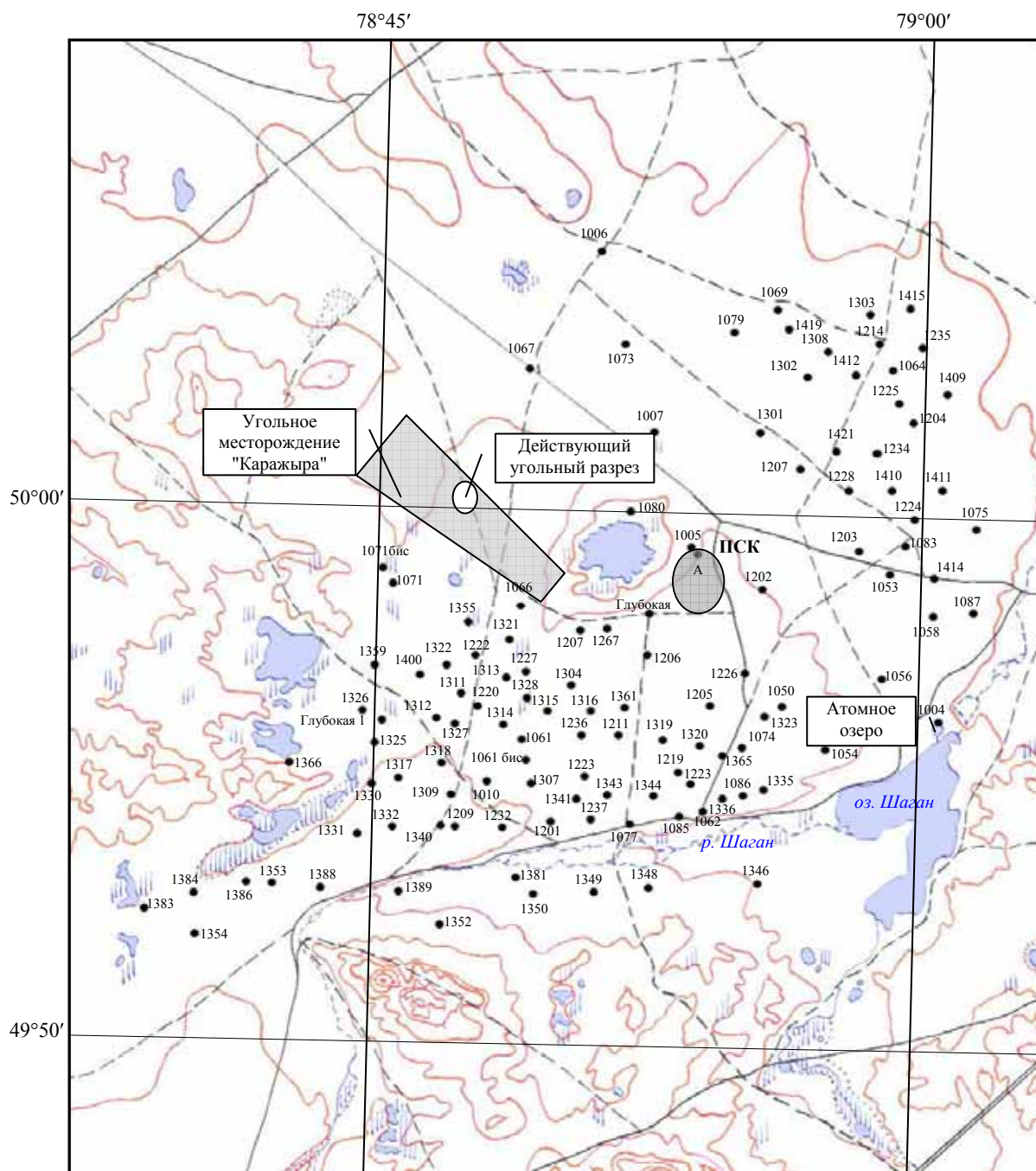


Рисунок 2. Схема расположения скважин на испытательной площадке "Балапан"

Состав и количество радиоактивных продуктов, попадающих на дневную поверхность при проведении ПЯВ, зависит от многих факторов, основными из которых являются:

- общее количество образовавшейся при взрыве радиоактивности;
- прочностные характеристики и состав горных пород в месте взрыва;
- степень разбавления радиоактивных продуктов в атмосфере, зависящей от метеорологической ситуации при взрыве [9].

При попадании на земную поверхность радиоактивные вещества вступают во взаимодействие с подстилающей поверхностью и наносят ущерб биологическим объектам, вызывая морфологические, физиологические нарушения в организмах. Для предотвращения выхода радиоактивности на дневную поверхность использовались специальные забивочные комплексы, схема которых показана на рисунке 3.

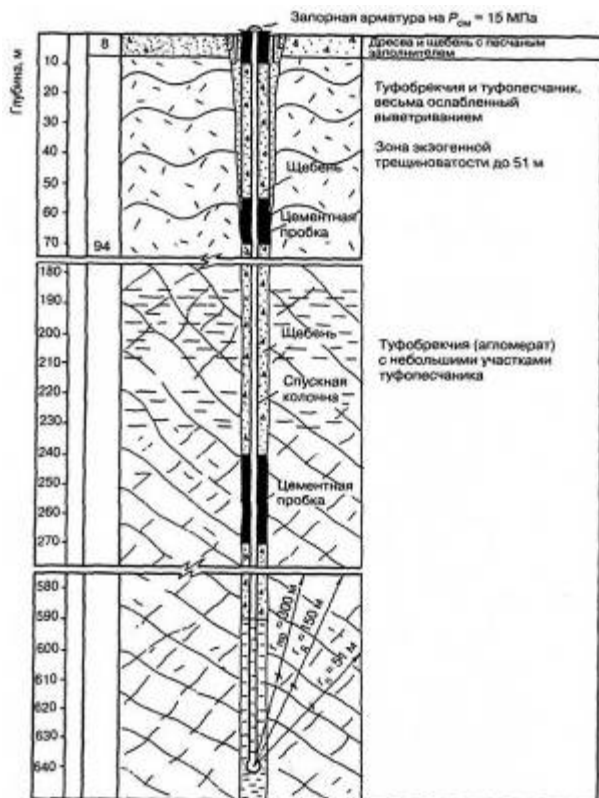


Рисунок 3. Принципиальная схема скважины и забивки с указанием зон механического действия взрыва

Однако они не в полной мере препятствовали выходу радиоактивных продуктов на земную поверхность. Результаты исследований, выполненных в 1999-2001 гг., показали, что территории, прилегающие к оголовкам практически всех скважин, в которых были осуществлены ПЯВ, в той или иной степени загрязнены техногенными радионуклидами. А в некоторых случаях, несмотря на использование забивочных комплексов, наблюдалось напорное истечение радиоактивных газов, приводящее к формированию нештатной радиационной ситуации и существенному локальному загрязнению местности.

Первичный радиационный эффект определялся сложнейшими процессами, происходящими при проведении ПЯВ, и, прежде всего, мощностью взрыва и глубиной закладки ядерного устройства. Поэтому радиоактивное загрязнение приустьевых площадок имеет свои индивидуальные особенности. Приустьевые площадки отличаются не только интенсивностью, но и площадью загрязнения.

В связи с вышеизложенным, концепция исследований площадки "Балапан" была построена на том, что большая часть наработанной радиоактивности остается в котловых полостях, а на поверхность выходит только ее небольшая часть, локализуемая, в основном, на приустьевых площадках скважин. Поэтому обследование ограничивалось территориями, прилегающими к оголовкам скважин с радиусом примерно 100 метров. Кроме измерения радиационных параметров (плотность загрязнения α - и β -

излучателями и МЭД), в равномерно расположенных точках на территории площадью 4000 кв.м проводился пробоотбор образцов грунта для выявления радионуклидного состава.

Диапазон радиометрических параметров составляет:

- по плотности поверхностного α -излучения – от 0 до 1,5 част/мин*см²;
- по плотности поверхностного β -излучения – от 10 до 90 част/мин*см²;
- по МЭД на поверхности земли – от 0,6 до 390 мкЗв/час;
- по МЭД на высоте 1 метр – от 0,07 до 80 мкЗв/час [10].

Приведенные данные свидетельствуют о том, что в настоящее время загрязнение "боевых" скважин чрезвычайно неоднородное. Вместе с тем, на некоторых скважинах (1007, 1069, 1204, 1301), где произошла нештатная ситуация, до настоящего времени сохраняется достаточно высокий уровень дозообразующих радионуклидов. Так, на скважинах 1204 и 1301 превышение удельной активности над уровнем глобальных выпадений составляет по ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ^{239/240}Pu 1400, 660 и 230000 раз соответственно. Наряду с продуктами деления здесь были обнаружены продукты активации ⁶⁰Co, ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu. Загрязнение от скважины 1301 распространилось за пределы приустьевой площадки в виде удлиненной полосы. Радиоактивный след на местности прослеживается до настоящего времени, о чем дают представление рисунки 4 и 5. Анализ результатов радиационного мониторинга показал, что загрязнение продуктами ядерных взрывов сосредоточено вокруг оголовков скважин.

После закрытия СИП на его территории остались 13 подготовленных скважин, в которых ядерные взрывы не проводились. Обследование этих скважин позволило выявить совершенно неожиданную радиационную обстановку на скважине 1419. В образцах почвы содержание ¹³⁷Cs вдвое больше фона глобальных выпадений, а ⁹⁰Sr – в 250 раз. Но, самое главное, в пробе отобранной воды был обнаружен тритий с концентрацией 1900 кБк/кг, что более чем на два порядка выше предела вмешательства для питьевой воды [10]. Наличие трития в воде неиспользованной скважины – этостораживающий фактор. Он указывает на возможное выщелачивание радионуклидов из загрязненных полостей боевых скважин. Несмотря на то, что ядерные устройства всегда располагались ниже уровня подземных вод, проникновение воды в концевые боксы не исключается. Это означает, что перекрывающиеся зоны трещиноватости разных скважин могут стать системами транспортировки радионуклидов. Однако этот вопрос требует дальнейшего изучения. И оно будет продолжено в текущем 2002 г. совместно с Институтом глобального климата и экологии (РФ) и Институтом геофизических исследований (РК).

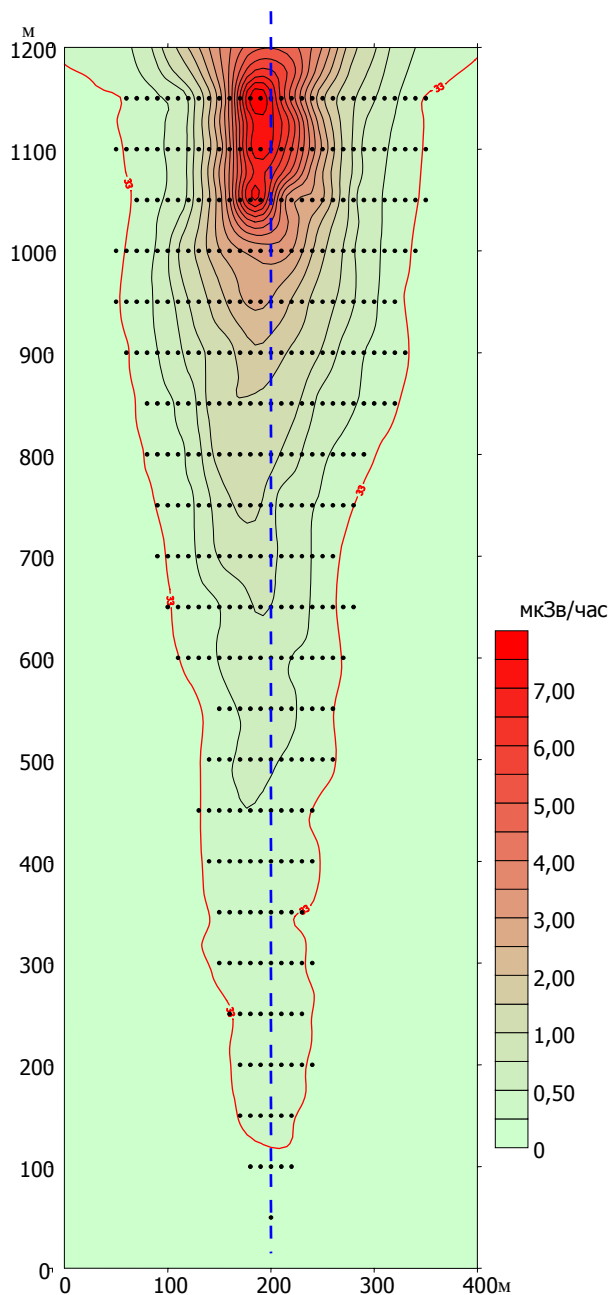


Рисунок 4. Схема распределения МЭД на приустьевой площадке скважины 1301

Особый интерес с точки зрения радиационных последствий представляет район "Атомного" озера, где был осуществлен первый и самый мощный на территории СИП подземный ядерный взрыв в скважине с выбросом грунта (экскавационный) [11]. Радиационный мониторинг, осуществленный в 2000 г., показал, что до настоящего времени прилегающая к озеру территория существенно загрязнена и является радиационно-опасной зоной. Дозообразующие радионуклиды в радиусе примерно 1 км от гребня навала варьируют в следующих пределах, Бк/кг:

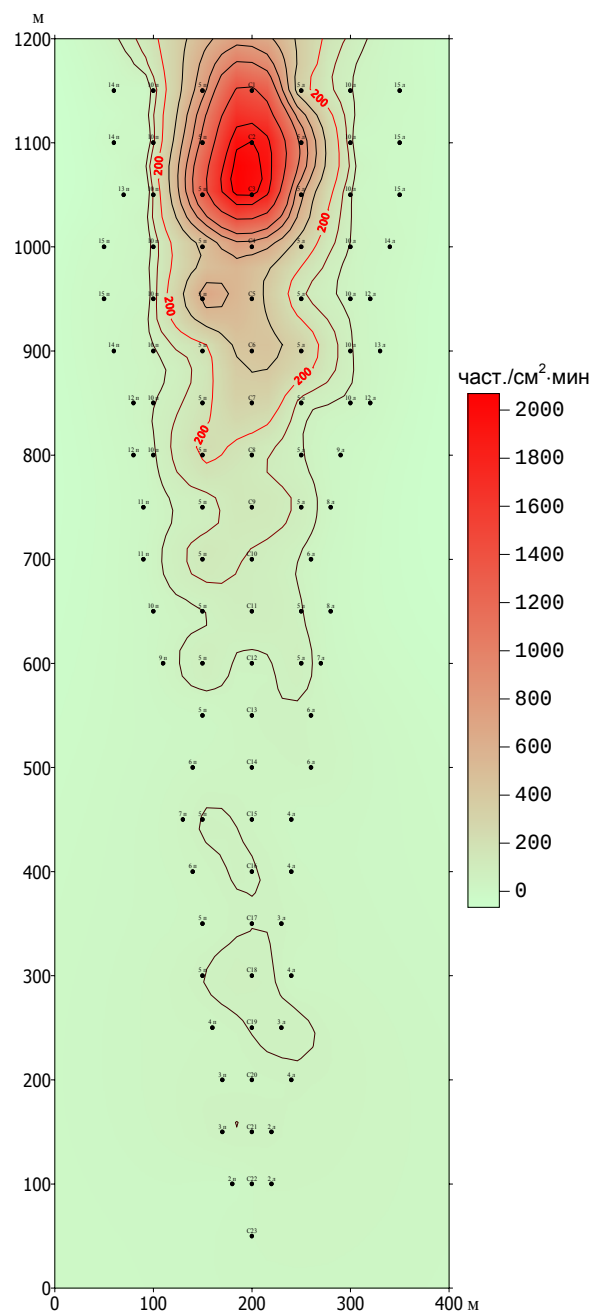


Рисунок 5. Схема распределения поверхностного загрязнения β -излучателями на приустьевой площадке скважины 1301

^{137}Cs – 8-7820;	^{60}Co – 6-4920;
^{90}Sr – 3-2370;	^{152}Eu – 12-5900;
$^{239/240}\text{Pu}$ – 11-406;	^{154}Eu – 78-3140.

Максимальное количество наработанной активности локализовано в навале выброшенной при взрыве породы, который опоясывает озеро. Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr составляет 890-28000 и 55-6800 Бк/кг соответственно.

В северо-восточном направлении от озера прослеживается радиоактивный след, сформировавшийся на местности после взрыва в результате радиоактивных выпадений [11]. Следует отметить, что

при экскавационном взрыве, как и при наземных, происходит загрязнение местности не только продуктами распада, но и продуктами активации. По сути, характер радиоактивного загрязнения от экскавационного взрыва подобен загрязнению, обусловленному наземным ядерным испытанием.

На рисунке 6 показано распределение радиоактивности в районе "Атомного" озера.

Степень радиоактивного загрязнения грунта показал гамма-спектрометрический анализ проб наземной части растений. Содержание радионуклидов ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{152}Eu и ^{154}Eu составляет 4840, 2880, 3520, 1880 Бк/кг соответственно.

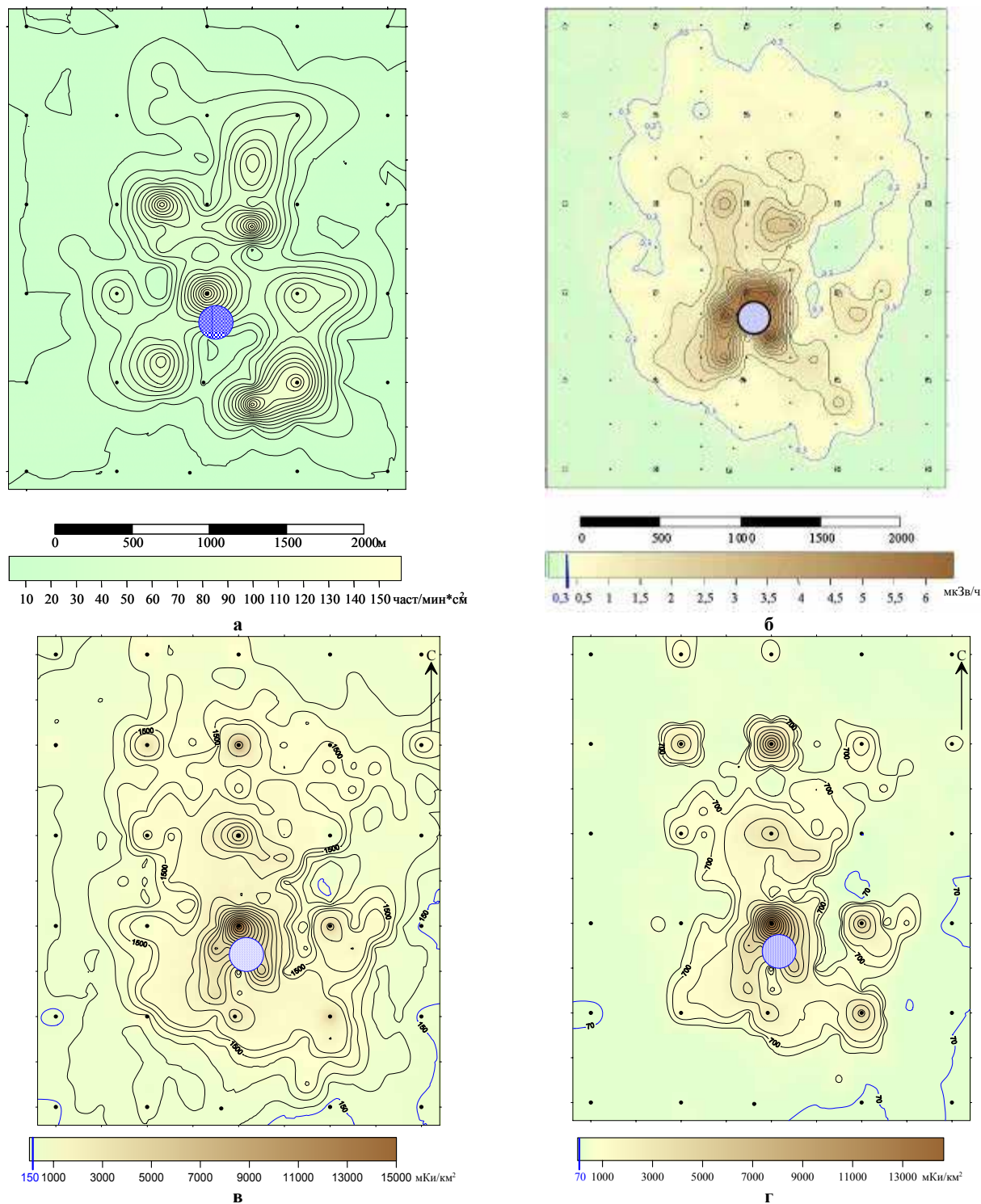


Рисунок 6. Радиоактивное загрязнение территории, прилегающей к "Атомному" озеру:
а) распределение β -излучающих частиц, б) МЭД, в) распределение ^{137}Cs , г) распределение ^{90}Sr

Таким образом, радиоактивное загрязнение на бывшей испытательной площадке "Балапан" носит мелкоочаговый неоднородный характер и сосредоточено на приустьевых площадках всех скважин. Это указывает на то, что используемые забивочные комплексы не полностью предотвращали выход радиоактивных газов на земную поверхность. Однако, в основном, загрязнение не является практически значимым. Наиболее загрязненными являются скважины, в которых произошли нештатные ситуации. Исследованиями была выявлена закономерность в распределении радиоактивных продуктов, обусловленных ядерными взрывами в скважинах: это тенденция уменьшения загрязнения от эпицен-

тров взрыва к периферии. На площадке "Балапан" максимально загрязненным районом является территория, непосредственно прилегающая к "Атомному" озеру. Даже спустя несколько десятилетий после взрыва, произведенного в мирных целях, образовавшееся озеро представляет радиационную опасность. Настораживающим фактором является обнаружение в воде неиспользованной скважины 1419 трития. Это обстоятельство указывает на возможность миграции радионуклидов из котловых загрязненных полостей скважин по подземным водным каналам. Однако этот возможный процесс требует детального изучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ядерные испытания СССР. Том 1. Общие характеристики испытаний. / Коллектив авторов под руководством В.Н. Михайлова. – Москва, - 1997.
2. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон: обеспечения общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. / Кол. авторов под рук. В.А. Логачева. – М.: Вторая типография ФУ "Медбиоэкстрем" при Минздраве России. - 1997.
3. Ю.В. Дубасов и др. Хронология ядерных испытаний в атмосфере на Семипалатинском полигоне и их радиационная характеристика // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон – Алтай" / 1994, №4.
4. Горин В.В., Красилов Г.А., Матущенко А.М и др. Семипалатинский полигон: хронология подземных ядерных взрывов и их первоначальные радиационные эффекты (19961-1989 гг.) // Бюллетень Центра общественной информации по атомной энергии. – 1993. – № 9 – С. 21-32.
5. Матущенко А.М., Логачев В.А., Мальцев А.А. и др. Семипалатинский радиационная феноменология подземных ядерных взрывов, остаточное радиоактивное загрязнение местности // Доклад на конференции. Антверпен (Бельгия). – 1993.
6. Ядерные испытания СССР. Том 2. Технология ядерных испытаний // Кол. авторов под руководством В.Н. Михайлова. – Саров: РФЯЦ-ВНИИЭФ. - 1998.
7. Израэль Ю. А. Радиоактивность при камуфлетных подземных ядерных взрывах. МАГАТЭ-ПЛ-388/22. Мирные ядерные взрывы. Материалы работы комиссии. – Вена, 2-6 марта 1970. – С. 231-240.
8. Петров В.И., Касаткина В.И., Израэль Ю.А. Распространение радиоактивных продуктов на большие расстояния при подземных ядерных взрывах на выброс. Фонд ИПГ, 1969.
9. Израэль Ю.Л. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. – Санкт-Петербург: "Пресс-погода". - 1996.
10. Отчет по обследованию неиспользованных скважин. Исследования радиационной обстановки на площадке Балапан // Курчатов. - 1997.
11. Апсаликов К.Н., Гусев Б.И., Дусь В.И., Леонгардт Р.Б. Семипалатинское атомное озеро. – Алматы: "Гылым". - 1996 г.

БҰРЫНҒЫ СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ «БАЛАПАН» АЛАҢЫНДАҒЫ СЫНАҚ АУМАҚТАРЫНЫҢ ҚАЗІРГІ РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖАҒДАЙЫ

Л.Д. Птицкая

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

«Балапан» сынақ алаңының аумағы мен Атом көлінің ауданындағы скважиналардың сағасы маңындағы алаңдағы қоршаған ортада техногенді радионуклидтерге талдау пробасын жасап, қазіргі радиациялық зерттеу нәтижелері көрсетілген. Бұрынғы «Балапан» сынақ алаңындағы радиоактивті ластану ұсақ ошақты әртекті сипатталады және барлық скважиналардың сағалары маңындағы алаңдарда топталған. Скважиналардағы ядролық жарылыстардан туындаған радионуклидті өнімдердің бөліну заңдылығы айқындалды. Радионуклидтердің скважиналардың қазандық ластанған қуыстарының жерасты сулы құбырларымен көшуінің мүмкінділігі белгіленді, осы бөлшектерді зерттеуді талап етеді.

**PRESENT RADIATION SITUATION AT THE BALAPAN
TEST FIELD OF THE FORMER SEMIPALATINSK TEST SITE**

L.D. Ptitskaya

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov

The paper presents results of a radiation survey performed lately in near-mouth areas of boreholes at the Balapan Test Field and in Atomic Lake area. The survey was followed by sample analysis for non-natural radionuclides. It was found that the radioactive contamination of the former Balapan Test Field takes a form of small spots, is non-uniform and accumulated within near-mouth areas of all the boreholes. A regularity of distribution of radioactive products generated by nuclear explosions in tunnel was revealed. The author notices that radionuclide migration from the end cavities of boreholes is possible via groundwater channels and this phenomenon requires further studies.

УДК 574.4:615.849

РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ИЗУЧЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

Артемов О.И., Кайрамбаев С.К., Птицкая Л.Д., Стрильчук Ю.Г., Умаров М.А.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Представлены результаты радиационного обследования 6 населенных пунктов и площадного обследования территории площадью 800 км², расположенных в северной части полигона. Показано, что практически на всей обследованной территории загрязнение ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu превысило фон глобальных выпадений, что требует дополнительных исследований.

ВВЕДЕНИЕ

Радиационная обстановка на территории бывшего полигона сложная. На полигоне имеются участки с высоким загрязнением радионуклидами цезия, стронция, плутония и америция. Необходимо произвести количественную оценку содержания долгоживущих радионуклидов в объектах окружающей среды, представляющих опасность для здоровья человека. Кроме того, обостренное внимание населения, прилегающего к полигону региона, требует большой разъяснительной работы, которая может быть проведена лишь на основе полученных данных по радиоэкологическому обследованию данной территории.

Известно, что около 40% территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) входит в состав госземзапаса Павлодарской области. Эта территория в настоящее время входит в состав Майского района.

В соответствии с Постановлением Правительства РК №172 от 07.12.1996 г. любая деятельность на территории бывшего полигона должна согласовываться с Национальным ядерным центром РК. Однако, хозяйственная деятельность на этой территории (сенокосы, выпасы скота, огородничество и т.д.), в том

числе и в северной части территории СИП, производится без такого согласования, несмотря на слабую изученность радиоэкологической обстановки.

Ранее, в рамках проекта Международного научно-технического центра "Характеризация радиологических и нерадиологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона", в 1997 г. было проведено маршрутное обследование площадки "Опытное поле". На территории Павлодарской области отобран ряд проб, анализ которых подтвердил наличие повышенного содержания техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$. В точке, расположенной в 12 километрах севернее эпицентра наземных ядерных взрывов, содержание ^{90}Sr составило 13800000 Бк/кг.

При проведении в 1998 г. радиологического сопровождения геологоразведочных работ обнаружен участок, который, предположительно, является местом проведения испытаний боевых радиоактивных веществ. Содержание $^{239/240}\text{Pu}$ в пробах, отобранных в одной из воронок, превышает 20000 Бк/кг.

Таким образом, цель, поставленная в данной работе – проведение комплексных исследований радиоэкологической обстановки в северной части СИП (Рис. 1) – более чем актуальна.

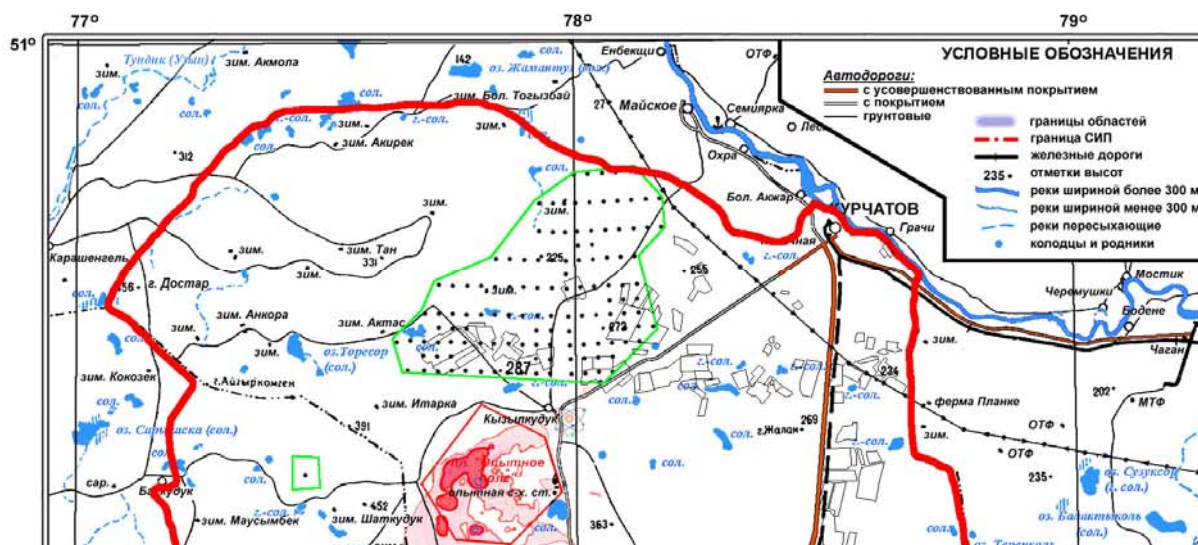


Рисунок 1. Схема расположения сельскохозяйственных угодий и точек обследования северной части полигона

ОБСЛЕДОВАНИЕ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ

Было проведено радиационное обследование [1,2] 6 населённых пунктов – зимовки (зим.) Торткудук, Алгабас, Баянсор, Тулпар, Жаманкудук, Аккудук – в пределах территории СИП и сельхозугодий КСХП "Акжарский" с измерением мощности

эквивалентной дозы, плотности поверхностного загрязнения альфа- и бета-излучением в 5 точках: 1 – в центре села и 4 – по географическим направлениям на расстоянии 200-300 м от края села (одна проба - послойно с шагом 5 см на глубину 20 см) (Табл. 1).

Таблица 1. Результаты обследования населенных пунктов

Место отбора пробы	Глубина отбора, см	Примечания	Полевая радиометрия			Лабораторные анализы		
			Альфа	Бета	Гамма	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	^{239,240} Pu
			част/мин*см ²		мкЗв/час	Бк/кг		
зим. Алгабас								
т.1	0-15	центр	0,1	36	0,14	6	3	
т.2	0-15	север	0,4	39	0,13	11	7,1	
т.3	0-15	восток	0	42	0,12	8	3	
т.4	0-15	юг	0,3	50	0,11	15	13	
т.5/1	0-5	запад	0,2	48	0,10	25	5,8	74
т.5/2	5-10	запад	0,2	48	0,10	6	5,7	
т.5/3	10-15	запад	0,2	48	0,10	6	3	
т.5/4	15-20	запад	0,2	48	0,10	6	3	
зим. Торткудук								
т.6	0-15	центр	0,2	50	0,13	6	3	
т.7	0-15	север	0,3	45	0,13	6	3	
т.8/1	0-5	восток	0,4	41	0,13	27	6	
т.8/2	5-10	восток	0,4	41	0,13	6	6,5	
т.8/3	10-15	восток	0,4	41	0,13	6	4,8	
т.8/4	15-20	восток	0,4	41	0,13	6	3	
т.9	0-15	юг	0,3	50	0,13	6	6,6	
т.10	0-15	запад	0,3	44	0,13	13	8,7	
зим. Баянсор								
т.11	0-15	центр	0,4	22	0,14	7	6,1	
т.12	0-15	север	0,4	20	0,14	9	17	24
т.13	0-15	восток	0,4	24	0,13	9	9,9	
т.14/1	0-5	юг	0,3	24	0,12	14	3,7	7
т.14/2	5-10	юг	0,3	25	0,12	4	2,7	10
т.14/3	10-15	юг	0,2	26	0,12	6	2,7	40
т.14/4	15-20	юг	0,4	24	0,12	4	19	
т.15	0-15	запад	0,3	26	0,14	11	23	
зим. Достык								
т.16	0-15	центр	0,2	35	0,14	6	17	
т.17	0-15	север	0	35	0,14	14	18	
т.18	0-15	восток	0,2	39	0,15	6	11	
т.19	0-15	юг	0,1	25	0,15	22	20	
т.20	0-15	запад	0,2	34	0,17	17	12	
зим. Тулпар								
т.21	0-15	центр	0,2	46	0,14	6	15	
т.22/1	0-5	север	0	27	0,14	13	27	
т.22/2	5-10	север	0	27	0,14	6	3	
т.22/3	10-15	север	0	27	0,14	6	2,7	
т.22/4	15-20	север	0	27	0,14	6	3	
т.23	0-15	восток	0,2	30	0,15	19	87	
т.24	0-15	юг	0,2	27	0,14	6	40	
т.25	0-15	запад	0	29	0,14	6	28	
зим. Жаманкудук								
т.26	0-15	центр	0,2	37	0,20	6	8,1	
т.27	0-15	север	0,3	35	0,21	21	13	
т.28/1	0-5	восток	0,4	35	0,23	28	10	15
т.28/2	5-10	восток	0,4	35	0,23	6	16	
т.28/3	10-15	восток	0,4	35	0,23	6	21	
т.28/4	15-20	восток	0,4	35	0,23	8	3	9
т.29	0-15	юг	0,1	35	0,21	8	5,1	9
т.30	0-15	запад	0,4	30	0,21	10	4,5	

Практически на всей обследованной территории плотность потока поверхностного альфа-, бета-излучения и МЭД не превышала нормативов, принятых в Республике Казахстан (НРБ-99) [3]:

- МЭД – от 0,1 до 0,23 мкЗв/ч;
- плотность потока поверхностного α -излучения – от 0 до 0,4 част/см²*мин;
- плотность потока поверхностного β -излучения – от 10 до 23 част/см²*мин.

Гамма-спектрометрический анализ проб грунта показал наличие техногенного радионуклида ¹³⁷Cs в нормативных пределах: от 6 до 28 Бк/кг. В то же время, радиохимический анализ обнаружил наличие ⁹⁰Sr – от 3 до 87 Бк/кг (максимальное значение – на восток от зимовки Тулпар). Содержание ^{239,240}Pu во всех проанализированных пробах грунта, отобранных в этих населенных пунктах, составило от 7 до 74 Бк/кг, что значительно превышает фон глобальных выпадений, составляющий в среднем 1 Бк/кг [4].

Распределение ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в послойных пробах, отобранных на территории населенных пунктов, является типичным для территории полигона. ¹³⁷Cs находится, в основном, в верхнем пятисантиметровом слое почвы, а ⁹⁰Sr, обладающий наибольшими миграционными способностями, может находиться на большей глубине.

ПЛОЩАДНОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ВЫБРАННОЙ ТЕРРИТОРИИ

Радиометрические исследования заключались в измерении плотности потока альфа-, бета-частиц и измерении МЭД в 126 точках (Рис. 1). Проведён отбор 126 проб грунта, 6 проб воды и 13 проб растительности. Координаты точек определялись спутниковыми навигационными приборами "Magellan".

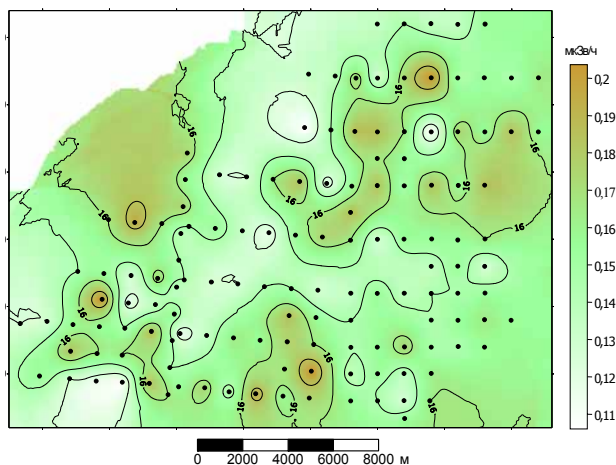


Рисунок 2. Распределение МЭД сельскохозяйственных земель КСХП "Акжарский"

Радиационные параметры также не превышают нормативных значений. При проведении обследования значения радиационных параметров менялись в пределах:

- МЭД – от 0,10 до 0,24 мкЗв/ч;

- плотность потока поверхностного α -излучения – от 0 до 1 част/см²*мин;
- плотность потока поверхностного β -излучения – от 10 до 60 част/см²*мин.

Практически на всей обследованной территории плотность потока поверхностного альфа-, бета-излучения и МЭД не превышала нормативов, принятых в Республике Казахстан (НРБ-99) [3]. Это иллюстрируют рисунки 2 и 3.

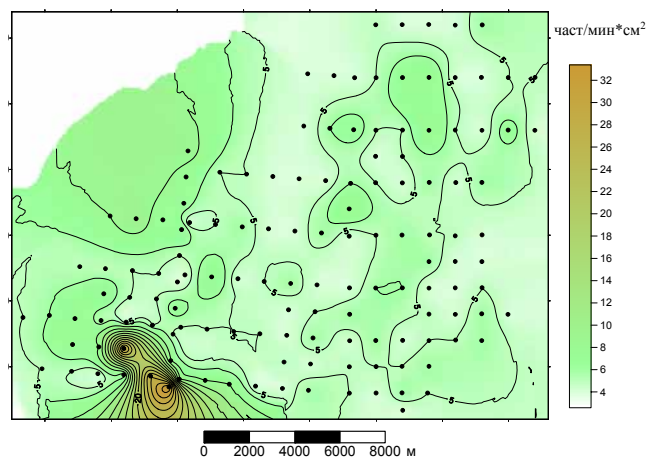


Рисунок 3. Распределение плотности поверхностного загрязнения β -частиц сельскохозяйственных земель КСХП "Акжарский"

РЕЗУЛЬТАТЫ ЛАБОРАТОРНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Выполнены гамма-спектрометрические анализы всех проб почвы, отдельных проб растительности; радиохимические – на определение содержания ⁹⁰Sr – всех проб почвы, отдельных проб растительности; ^{239,240}Pu – выборочный анализ проб почвы. По результатам лабораторного анализа проб грунта, отобранных на территории сельскохозяйственных земель для определения содержания радионуклидов, построены карты распределения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (Рис. 4 и Рис. 5).

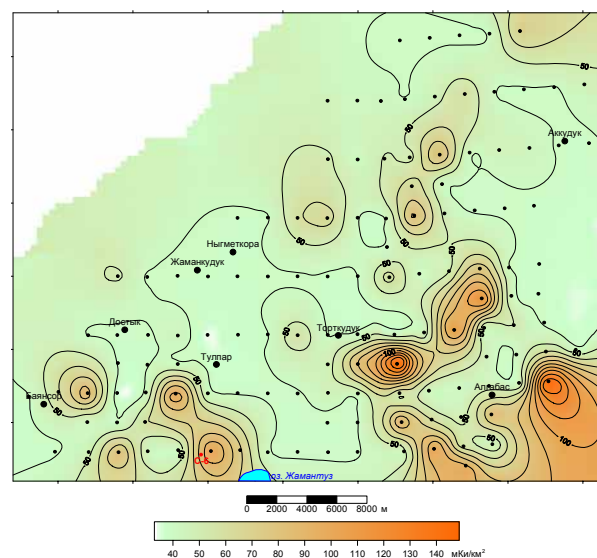


Рисунок 4. Распределение плотности поверхностного загрязнения ¹³⁷Cs сельскохозяйственных земель КСХП "Акжарский"

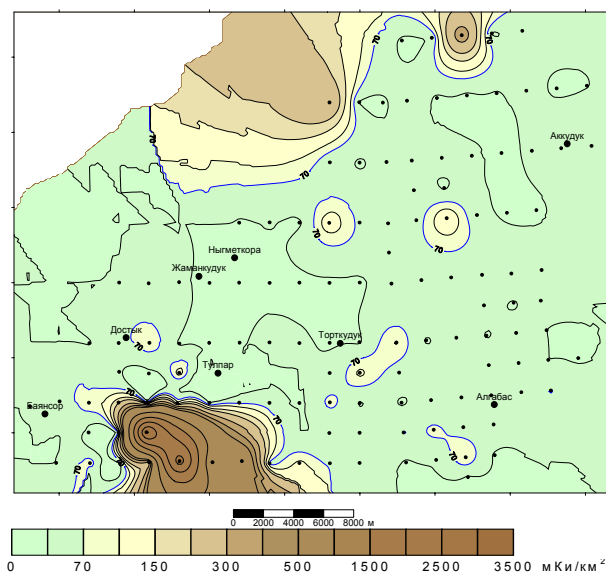


Рисунок 5. Распределение плотности поверхностного загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственных КСХП "Акжарский"

Таблица 2. Плотность поверхностного загрязнения $^{239,240}\text{Pu}$ сельскохозяйственных КСХП "Акжарский"

Номер точки	Широта			Долгота			$^{239,240}\text{Pu}$ мКи/км ²	Номер точки	Широта			Долгота			$^{239,240}\text{Pu}$ мКи/км ²
	°	'	"	°	'	"			°	'	"	°	'	"	
2	50	34	19	77	40	46	292	59	50	38	23	77	51	21	201
4	50	34	13	77	44	21	1199	61	50	38	17	77	54	43	162
5	50	34	13	77	46	0	1063	78	50	40	29	77	53	10	240
17	50	35	22	77	42	39	64	79	50	40	27	77	54	51	78
18	50	35	19	77	44	20	350	81	50	40	22	77	58	15	195
19	50	35	18	77	45	55	525	82	50	40	17	78	0	2	240
29	50	36	24	77	44	24	78	92	50	42	33	77	56	40	1050
30	50	36	23	77	46	1	260	93	50	42	31	77	58	23	506
31	50	36	18	77	47	42	1011	98	50	42	39	78	6	43	1374
41	50	36	8	78	5	24	934	100	50	43	36	78	1	31	953
45	50	37	24	77	46	10	240	105	50	44	40	78	1	28	791
46	50	37	23	77	47	53	3260	106	50	44	43	78	3	10	137
52	50	37	19	78	8	42	162	107	50	44	45	78	4	52	370
54	50	38	34	77	42	53	162	109	50	44	50	78	8	16	512
56	50	38	30	77	46	16	441	112	50	46	52	77	56	57	266
57	50	38	26	77	47	57	247	122	50	48	59	78	1	11	350
58	50	38	25	77	49	38	118								

Выборочный анализ проб грунта на определение содержания $^{239,240}\text{Pu}$ показал во всех проанализированных пробах превышение фона глобальных выпадений в десятки, сотни и даже тысячи раз (Табл. 2). Его значения меняются от 64 до 3260 мКи/км².

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведено радиационное обследование 6 населенных пунктов и территории площадью 800 км², расположенных в северной части полигона.

Практически на всей территории в обследованном районе КСХП "Акжарский" плотность потока поверхностного альфа-, бета-излучения и МЭД не превысили нормативов.

Проведенные радиохимические исследования проб грунта показали, что практически на всей об-

следованной территории загрязнение ^{137}Cs в пробах грунта меняется в пределах от 33 до 156 мКи/км² и сосредоточено, в основном, в юго-восточной части обследованной территории. Оно не превышает фона глобальных выпадений, составляющего для Северного полушария 100-150 мКи/км².

Содержание ^{90}Sr в пробах грунта меняется в пределах от 17 до 2761 мКи/км². Загрязнение ^{90}Sr носит неравномерный характер и на отдельных участках значительно превышает фон глобальных выпадений, составляющий для Северного полушария 50-70 мКи/км². Максимальные значения обнаружены в пробах грунта, отобранных в непосредственной близости от испытательной площадки "Опытное поле".

следованной территории загрязнение ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ превысило фон глобальных выпадений, что требует дополнительных исследований.

Для предотвращения переоблучения населения необходим жесткий радиационный контроль за выпасом скота и потреблением сельскохозяйственной продукции.

В связи с обнаружением высоких значений долгоживущих, опасных в биологическом отношении радионуклидов ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ предварительные рекомендации давать преждевременно. Для этого необходимы дополнительные, углубленные обследования по более плотной сетке отдельных участков загрязненной территории.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методика определения радиоактивных веществ в аэрозолях, воде, почве и продуктах питания. Утверждена Госстандартом СССР. - М. - 1991.
2. Инструкция по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории. Утверждена Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды. - М. - 1989.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99).
4. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природной среды./ Под ред. Ю.А.Израэля. – Ленгидрометеиздат. -, 1990.

**СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ СОЛТҮСТІК
БӨЛІГІ АУМАҚТАРЫНДА РАДИОЛОГИЯЛЫҚ ЗЕРТТЕУ**

О.И. Артемьев, С.К. Кайрамбаев, Л.Д. Птицкая, Ю.Г. Стрильчук, М.А. Умаров

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

Полигонның солтүстік бөлігінде орналасқан 6 елді мекенді радиациялық зерттеу мен алаңы 800 км² аумақты алаңдық зерттеу нәтижелері ұсынылған. Іс жүзінде барлық зерттелген аумақта ластану ⁹⁰Sr және ^{239,240}Pu ауқымда түсім фонынан асады, бұл қосымша зерттеулерді талап етеді.

A RADIOLOGICAL STUDY OF SEMIPALATINSK TEST SITE NORTHERN PART

O.I. Artemyev, S.K. Kairambaev, L.D. Ptitskaya, Yu.G. Strilchuk, M.A. Umarov

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

The paper presents results of a radiological study carried out in the north of the Semipalatinsk Test Site (STS). The study included 6 settlements and covered an area of 800 km². It was found that ⁹⁰Sr and ^{239,240}Pu contamination levels nearly within the whole area surveyed are higher than the global fallout levels. This finding requires additional studies.

УДК 574.4:539.16

ИЗУЧЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

Артемьев О.И., Умаров М.А., Ларин В.Н., Процкий А.В.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Проведены исследования по определению особенностей распределения радионуклидов в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов вдоль юго-восточного следа. Показано, что значительная часть радионуклидов концентрируется в мелких, наиболее опасных в биологическом отношении, фракциях. Полученные для юго-восточного следа отношения удельных активностей техногенных радионуклидов-продуктов атмосферных ядерных взрывов, в частности ^{137}Cs к ^{152}Eu , подтвердили ранее опубликованные данные.

ВВЕДЕНИЕ

Изначально область распространения искусственных радионуклидов ограничивалась узкой сферой научно-исследовательских работ. Однако уже в начале 40-х годов в связи с созданием ядерного оружия сформировалась крупная промышленная область получения и использования радионуклидов (РН). Многочисленные испытания ядерных зарядов, начиная с 1945г., расширили сферу обитания искусственных радионуклидов и включили их в различные природные циклы: биохимический, гидрохимический, молекулярный, геохимический, атмосферный и пр. Все эти циклы тесно взаимосвязаны, поэтому в сложившейся обстановке первоочередные задачи состоят как в комплексных исследованиях искусственных РН, так и в прогнозировании их поведения в окружающей среде.

Объектом исследования являлись следы радиоактивных выпадений от атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне. Цель работы состояла в изучении распределения и форм нахождения радиоактивных выпадений вдоль юго-восточного следа. Применяемые методы исследования: полевые и лабораторные радиологические и радиоаналитические исследования. Актуальность данной работы вызвана необходимостью оценки миграции радионуклидов из радиоактивных образований, возникших в результате проведения ядерных испытаний на территории СИП.

Основными источниками поступления "техногенных" радионуклидов являлись ядерные испытания. Радиоактивное загрязнение после их проведения обусловлено, в основном, осколками деления ядерного горючего, не прореагировавшим ядерным горючим, а также продуктами активации нейтронами конструкционных материалов взрывных устройств и внешней среды. С течением времени наибольшую опасность для человека и окружающей среды представляют долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и некоторые другие [1].

Выпаив в какой-либо форме на поверхность земли, радионуклиды могут перераспределяться и мигрировать в результате ветрового переноса, а также переноса поверхностными и подземными водами. Очевидно, что скорость миграции радионуклидов,

их проникновение в биологические цепочки и, в конечном счете, в организм человека зависят в первую очередь от химических свойств радионуклида, определяющих его растворимость из частиц выпадений. Химическая форма радионуклидов в выбросах может меняться от относительно нерастворимых частиц окислов до относительно растворимых неорганических солей и органических комплексов. Под влиянием целого ряда процессов (химическое выветривание, эрозия, механическое воздействие, биологические процессы, радиолитические эффекты и др.) начальные химические и физические свойства частиц могут меняться, что приводит к изменению поведения радионуклидов. Попытки составления прогноза локального и глобального загрязнения, объяснения механизма выпадений и прослеживания радиоактивных продуктов от источника до контакта с человеком, а также многого другого предпринимались неоднократно и продолжают сегодня. Так, ранее ИРБЭ совместно с ИЯФ [2] проводил исследования состава и содержания радионуклидов во фракциях почвы. На участке "Опытное поле", вблизи эпицентра ядерных взрывов, основная активность техногенных радионуклидов, особенно ^{241}Am и $^{239/240}\text{Pu}$, находится в более крупной фракции (1-3 мм). На расстоянии 20 км от эпицентра взрыва ^{137}Cs сосредоточен в относительно крупной фракции, тогда как, 70% ^{241}Am находится во фракции с размером частиц 0,1-0,3 мм. При этом, установлено, что 90% ^{241}Am и 60% $^{239/240}\text{Pu}$ находится в магнитной фракциях, обусловленных наличием в них включений ферромагнитной фазы с высоким содержанием железа, и практически отсутствует ^{137}Cs .

Исследование проблемы радиоактивных выпадений невозможно без изучения первичного источника – радиоактивных частиц, образующихся при ядерных взрывах и тех термодинамических, ядерно-физических и химических процессов, которые протекают на начальной стадии взрыва [3, 4].

ОБЗОР РАНЕЕ ПРОВОДИВШИХСЯ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ МЕХАНИЗМОВ ОБРАЗОВАНИЯ "ГОРЯЧИХ ЧАСТИЦ"

Несмотря на более, чем полувековую историю изучения "горячих частиц" в последние годы повы-

силось внимание к данному вопросу. "Горячие частицы" стали рассматривать как своеобразную форму радиоактивного загрязнения окружающей среды. Это связано, в большой степени, с изучением последствий Чернобыльской аварии, испытаний ядерного оружия на различных испытательных полигонах, включая бывший Семипалатинский испытательный полигон (СИП).

Радиоактивными ("горячими") частицами называются локализованные скопления радиоактивных атомов размером более 0,5 мкм (Рис. 1), вызывающих неомогенное распределение радионуклидов, значительно отличающееся по удельной активности от фона матрицы; локализованные гомогенные загрязнения размером от 1 нм до 0,5 мкм называются радиоактивными коллоидами. Характеристики частиц и связанное с этим поведение радионуклидов зависят от источника, специфических условий выброса, степени дисперсии и осаждения частиц.

Изучение радионуклидного состава "горячих частиц" во многих случаях позволяет определить как физико-химические механизмы их образования [5], так и источник загрязнения [6]. "Горячие частицы" дают заметный вклад в дозу внешнего облучения, который может быть довольно значительным. Наибольшую опасность представляют частицы, попадающие в организм человека. Мощность дозы гамма-излучения "горячих частиц" может достигать 50 мР/ч (0,5 мЗв/ч) на расстоянии 1-1,5 см от частицы [7].

На рисунке 1 "а" и "б" приведены полученные нами фотографии распределения скоплений "горячих" частиц в радиоактивных образованиях (гранулах), выполненные с помощью оптического микроскопа с "фотонасадкой". Из фотографического изображения можно сделать вывод, что в грануле "а" находятся более мелкодисперсные частицы, более равномерно распределенные, чем в грануле "б".

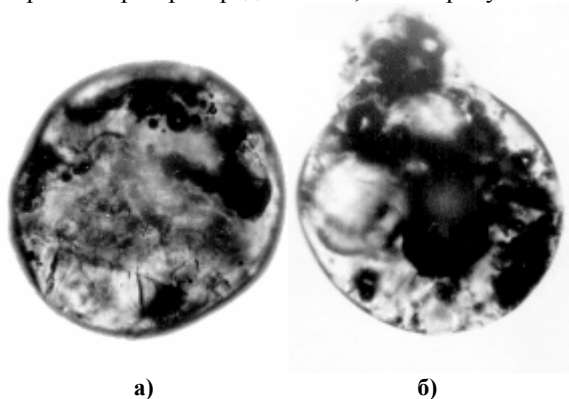


Рисунок 1. Радиоактивные образования, отобранные из фракции размером 100-200 мкм

"Горячие" частицы могут находиться в любой из следующих физико-химических форм [8]:

- топливные частицы и частицы делящегося материала, созданные путем механического разруше-

ния, дробления и рассеивания изначального радиоактивного материала, варьирующиеся в размерах от единиц мкм до нескольких сотен мкм (например, частицы U и Pu);

- дискретные радиоактивные частицы или кластеры, формирующиеся в ядерном топливе (например, частицы Cs и Sr);
- конденсированные частицы или молекулярные агрегаты, сформированные при конденсации летучих радионуклидов на доступной поверхности во время выброса или переноса;
- коллоиды и/или псевдоколлоиды (1-500 нм), непосредственно выброшенные в окружающую среду, либо сформировавшиеся в ней;
- разновидности частиц с размером менее 1 нм (ионы, комплексы, хелаты и др.).

После выброса радиоактивные частицы представляют собой точечные источники потенциально долгосрочного радиационного загрязнения. Поскольку эти материалы включают частицы с высокой удельной активностью, псевдоколлоиды или коллоиды, то существует риск вдыхания этих частиц, поглощение их через кожу или попадания в организм пероральным путем. Выветривание радиоактивных частиц увеличивает мобильность и потенциал накопления соответствующих радионуклидов в биосфере. Поэтому, радиологическая оценка, основанная на средней объемной активности или определении концентрации поверхностной активности является необъективной, если не принимать во внимание воздействие выветривания частиц и других путей миграции. Скорость выветривания зависит от состава частиц, структурных изменений, происходящих во время взрыва и местных химических условий и трансформационных процессов, происходящих после осаждения (например, pH, окислительно-восстановительные условия, биоэрозия). Эти процессы особенно важны для контроля переноса актиноидов и ^{90}Sr в окружающую среду.

Знание размера частиц, степени их растворимости и миграционных свойств может устранить ошибки при оценке риска для здоровья человека (для различных типов облучения) и обеспечит научную основу для разработки норм и соответствующих технологий очистки территорий от радиоактивного загрязнения. Растворение матрицы почвы вокруг нерастворимых частиц может быть использовано для сокращения массы объема отходов загрязненной почвы. С другой стороны, легко растворимые частицы можно удалить из почвы путем применения химических веществ, например, гелями полиакриловой кислоты и др. Характеристики радиоактивных частиц, осажденных на почве или отложениях в результате ядерного испытания, необходимо учитывать при планировании восстановительных мер по очистке окружающей среды.

Исследования, проводимые в ряде стран (США, РФ и др.) по изучению пространственного распределения радионуклидов, форм их нахождения в поч-

вах, миграционной способности, корреляции их содержания с вещественным и структурным составом почвенных фракций, показывают существенное отличие в поведении радионуклидов в местах ядерных испытаний и от глобальных выпадений радиоактивных осадков и на сильно загрязненных территориях вблизи Чернобыля. Решение перечисленных вопросов для территории СИП может оказаться весьма важным при планировании рекультивации и дезактивации загрязненных участков.

До настоящего момента различными исследовательскими организациями предпринимались попытки решить некоторые из названных задач. В работах [9, 10] рассмотрены результаты работ по исследованию специфики форм нахождения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах СИП, их сопоставление с глобальными выпадениями и выбор подходящих методик их определения. В приповерхностных горизонтах почв полигона установлены весьма высокие активности техногенных высокотоксичных радионуклидов $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , которые существенно снижаются с глубиной, но на глубине 20 см еще не достигают фоновых значений. Плутоний и стронций находятся в почве в труднорастворимых формах в виде микроскопических радиоактивных частиц на поверхности более крупных (до 0,5 мм) сферических стеклообразных образований преимущественно силикатного состава.

В работе [11] авторы рассматривают возможности идентификации аэрозольных ("горячих") частиц следов от взрывов 1949 и 1953 гг. на СИП. Получены результаты измерений активности различных радионуклидов в частицах и отношения "активность обнаруженных радионуклидов/активность ^{152}Eu " в частицах и в оплавленном шлаке в зоне взрыва. Указан небольшой разброс в численных значениях отношений в частицах радионуклидов ^{154}Eu и ^{60}Co и большой (но характерный) у ^{137}Cs и ^{241}Am (по отношению к ^{152}Eu). Отношение ^{154}Eu к ^{152}Eu меняется от 0,034 до 0,11, $^{60}\text{Co}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,048 до 0,25, $^{137}\text{Cs}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,32 до 15,2, $^{241}\text{Am}/^{152}\text{Eu}$ – от 0,0068 до 5,99. Сделан вывод, что определение долгоживущих радионуклидов в "горячих" частицах старых следов ядерных взрывов – это реальный и весьма информативный путь для идентификации этих следов (взрывов).

МЕТОДИКА ОТБОРА И ОБРАБОТКИ ПРОБ В ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОМ АНАЛИЗЕ

Для настоящих исследований пробы грунта отбирались вдоль юго-восточного следа, образованного в результате проведения испытания первого термоядерного заряда 12.08.53 г. Мощность заряда составила 400 кт тротилового эквивалента. Данное направление имеет максимальные площади загрязнения в пределах СИП (Рис. 2). След загрязнения радионуклидом ^{137}Cs имеет протяжённость более 120 км и частично выходит за границы СИП.

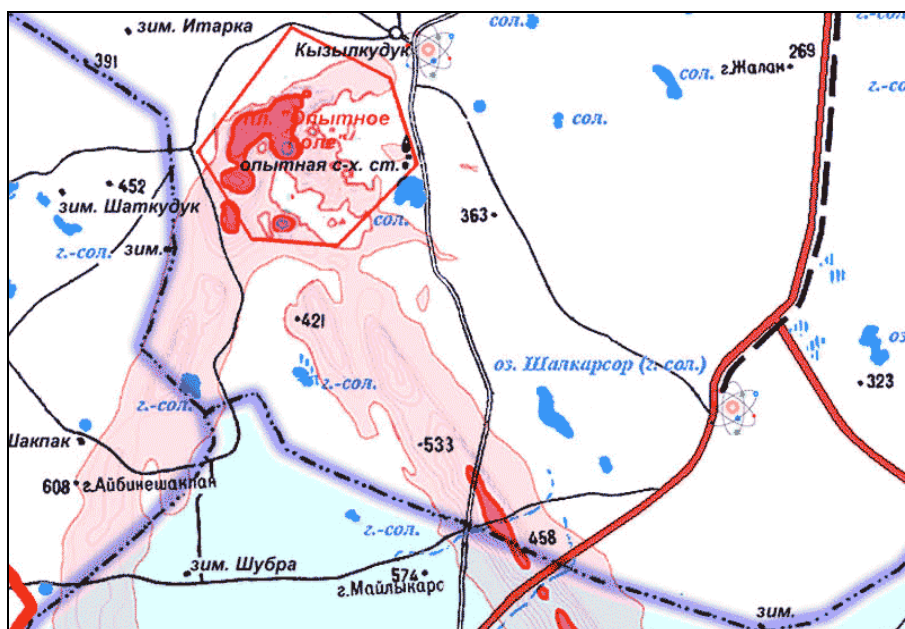


Рисунок 2. Следы радиоактивного загрязнения СИП по материалам аэро-гамма-спектрометрической съемки 1990-91 гг.

Отбор пробы. Предварительные исследования показали, что остеклованные радиоактивные выпадения находятся в верхнем слое грунта. Поэтому, нами отбирались "тонкие" послойные пробы. Площадь отбора 100 см², 5 слоёв по 1 см. Пробы отбирались на расстоянии 500 м, 2 км и 30 км от эпицентра.

Обработка пробы. Проба предварительно замачивалась на три часа водой. Затем несколько раз промывалась. Далее с помощью специального вибросита разбивалась на фракции (>2000 мкм, 200 мкм, 100 мкм, 50 мкм и 32 мкм), при постоян-

ИЗУЧЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ АТМОСФЕРНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

ной подаче воды. Каждая фракция измерялась на α -, β -, γ -радиометрах и на γ -спектрометре.

ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИХ ФРАКЦИЙ ОТОБРАННЫХ ПРОБ И АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ

В таблице 1 приведены результаты измерений проб грунта, отобранных вблизи эпицентра, а также в 500 м, 2 и 30 км от эпицентра в юго-восточном направлении. Прослеживается зависимость содержания радионуклидов в пробах грунта от расстояния от эпицентра взрыва. На расстоянии 30 км удельные активности $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{137}Cs снизились примерно в 30 раз, ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{155}Eu , ^{60}Co не обнаружены.

Для γ -спектрометрических измерений бралась полная проба грунта без предварительного просеивания. Это связано с использованием нами в дальнейших исследованиях методики "мокрого" ситового анализа. Результаты измерений гранулометрических фракций (Табл. 2 и 3) показывают, что содержание плутония в пробе почвы, отобранной вблизи эпицентра (500 м) во фракциях с размером гранул крупнее 0,28 мм составляет порядка 90% от валового содержания плутония, содержание америция и цезия – 85%. С увеличением расстояния от эпицентра основная активность ^{241}Am сосредотачивается в мелких фракциях (85% от валового содер-

жания находится во фракциях с размером гранул менее 280 мкм). Содержание ^{137}Cs в этих фракциях составляет 40%.

Анализ результатов радиометрических (Табл. 4) и γ -спектрометрических измерений активности образцов проб (гранулометрических фракций) показывает, что активность γ - и β -излучающих радионуклидов, в основном, коррелирует с величинами навесок фракций, что не наблюдается для α -излучателей. Проведено сравнение продуктов деления (^{137}Cs) и продуктов активации (^{152}Eu). Вблизи эпицентра отношение $^{137}\text{Cs}/^{152}\text{Eu}$ меняется от 0,23 до 0,8 в зависимости от размеров гранулометрических фракций. На расстоянии 500 м от эпицентра отношение $^{137}\text{Cs}/^{152}\text{Eu}$ составляет $\sim 0,7 - 3,6$, т.е. при равном содержании ^{137}Cs концентрация ^{152}Eu снизилась приблизительно в 4 раза. Это связано с тем, что активация грунта носит локальный характер и на удалении возможно ожидать еще большее снижение содержания продуктов активации. В работе [11] измеренные отношения цезия-137 к европию-152 в пробах, отобранных на юго-восточном следе, изменялись от 0,23 до 15,2, что соответствует нашим данным, если учесть большую протяженность отбора проб по следу.

Таблица 1. Результаты измерений проб грунта, отобранных вблизи эпицентра и на расстоянии 500 м, 2 и 30 км от эпицентра в юго-восточном направлении

Проба	Слой, см	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг							
		^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{60}Co	^{241}Am	$^{239/240}\text{Pu}$	^{90}Sr
эпицентр	0-1	5588	36715	1030	-	987		не опр	не опр
500 м	0-1	6710	2670	90	-	110	1100	13730*	не опр.
2 км	0-2	241	-	-	-	-	616	8752	не опр.
30 км	0-5	255	-	-	-	-	37	528	3

Примечание: * - рассчитано

Таблица 2. Результаты измерений гранулометрических фракций пробы грунта, отобранной в 500 м от эпицентра в юго-восточном направлении

Номер пробы	Слой, мкм	Вес, гр	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг						
			^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{60}Co	^{241}Am	$^{239/240}\text{Pu}$
1\1\1	>2000	54,30	5960	1920	43	120	91	160	не опр.
1\1\2	280-2000	58,88	12700	3570	120	140	160	1690	23377
1\1\3	200-280	9,04	4530	2300	280			380	7371
1\1\4	100-200	15,74	5470	3590	220	100	49	440	5291
1\1\5	50-100	10,79	3670	2780	150		47	330	4785
1\1\6	32-50	2,08	2750	2200	375		85	285	4206
1\1\7	<32	20,68	1281	1654	67		58	232	1095

Таблица 3. Результаты измерений гранулометрических фракций пробы грунта, отобранной в 2 км от эпицентра в юго-восточном направлении

Номер пробы	Слой, мкм	Вес, гр	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг		
			^{137}Cs	^{60}Co	^{241}Am
1\1\1	>2000	75,72	48	-	-
1\1\2	280-2000	75,12	427	-	260
1\1\3	200-280	7,69	460	-	4500
1\1\4	100-200	15,95	60	23	150
1\1\5	50-100	13,35	60	16	250
1\1\6	32-50	6,27	150	120	4000
1\1\7	<32	55,38	310	14	910

Таблица 4. Результаты радиометрических измерений гранулометрических фракций

Фракция, мкм	Вес, г.	Суммарная γ -активность, имп/мин	Суммарная β -активность, имп/мин	Суммарная α -активность, имп/мин
280-2000	10,00	2016	5625	12,9
200-280	5,73	656	1825	5,6
100-200	11,03	1148	2000	7,8
50-100	5,95	464	924	8,1
32-50	1,54	98	263	3,1
<32	12,34	207	238	2,2

Данные γ -спектрометрических измерений и радиохимического анализа показали, что отношение удельных активностей ^{137}Cs к $^{239/240}\text{Pu}$ остается практически постоянным в гранулометрических фракциях поверхностной пробы (слой 0-1 см), отобранной на расстоянии 500 м от эпицентра ($0,8 \pm 0,2$). Отношение удельных активностей ^{137}Cs к ^{241}Am и $^{239/240}\text{Pu}$ к ^{241}Am в 500 м от эпицентра (Рис. 3) не отличается постоянством, но "размах" max и min значений по гранулометрическим фракциям не превышает 2^x и 4^x раз. Это связано, в первую очередь, с неравномерным распределением ^{241}Am по фракциям, отмеченное нами и ранее [9], при исследовании радиоактивных образований на других следах выпадений.

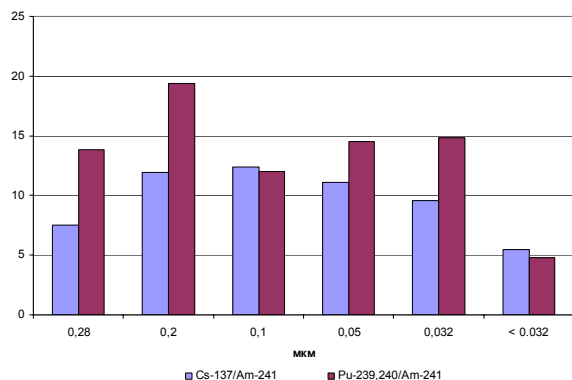


Рисунок 3. Отношения ^{137}Cs к ^{241}Am и $^{239/240}\text{Pu}$ к ^{241}Am

На рисунках 4, 5 представлены графические зависимости распределения удельных активностей ^{137}Cs и ^{241}Am по гранулометрическим фракциям в пробах почвы, отобранной в юго-восточном направлении в 500 м и 2 км от эпицентра. Можно отметить, что распределение ^{137}Cs и ^{241}Am по фракциям в пробе, отобранной в 500 м от эпицентра относительно равномерное, в то время как разброс в распределении этих же радионуклидов в пробе, отобранной в 2 км от эпицентра, составляет более порядка. При чем прослеживается падение удельной активности как для ^{137}Cs , так и для ^{241}Am при переходе от крупных гранулометрических фракций к более мелким вблизи эпицентра. На удалении от эпицентра наблюдается повышение удельной активности данных радионуклидов в мелких фракциях. Это объясняется тем, что уже на расстоянии 2 км выпадения носят характер, сравнимый с глобальными выпадениями, когда основная часть выпавших радионуклидов сосредоточивается в мелких частицах.

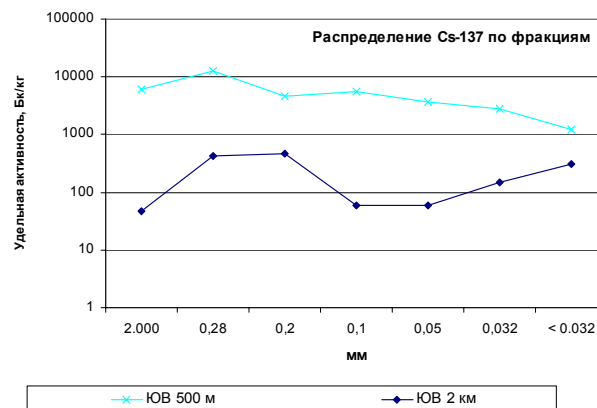


Рисунок 4. Распределение ^{137}Cs по фракциям

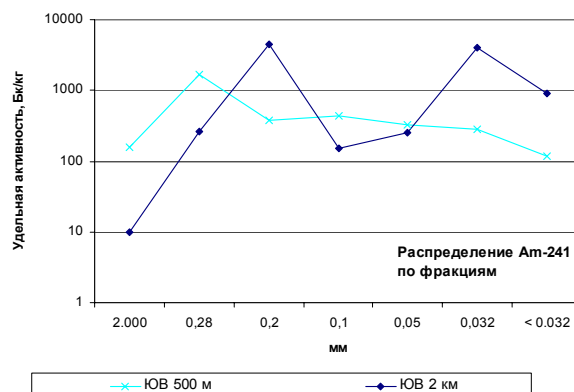


Рисунок 5. Распределение ^{241}Am по фракциям

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ материалов ранее проведенных исследований показал, что до настоящего момента различными исследовательскими организациями проводились работы по изучению специфики форм нахождения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах. Однако для Семипалатинского полигона таких исследований проведено крайне мало. Знание размера частиц, их растворимости и миграционных свойств может устранить ошибки при оценке риска для здоровья человека (для различных типов облучения) и обеспечит научную основу для разработки новых норм и соответствующих технологий очистки территорий от радиоактивного загрязнения.

Полученные результаты по распределению радионуклидов по фракциям (размерам гранул) радиоактивных образований показали, значительная часть

радионуклидов концентрируется в мелких наиболее опасных в биологическом отношении фракциях.

Полученные для юго-восточного следа отношения удельных активностей техногенных радионуклидов-продуктов атмосферных ядерных взрывов, в частности ^{137}Cs к ^{152}Eu , подтвердили ранее опубли-

кованные данные. Имеются реальные возможности использования этих отношений для идентификации следов радиоактивных выпадений атмосферных ядерных взрывов на бывшем Семипалатинском испытательном ядерном полигоне.

ЛИТЕРАТУРА

1. Умаров М.А., Артемьев О.И. Радиоактивные выпадения от атмосферных ядерных испытаний. //Вестник НЯЦ РК – 2001. – Вып. 3. - С. 20-25.
2. Характеризация радиоэкологических и нерадиоэкологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона. / Отчет второго года по проекту МНТЦ К-053. 1998 г. – Алматы. - ИЯФ НЯЦ РК.
3. Радиоактивные частицы в атмосфере. / Коллоквиум в г. Бад-Швальбах, ФРГ. 1959. - М.: Госатомиздат. - 1963.
4. Быховский А.В., Зараев О.М./ Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии- М.: Атомиздат. - 1974. -254 с.
5. Devell L./ Nuclide Composition of Chernobyl Hot Particles. Studsvik Nuclear. STUDSVIK/NP-87/119. 1987.
6. Tcherkezian V., Galushkin B., Goryachenkova T. et. Al. / J. Environ. Radioact. -1995. v.27, No 2, p.133-139.
7. Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф./Горячие частицы в Красноярском крае. //Радиохимия. – 1998. - т.40.- № 3. - С.271-274.
8. Б.Сальбу, Т.Креклинг, Д.Отон. / Характеризация радиоактивных частиц в окружающей среде. //Аналитик 123, (843-849). 1998 г.
9. Характеризация радиоэкологических и нерадиоэкологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона. /Отчет второго года по проекту МНТЦ К-053. 1998 г. –Курчатов.- ИРБЭ НЯЦ РК.
10. Берикболов Б.Р., Шишков И.А., Бахур А.Е., Малышев В.И., Дубинчук В.Т., Березина Л.А., Мануйлова Л.И./ Формы нахождения и особенности определения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах Семипалатинского ядерного полигона. –Алматы: «Гылым». Геология Казахстана. – 1998. - № 2.- С.107-116.
11. Израэль Ю.А., Стукин Е.Д., Цатуров Ю.С./ О возможности идентификации радиоактивных следов ядерных взрывов и реконструкции доз облучения населения с использованием анализа долгоживущих радионуклидов.// Метеорология и гидрология.- 1994.- № 12.- С.5-14.

СЕМЕЙ ПОЛИГОНЫНДАҒЫ АТМОСФЕРАЛЫҚ ЯДРОЛЫҚ ЖАРЫЛЫСТАРДЫҢ РАДИОАКТИВТІК ТҮСІМДЕРДЕГІ РАДИОНУКЛИДТЕРДІ БӨЛУ ЕРЕКШЕЛІКТЕРІН ЗЕРТТЕУ

О.И. Артемьев, М.А. Умаров, В.Н. Ларин, А.В. Процкий

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

Оңтүстік –шығыс із бойындағы атмосфералық ядролық жарылыстардың радиоактивті түсімдегі радионуклидтерді бөлу ерекшеліктерін анықтау бойынша зерттеулер жүргізілді. Радионуклидтердің басым бөлігі ұсақ, биологиялық жағынан ең қауіпті фракцияларда шоғырланған. Оңтүстік –шығыс із үшін алынған атмосфералық ядролық жарылыстардың техногендік радионуклид-өнімдерінің үлестік белсенділігі қатынасы жекелей алғанда ^{137}Cs -дің ^{152}Eu -ға, бұрынғы жарияланған мәліметтерді растайды.

STUDY OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTION PATTERNS IN RADIOACTIVE FALLOUT AFTER ATMOSPHERIC NUCLEAR EXPLOSIONS AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE

O.I. Artemyev, M.A. Umarov, V.N. Larin, A.V. Protsky

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

A study has been conducted to identify patterns of radionuclide distribution in the local radioactive fallout after atmospheric nuclear explosions at the Semipalatinsk Test Site (STS) along southeastern plume footprint. It was found that currently radionuclides are mainly present in fine and mostly biologically available fractions. Ratios of specific activities estimated for man-made radionuclides, in particular, $^{137}\text{Cs}/^{152}\text{Eu}$, produced in atmospheric nuclear explosions

УДК 615.849:539.16

ОЦЕНКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ АКТОГАЙСКОГО РАЙОНА КАРАГАНДИНСКОЙ ОБЛАСТИ

Ахметов М.А., Птицкая Л.Д., Стрильчук Ю.Г., Осинцев А.Ю.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Представлены результаты радиологического обследования территории Актогайского района Карагандинской области. Получены предварительные данные о современной радиационной обстановке этой территории и дана оценка влияния последствий проведения ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном ядерном полигоне. В настоящее время загрязнение обследованной территории техногенными радионуклидами, в основном, не превышает допустимые уровни, и лишь в некоторых точках отмечается превышение фона глобальных выпадений. Опасность для населения в радиационном плане представляют локальные участки загрязнения радионуклидами в местах проведения геологоразведочных работ и повышенные содержания дочерних продуктов радона и торона в воздухе жилых помещений.

Испытания ядерного оружия, проводившиеся в течение 40 лет на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП), причинили определенный ущерб здоровью людей и окружающей природной среде. Территории районов Павлодарской, Восточно-Казахстанской и Карагандинской областей, прилегающих к полигону, признаны зоной экологического бедствия. В результате проведения ядерных испытаний в атмосферу было выброшено огромное количество радиоактивных веществ, которые частично осели на территории испытательного полигона. Другая часть распространилась далеко за пределы мест испытаний вследствие ветрового переноса. В последующем процесс выпадения радиоактивных веществ из атмосферы привел к глобальному загрязнению земной поверхности.

В процессе проведения ядерных испытаний возникла потребность контроля над радиоактивным загрязнением окружающей среды. В связи с этим в 1954 г. на базе метеорологических станций Казгидромета была организована радиометрическая сеть, в каждом пункте которой осуществлялись

систематические ежедневные наблюдения за техногенным загрязнением приземной атмосферы. На специально оборудованных метеорологических площадках ежесуточно проводился отбор проб воздуха и измерялась мощность экспозиционной дозы (МЭД). На протяжении 40 лет контроль осуществляли 45 метеорологических станций, однако число станций из года в год менялось [1].

Территория Актогайского района удалена от мест проведения наземных ядерных испытаний на СИП на расстояние около 300 км и расположена между полигоном и метеостанциями, находящимися в населенных пунктах Агадырь, Мойнты, Балхаш (Рис. 1). Поэтому, прежде чем радиоактивные выпадения регистрировались метеостанциями, выпадение радиоактивных веществ происходило в различных частях Актогайского района. Несмотря на удаленность Актогайского района от мест проведения ядерных испытаний на СИП (Рис. 2), данные наблюдения могут косвенно свидетельствовать о радиоактивном загрязнении этой территории.

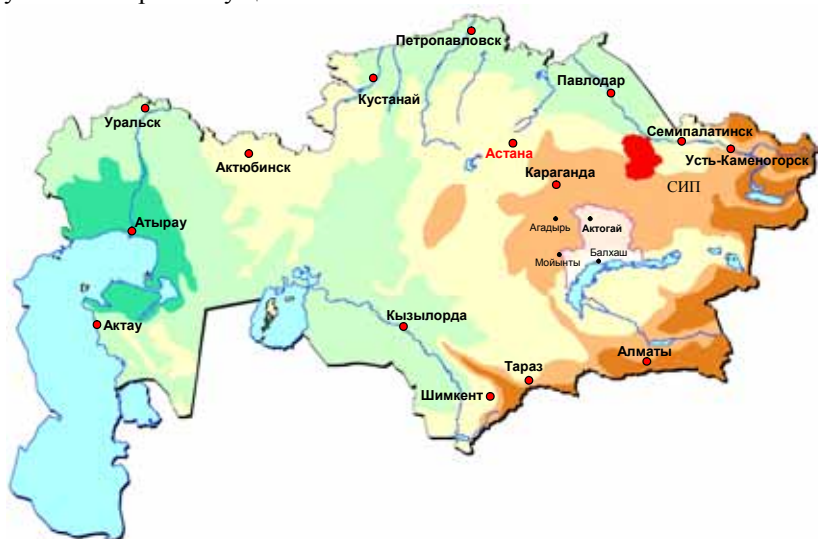


Рисунок 1. Местоположение СИП и территории Актогайского района Карагандинской области

В зависимости от условий проведения испытаний положение на местности радиоактивных следов, образовавшихся от ядерных взрывов, определялось по изменению радиационного фона [2]. На рисунке 2 показаны оси следов испытаний, проведенных 05.10.54 и 22.08.57 гг., с указанием изолиний доз γ -излучения (в рентгенах) до полного распада продуктов взрыва на открытой местности. Видно, что следы радиоактивных выпадений некоторых ядерных испытаний достигали территории Актогайского района.

По данным метеостанций в населенных пунктах Агадырь, Моинты, Балхаш, расположенных в настоящее время на территории Карагандинской области, во время проведения наземных ядерных испытаний были зафиксированы значительные превышения плотности радиоактивных выпадений в приземной атмосфере (Табл. 1).

На графиках, представленных в таблице 1, отображены данные по плотности радиоактивных вы-

падений в приземной атмосфере, зарегистрированные на трёх метеостанциях. Приведённые данные показывают изменение плотности радиоактивных выпадений по дням месяца в зависимости от времени проведения ядерных испытаний на СИП. На графиках хорошо видно увеличение активности на момент проведения испытания и последующее её снижение в течение 7-10 дней, что косвенно свидетельствует о радиоактивном загрязнении территории, расположенной между СИП и метеостанциями, вследствие радиоактивных выпадений от ядерных взрывов.

Таким образом, в результате проведения наземных ядерных испытаний на СИП территория Актогайского района подверглась радионуклидному загрязнению. Максимально загрязненными могли оказаться участки территории в северной части района, наиболее близко расположенные к местам проведения испытаний.

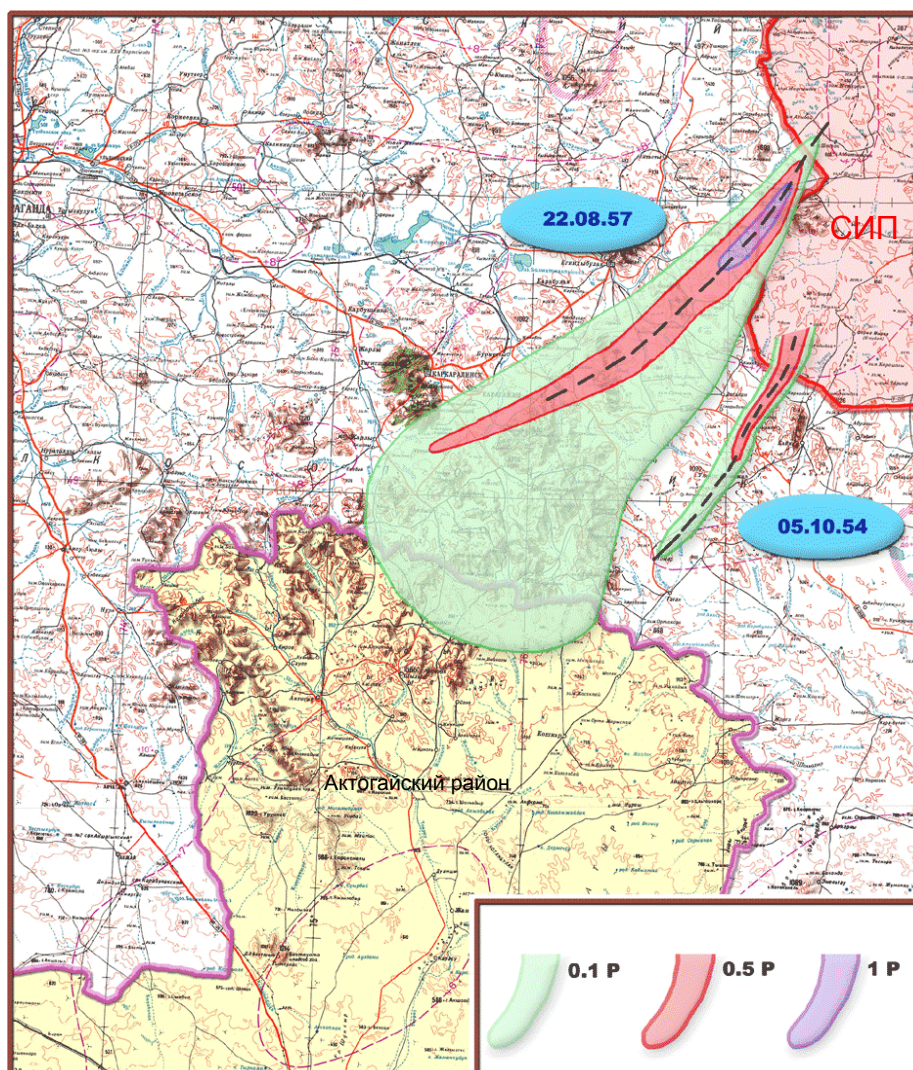
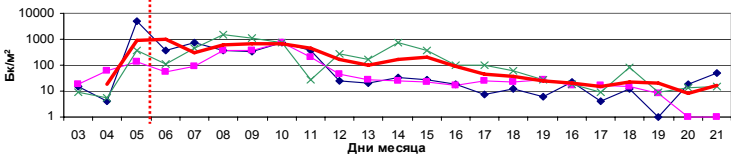
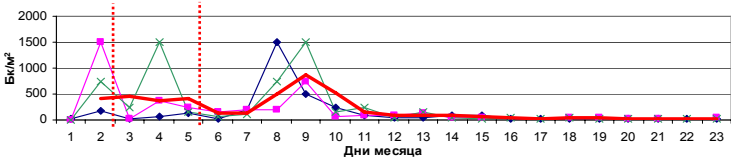
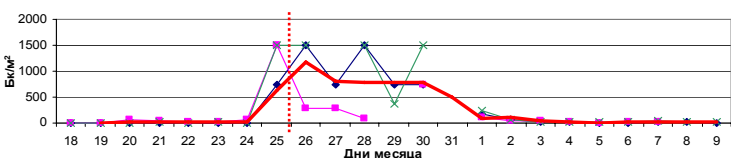
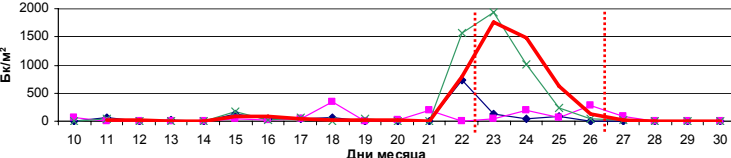
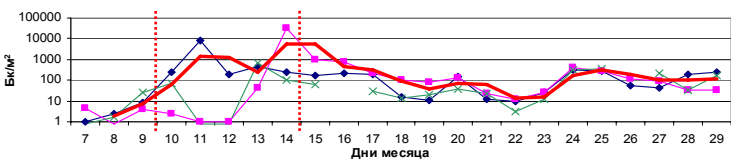
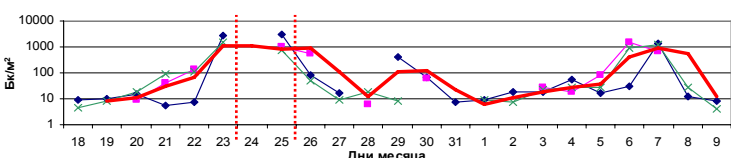
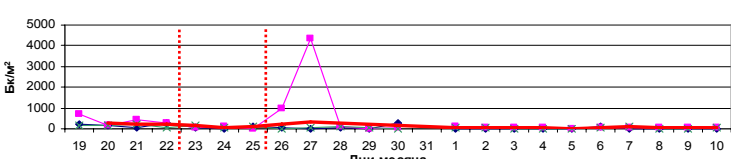
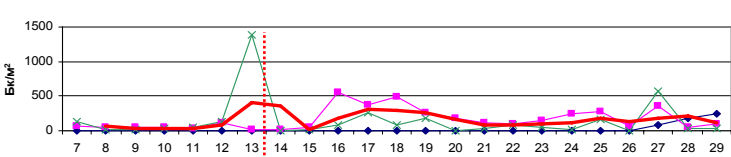
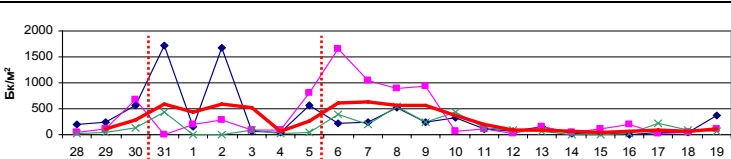


Рисунок 2. Положение радиоактивных следов, образовавшихся после проведения испытаний на СИП

Таблица 1. Плотность радиоактивных выпадений после проведения некоторых ядерных испытаний, зарегистрированных метеостанциями РК

Дата проведения испытания	Мощность, высота подрыва	Плотность радиоактивных выпадений в сутки (Бк/м ²)
		— Агадырь — Балхаш — Моинты — Среднее ... Испытание
05.10.54	4 кт, 0 м	
02.08.55	12 кт, 2,5 м	
05.08.55	1,5 кт, 1,5 м	
25.03.56	5,5 кт, 1 м	
22.08.57	520 кт, воздушный	
26.08.57	0,1 кт, воздушный	
09.09.61	0,38 кт, 0 м	
14.09.61	0,4 кт, 0 м	
23.08.62	до 20 кт, воздушный	
25.08.62	до 20 кт, воздушный	
22.09.62	0,21 кт, 0 м	
25.09.62	7 кт, 0 м	
13.10.62	до 20 кт, воздушный	
30.10.62	1,2 кт, 0 м	
05.11.62	0,4 кт, 15 м	

ПОЛЕВОЕ РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ

В 2001 г. сотрудниками Института радиационной безопасности и экологии были проведены радиологические исследования на территории Актогайского района Карагандинской области с целью оценки радиационной обстановки в данном регионе. Объектами исследований являлись населенные пункты, отвалы урановых рудопроявлений, объекты окружающей среды (Рис. 3). При передвижении между точками обследования проводилась автомобильная радиометрическая съемка.

Радиологическое обследование территории Актогайского района заключалось в проведении ра-

диометрических измерений (плотность потока α -, β -частиц, мощность эквивалентной дозы) [3], полевых γ -спектрометрических измерений (in situ) и отборе проб окружающей среды: почвы, воды, донных отложений и растительности. В каждой точке проведения обследования производилось определение географических координат с помощью спутникового навигационного прибора. В трех населенных пунктах была проведена пешеходная γ -съемка. В жилых помещениях населенных пунктов проводилось измерение эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов радона и торона в воздухе.

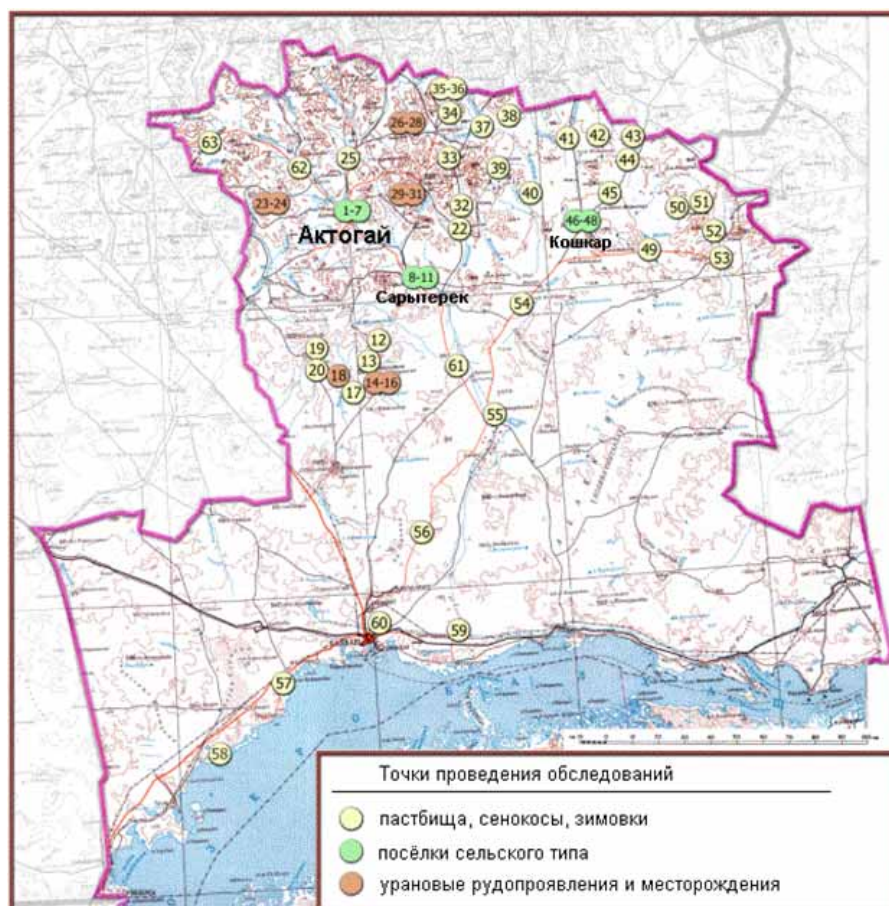


Рисунок 3. Расположение точек радиологического обследования

Диапазон измеренных значений радиационных параметров составил:

- по плотности поверхностного α -излучения – <1 част/см²*мин;
- по плотности поверхностного β -излучения – от <10 до 100 част/см²*мин;
- по МЭД на поверхности земли – от 0,1 до 3 мкЗв/ч;
- по МЭД на высоте 1 метр – от 0,1 до 1,55 мкЗв/ч.

Максимальные значения радиационных параметров по плотности поверхностного β -излучения и МЭД зарегистрированы на отвале рудопроявления

Майтас. Максимальное значение МЭД на обследованной территории района (исключая места расположения рудопроявлений) не превышает норм, принятых в Республике Казахстан, и составляет 0,21 мкЗв/ч [4].

Для определения содержания радионуклидов были отобраны пробы почвы, воды, растительности и донных отложений [5]. Пробы почвы отбирались в местах проведения хозяйственной деятельности и населенных пунктах; пробы растительности – на пастбищных, сенокосных угодьях; пробы донных отложений – в реках и ручьях; пробы питьевой воды

- из колодцев в населенных пунктах; пробы воды - из малых рек, открытых водоёмов и самоизливающейся скважины в районе рудопроявления Майтас.

Для определения содержания радионуклидов на местности производилась полевая γ -спектрометрическая съемка, в основном, в населенных пунктах перед входами в различные общественные учреждения, где провести отбор проб почвы не было возможности. Во всех точках измерения полевым γ -спектрометром содержание радионуклидов техногенного происхождения в почве находится на уровне фона глобальных выпадений.

Всего в жилых помещениях, учебных заведениях и административных зданиях населенных пунктов, в штольнях урановых рудопроявлений было проведено 47 измерений эквивалентной равновесной объемной активности дочерних продуктов радона и торона в воздухе помещений ($\text{ЭРОА}_{\text{Рп}} + 4,6 \times \text{ЭРОА}_{\text{Тп}}$) [6]. Диапазон измеренных значений составил от 2 до 771 Бк/м³. Из 21 обследованного жилого помещения в 19 помещениях ЭРОА дочерних продуктов радона и торона в воздухе (при условии, что эти величины не будут значительно увеличиваться в течение года) не превысила 200 Бк/м³, что является допустимой нормированной величиной [7]. Превышение этой величины было зарегистрировано в двух домах населенных пунктов Актогай и Кошкар. В населенном пункте Кошкар ЭРОА дочерних продуктов радона и торона в воздухе в помещении жилого дома составила 272,4 Бк/м³. Максимальное значение было зарегистрировано в жилом доме пос. Актогай. При первоначальном измерении в комнатах жилого дома максимальное значение ЭРОА составило 627 Бк/м³, при повторном измерении через 14 дней максимальное значение ЭРОА составило 771 Бк/м³. Повышенное значение ЭРОА радона и торона может быть связано с повышенным содержанием естественных радионуклидов урано-ториевого ряда в строительных материалах, использованных при постройке данных зданий. В связи с высокими значениями объемной активности в этих домах согласно Нормам радиационной безопасности необходимо провести защитные мероприятия, направленные на снижение поступления радона в воздух помещений и улучшение вентиляции помещений.

При проведении радиологического исследования вдоль выбранных маршрутов была произведена автомобильная радиометрическая съемка. Расстояние между точками съемки на автомобильных дорогах, соединяющих населенные пункты, составляло 1-2 км. При обследовании территории вне автомобильных дорог МЭД измерялась через 300-500 метров. В результате были получены данные в 1500 точках. Из них в 54 точках МЭД не превышает 0,1 мкЗв/ч, в 1101 точках составляет величину от 0,1 до 0,15 мкЗв/ч, в 296 точках находится в пределах от 0,15 до 0,2 мкЗв/ч, в 49 точках находится в пределах

от 0,2 до 0,3 мкЗв/ч, и всего в 4 точках превышает 0,3 мкЗв/ч. Повышенные значения МЭД были зарегистрированы, в основном, в районах расположения урановых месторождений и рудников и связаны с высоким содержанием естественных радионуклидов в почве. Таким образом, основная часть полученных данных по МЭД находится на уровне фоновых значений, не превышающих 0,2 мкЗв/ч.

ЛАБОРАТОРНЫЕ АНАЛИЗЫ ПРОБ ПО ОПРЕДЕЛЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Отобранные при проведении обследования пробы окружающей среды (почва, донные отложения, вода и растительность) были проанализированы на содержание естественных и техногенных радионуклидов [8]. Содержание в пробах радионуклидов определялось в лабораториях ИРБЭ НЯЦ РК. Содержание естественных радионуклидов ⁴⁰K и ²³²Th, техногенного радионуклида ¹³⁷Cs определялось γ -спектрометрическим методом [9]. Содержание радионуклидов ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu получены в результате проведения радиохимического анализа исследуемых проб [10,11].

Полученные результаты показывают, что в большинстве обследованных точек содержание радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в почве и донных отложениях находится на уровне естественного фона, обусловленного глобальными выпадениями, и лишь в некоторых точках незначительно превышает его. Во всех пробах, проанализированных на содержание радионуклида ^{239,240}Pu, был обнаружен этот наиболее опасный в биологическом отношении радионуклид, и его концентрация в большинстве точек превышала значение фона глобальных выпадений. Содержание техногенных радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu в почве находится в следующих пределах:

- ¹³⁷Cs - от 4 до 68 Бк/кг;
- ⁹⁰Sr - от 3 до 17 Бк/кг;
- ^{239,240}Pu - от 1 до 8,4 Бк/кг.

Превышение содержания в почве радионуклида ⁹⁰Sr над фоном глобальных выпадений, составляющим 50-70 мКи/км² [12] (11,6-16,2 Бк/кг), обнаружено не было (кроме незначительного превышения в пределах погрешности измерения в трех точках № 7, 27, 32). Содержание ¹³⁷Cs в почве превышает фон глобальных выпадений, равный 100-150 мКи/км² [12] (23,1-34,7 Бк/кг), в шести точках № 24, 26, 27, 28, 30, 33. Данное загрязнение может быть обусловлено прохождением в данном регионе следа радиоактивных выпадений от ядерного испытания, проведенного 22.08.1957 г. (Рис. 2). Повышенное загрязнение почвы обследованной территории ^{239,240}Pu в сравнении с фоном глобальных выпадений, принятым 0,55-2,67 Бк/кг [13], также может быть обусловлено близким расположением ядерного полигона, испытания на котором стали причиной радиоактивного загрязнения близлежащих террито-

рий. Содержание этих радионуклидов в донных отложениях находится на уровне фона глобальных выпадений.

Удельная активность ^{137}Cs в исследуемых пробах воды находится в пределах 2-4 Бк/кг, что не превышает допустимую удельную активность в питьевой воде, равную 11 Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs в пробах растительности находится в диапазоне от 3 до 20 Бк/кг. Максимальные значения зарегистрированы в пробах растительности, отобранных в точках №37 и 40 в русле р. Каршигалы, и равны 17 и 20 Бк/кг, соответственно, что более чем в три раза меньше значения допустимого уровня согласно нормам Минсельхоза РК (74 Бк/кг) [14].

Для всех проб растительности рассчитан коэффициент накопления техногенного радионуклида ^{137}Cs (Рис. 4).

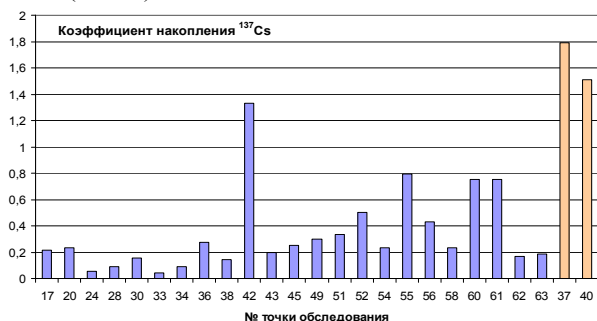


Рисунок 4. Коэффициент накопления ^{137}Cs растениями

Как видно из диаграммы, пробы растительности, отобранные в русле р. Каршигалы (точки № 37, 40 донные отложения), имеют повышенный коэффициент накопления (на рисунке показано коричневым цветом). Это явление может быть обусловлено повышенной увлажненностью почв и тем, что радионуклид находится в легко усваиваемой растворимой форме, в которой он попадает в русло ручья при смыве с поверхности земли.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сайбеков Т.С., Абылаев Ж.А. Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. / Атлас. - Т. 14. - Алматы. - 1997. - 268 с.
2. Логачев В.А., Логачева Л.А. Радиоактивное загрязнение объектов окружающей среды в результате проведения ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. / Радиоактивное загрязнение почвы. Аналитический обзор. - Москва. - 1998.
3. Методика выполнения измерений. Госстандарт. - 1993. - инв. №92.
4. Временные критерии для принятия решений по ограничению облучения населения от природных источников ионизирующих излучений. (КПР-96).
5. Инструкция по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязненной местности. Межведомственная комиссия. - 1987.
6. Монитор радоновый RAMON-01. Паспорт. Инструкция к эксплуатации. - 1997.
7. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Агентство по делам Здравоохранения Республики Казахстан, Алматы. - 2000. - 23 с.
8. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. ГОСТ 17.4.4.02.-84.
9. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре. МИ 2143-91. Государственный комитет СССР по управлению качеством продукции и стандартам. - 1991. - 17 с.

Выводы

В результате проведения радиологических работ на территории Актогайского района Карагандинской области было установлено:

1. Территория Актогайского района подверглась радионуклидному загрязнению в результате проведения наземных ядерных испытаний на СИП. Максимально загрязненными оказались участки территории в северной части района, наиболее близко расположенные к местам проведения испытаний.
2. Основную опасность для населения Актогайского района, в первую очередь, представляют локальные участки загрязнения радионуклидами в местах проведения геологоразведочных работ с целью поиска урановых месторождений.
3. Получены предварительные данные о современном радиационном состоянии почвенно-растительного покрова обследованного региона. В настоящее время загрязнение объектов окружающей среды обследованной территории техногенными радионуклидами (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$) не превышает допустимые уровни, и лишь в некоторых точках содержание радионуклидов в почве незначительно превышает фон глобальных выпадений.
4. Содержание радионуклидов в отобранных пробах растительности не превышает норм, принятых в Республике Казахстан. Максимальное накопление радионуклидов в растениях, обнаруженное вдоль ручьев, обусловлено увлажнением почв и зависит от форм содержания радионуклидов в почвах.
5. Повышенное значение ЭРОА радона и торона в некоторых домах может быть связано с повышенным содержанием естественных радионуклидов урано-ториевого ряда в строительных материалах, использованных при постройке данных зданий. В обследованных домах необходимо провести защитные мероприятия, направленные на снижение поступления радона в воздух помещений и улучшение вентиляции помещений.

10. Инструкции и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязнённой территории. Под редакцией Ю.А. Израэля. - 1989.
11. Плутоний-238,239,240. Радиохимическая методика выделения из проб почвы и приготовления препаратов для альфа-спектрометрических измерений. Стандарт предприятия. СТП 17.66-92. НПО "Радиевый институт им. В.Г. Хлопина". - 1993. - 14 с.
12. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. Под редакцией Ю.А. Израэля, Лен.: Гидрометеиздат. - 1990. - С. 25.
13. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М. и др. // Атом. энергия. - 1985. - Т. 59. - №5. - С. 382-383.
14. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.

**ҚАРАҒАНДЫ ОБЛЫСЫНЫҢ АКТОҒАЙ АУДАНЫ
АУМАҚТАРЫНЫҢ РАДИОНУКЛИДТІК ЛАСТАНУЫН БАҒАЛАУ**

М.А. Ахметов, Л.Д. Птицкая, Ю.Г. Стрильчук, А.Ю. Осинцев

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

Қарағанды облысының Актоғай ауданының аумағында радиологиялық зерттеу нәтижесі көрсетілді. Семей ядролық сынақ полигонында өткізілген ядролық сынақтардың әсер ету салдарын бағалау және осы аумақтың қазіргі радиациялық жағдайының мәліметі туралы алдын-ала алынды. Қазіргі уақытта аумақтың ластануын зерттегенде техногендік радионуклидтер негізінде арттыру деңгейінен аспайды, тек кейбір нүктелерде ғана белгіленеді, кең ауқымда түсім фонынан асады. Тұрғын үй ғимаратында ауада радон мен торонның еншілес өнімдері жоғары және геологиялық барлау жұмысын жүргізгенде радиациялық жоспардың көрсетуінше жергілікті учаскеде радионуклид ластану жері тұрғындар үшін қауіпті.

**ASSESSMENT OF RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF AKTOGAY
REGION TERRITORY OF KARAGANDA OBLAST**

M.A. Akhmetov, L.D. Ptitskaya, Yu.G. Strilchuk, A.Yu. Ossintsev

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov

The paper presents results of a radiological study carried out in Aktogay Region of Karaganda Oblast. Provided are preliminary data on the present radiation situation in the region under study and assessment of the impact of nuclear tests conducted at the Semipalatinsk Nuclear Test Site (STS). Currently, the man-made radionuclide contamination of the region is mainly below permissible levels and only in a few points exceeds the global background level. There are two major radiation risks for local population - localized spots of radionuclide contamination found in areas of exploration work and elevated indoor concentrations of radon and thoron daughter products.

УДК 574:546.36:631.4

ОСОБЕННОСТИ ПРИСУТСТВИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВЕ НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА

Ахметов Е.З.

Институт ядерной физики ИЯЦ РК, г. Алматы

Определены гранулометрический состав почвы и распределение цезия-137 по почвенным фракциям на площадках Азгирского полигона. Охарактеризовано присутствие цезия-137 в слоях толщиной 1 см приповерхностного почвенного грунта.

Как известно, в 60-70х годах на Азгирском полигоне на 10 площадках было осуществлено 17 подземных ядерных взрывов различной мощности на глубинах от 160 до 1500 м в соляных куполах Восточный и Западный Азгир. В результате были образованы 9 полостей (5 из них заполнены водой полностью) и провальная воронка глубиной ~ 30 м, дно которой заполнено водой из подземных горизонтов. Очевидно, что проведение этих взрывов не могло не оказать негативного воздействия на окружающую среду в ареале полигона [1,2].

Радионуклидная загрязненность дневной поверхности и почвенного грунта технологических площадок полигона обусловлена такими проявлениями, как динамические прорывы радиоактивных газов и продуктов цепных реакций в момент подземных ядерных взрывов (ПЯВ), радиоактивные выбросы из полостей после взрывов, загрязнения территории площадок при вскрытии полостей и выполнении технологических операций различных назначений, захоронение радиоактивных отходов в траншеях-амбарах в пределах площадок [3].

Распределение и удельное содержание радионуклидов в поверхностном почвенном слое зависит от физико-механических свойств почвенного грунта и способности почвенных частиц образовывать конгломераты, обладающие различными свойствами. Для изучения проблемы избирательного содержания радионуклидов в составе почвенных конгломератов и частиц различных форм и размеров были исследованы относительные распределения в почвенных комплексах почвообразующих частиц по геометрическим размерам. Для получения наиболее корректных результатов по гранулометрическому составу и распределению цезия-137 в тонком поверхностном слое почвы и ее фракциям были проанализированы поверхностные послойные образцы почвы 0÷1 см и 1÷2 см.

Исследование гранулометрического состава почвенного грунта с целью определения степени агломерации почвенных частиц проводилось методами сухого и мокрого рассева выделенных фракций - почвенных частиц определенных размеров. Образцы почвенного грунта были рассеяны на 6 фракций (1,0 мм; 0,4 мм; 0,112 мм; 0,063 мм; 0,04 мм и <0,04 мм). В таблице 1 даны результаты определе-

ния гранулометрического состава по указанным выше фракциям методом сухого рассева. Процентное содержание почвенных фракций характеризуется преобладающим наличием более крупных фракций (1,0 мм; 0,4 мм и 0,112 мм). Примерно аналогичный грансостав наблюдался и в измерениях [4], т.е. в основном преобладали фракции 0,71 мм; 0,40 мм и 0,20 мм. В вышеуказанных шести выделенных почвенных фракциях было измерено распределение цезия-137 с помощью гамма-спектрометрического метода: из таблицы 2 видно, что цезий-137 в основном концентрируется во фракциях 0,112 мм и 0,4 мм, что касается измерений [4], то цезий-137 содержался преимущественно во фракциях размерами 0,10÷0,71 мм. Данные табл. 1 и 2 относятся к площадке А1.

Аналогичные измерения были выполнены для площадок А5 и А10 (см. Табл. 3 и 4) для фракций: 2,0 мм; 1,25 мм; 0,71 мм; 0,40 мм; 0,20 мм; 0,10 мм; 0,05 мм и <0,05 мм. Преобладают в почвенном грунте на площадках А5 и А10, в основном, фракции 0,1 мм; 0,2 мм и 0,4 мм, а большинство радионуклидов цезия-137 практически сосредоточено в тех же фракциях (0,1; 0,2 и 0,4) мм. Исходя из данных таблицы 1÷4 можно сделать вывод, что преобладание в поверхностном почвенном слое определенных фракций и присутствие цезия-137 в соответствующих фракциях имеют стабильный характер.

При сухом методе рассева образцов почвенного грунта неизбежно происходит слипание мелких фракций и их прилипание к более крупным, и поэтому при сухом рассеве не происходит полного разделения малых фракций. В отличие от сухого рассева использование водной струи для рассева позволяет преодолеть недостатки сухого метода и при достаточно эффективном разделении гранулометрических фракций получать более точные результаты исследований гранулометрического состава и измерений распределения цезия-137 по фракциям, что подтверждается в [4], где радионуклиды цезия-137 сосредоточены, в основном, в мелких пылеватых частицах и во фракции "глина".

ОСОБЕННОСТИ ПРИСУТСТВИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВЕ НА ПЛОЩАДКАХ АЗГИРСКОГО ПОЛИГОНА

Таблица 1. Гранулометрический состав почвенного грунта с площадки А1, сухой рассев

№	Шифр проб	Почвенный слой, см	Гранулометрический состав, %					
			1,0 мм	0,4 мм	0,112 мм	0,063 мм	0,04 мм	< 0,04 мм
1	A1-223	0÷1	17,4	23,0	38,9	9,0	2,8	8,9
2	A1-224	1÷2	27,43	26,35	30,54	6,22	2,42	7,04
3	A1-230	0÷1	24,46	17,21	35,12	12,99	3,15	7,07
4	A1-231	1÷2	8,75	22,59	37,73	9,47	2,51	4,92
5	A1-237	0÷1	9,83	22,59	39,83	11,34	2,49	4,10
6	A1-238	1÷2	21,23	33,23	32,46	8,70	1,20	3,18
7	A1-244	0÷1	16,76	20,43	37,68	15,11	3,25	6,77
8	A1-245	1÷2	17,78	28,23	37,78	11,39	2,07	2,75
9	A1-316	0÷1	19,52	30,56	33,79	8,08	2,07	5,98
10	A1-317	1÷2	20,26	31,12	32,75	7,09	1,99	6,78
11	A1-321	0÷1	26,28	26,17	30,08	8,21	2,66	6,60
12	A1-322	1÷2	22,31	24,33	34,41	9,08	2,96	6,91
13	A1-326	0÷1	24,16	30,69	30,37	9,75	2,19	2,85
14	A1-327	1÷2	15,54	36,29	34,40	8,18	1,63	3,97

Таблица 2. Распределение ^{137}Cs по выделенным гранулометрическим фракциям на площадке А1, сухой рассев

№	Шифр проб	Почвенный слой, см	Содержание ^{137}Cs в почвенных фракциях, %					
			1,0 мм	0,4 мм	0,112 мм	0,063 мм	0,04 мм	< 0,04 мм
1	A1-223	0÷1	1,91	74,59	14,38	3,81	1,28	4,01
2	A1-224	1÷2						
3	A1-230	0÷1	7,98	22,46	41,60	11,07	4,96	11,93
4	A1-231	1÷2	3,23	23,57	45,39	11,95	5,69	10,18
5	A1-237	0÷1	5,75	12,53	42,95	16,20	6,22	11,40
6	A1-238	1÷2	13,53	43,79	28,67	5,42	2,45	6,13
7	A1-244	0÷1	16,17	20,98	39,88	9,41	3,64	9,91
8	A1-245	1÷2	15,99	19,03	8,49	4,39	49,37	2,74
9	A1-316	0÷1	5,71	39,05	33,77	8,36	3,80	9,30
10	A1-317	1÷2	1,81	36,85	42,04	8,47	2,65	8,17
11	A1-321	0÷1	8,21	31,55	37,69	8,59	3,76	10,19
12	A1-322	1÷2	3,23	25,89	44,26	11,44	4,50	10,68
13	A1-326	0÷1	17,77	33,85	30,59	7,48	3,88	6,43
14	A1-327	1÷2	1,11	8,82	8,61	3,21	76,86	1,39

Таблица 3. Гранулометрический состав проб, отобранных с площадок А5 и А10, сухой рассев

№	Шифр проб	Почвенный слой, см	Гранулометрический состав, %							
			2,0 мм	1,25 мм	0,71 мм	0,40 мм	0,2 мм	0,1 мм	0,05 мм	< 0,05 мм
1	A10-201	0÷1	1,34	0,28	5,59	26,66	29,07	21,19	9,11	6,76
2	A10-202	1÷2	–	0,49	12,61	29,17	27,26	18,48	7,29	4,70
3	A10-208	0÷1	0,49	0,65	8,91	24,37	31,97	19,54	8,83	5,23
4	A10-209	1÷2	1,15	3,69	27,65	24,36	22,31	11,98	5,09	3,77
5	A5-216	0÷1	1,47	9,76	22,23	19,59	18,12	18,12	7,05	3,66
6	A5-217	1÷2	2,51	2,92	22,40	23,76	20,16	17,99	6,31	3,94

Таблица 4. Распределение ^{137}Cs по фракциям (площадки А5 и А10), сухой рассев

№	Шифр проб	Почвенный слой, см	Гранулометрический состав, %							
			2,0 мм	1,25 мм	0,71 мм	0,40 мм	0,2 мм	0,1 мм	0,05 мм	< 0,05 мм
1	A10-201	0÷1	2,99	4,29	9,21	15,39	18,64	16,77	15,97	16,75
2	A10-202	1÷2	–	0,12	5,57	25,24	32,85	21,69	9,00	5,53
3	A10-208	0÷1	0,16	0,48	5,86	15,00	19,91	11,58	44,50	2,52
4	A10-209	1÷2	1,22	3,52	26,04	26,36	24,03	11,19	4,44	3,20
5	A5-216	0÷1	1,50	12,75	23,38	18,38	18,23	13,79	7,06	4,89
6	A5-217	1÷2	2,86	3,08	24,12	24,07	19,08	14,92	6,80	5,06

Для дальнейшего выяснения стабильности гранулометрического состава и распределения цезия-137 по фракциям почвенного грунта был проведен контрольный мокрый рассев трех почвенных проб, отобранных на площадках А1 и А10. В таблице 5 представлены результаты определения

гранулометрического состава почвенного грунта после мокрого рассева слоя 0÷1 см. Основная масса (62 %) почвенной пробы с площадки А10 состоит из фракций <0,04 мм, т.е. содержит мелкие пылеватые частицы и глинистую фракцию, в меньшей части

пробы (35 %) присутствуют фракции 0,04 мм и 0,063 мм. Пробы с площадки А1 также содержат, в основном, хотя и в меньшей степени, чем пробы с А10, фракцию <0,04 мм.

Распределение цезия-137 в почвенных фракциях, выделенных после мокрого отсева (Табл. 6) показывает, что почти все количество цезия-137 сосредоточено во фракции <0,04 мм (проба с площадки А10). Для проб с А1 также характерно присутствие цезия-137, в основном, также во фракции <0,04 мм (58 % и 70 %). Таким образом, результаты гранулометрических исследований на площадках А1и А10 также подтверждают стабильность гранулометрического состава и распределения цезия-137 по фракциям.

Для изучения фракционного состояния и распределения цезия-137 по фракциям в приповерхностных почвенных слоях были отобраны 8 послойных

проб, в промежутках глубин 1÷2 см и 3÷4 см на территории площадки А2.

Во всех пробах методом сухого отсева почвенного грунта был определен гранулометрический состав и в каждой выделенной фракции почвы измерено содержание цезия-137 на гамма-спектрометре. Полученные результаты приведены в таблице 7. Из них следует, что преобладающее количество почвенных частиц приходится на фракции 0,7 мм; 0,4 мм; 0,1 мм и составляет от 12,3% до 34,1%; от 21,6% до 25,4% и от 28,3% до 48,5%, соответственно. Активность цезия-137 (в % от общей активности) также в основном сосредоточена в этих фракциях и находится в пределах от 13,2% до 31% во фракции 0,7 мм, от 24,3% до 27,8% во фракции 0,4 мм и от 28,8% до 45,2% во фракции 0,1 мм.

Таблица 5. Гранулометрический состав почв, мокрый сев, слой 0÷1 см

№	Шифр проб	Фракционный состав, %					
		1,0 мм	0,4 мм	0,112 мм	0,063 мм	0,04 мм	< 0,04 мм
1	A1-230	15,13	3,63	27,63	14,34	3,90	35,37
2	A1-316	12,51	4,05	28,81	11,51	3,65	39,47
3	A10-108	1,62	0,41	1,78	18,43	16,20	61,56

Таблица 6. Распределение ¹³⁷Cs в почвенных фракциях, мокрый сев, слой 0÷1 см

№	Шифр проб	Фракционный состав, %					
		1,0 мм	0,4 мм	0,112 мм	0,063 мм	0,04 мм	< 0,04 мм
1	A1-230	0,94	13,27	19,23	6,02	2,79	57,75
2	A1-316	0,97	4,95	14,94	6,05	3,49	69,59
3	A10-108	1,55	0,82	0,62	2,76	2,20	92,05

Таблица 7. Гранулометрический состав почвенного слоя А1 см и распределение Cs-137 по фракциям после сухого отсева

Проба	Слой, см	Гранулометрический состав, %					
		Распределение ¹³⁷ Cs по фракциям, %					
		размер фракций, мм					
		1,25	0,7	0,4	0,1	0,063	< 0,063
Az2-506	1-2	0,6	12,3	21,6	48,4	7,1	9,9
		1,0	14,1	24,9	43,1	6,8	10,2
Az2-508	3-4	1,2	16,0	22,7	45,4	6,7	8,0
		0,9	13,5	25,0	44,8	6,8	9,0
Az2-511	1-2	0,4	13,9	23,1	46,9	6,9	8,0
		0,5	13,2	25,5	45,2	6,8	8,9
Az2-513	3-4	0,7	15,8	22,7	45,2	7,0	8,6
		0,7	14,6	24,3	44,1	7,0	9,3
Az2-516	1-2	4,0	34,1	25,4	28,3	3,7	4,6
		2,6	31,0	27,8	28,8	4,0	5,9
Az2-518	3-4	2,4	25,4	24,0	35,3	5,4	7,4
		1,8	21,6	26,2	35,8	5,5	9,2
Az2-521	1-2	0,7	13,2	22,2	46,5	7,5	9,8
		3,5	13,6	25,7	37,4	7,0	12,8
Az2-523	3-4	1,0	17,9	25,3	40,6	6,4	8,7
		1,5	15,6	25,4	37,9	6,9	12,8

После часовой экспозиции в воде определялся гранулометрический состав этих же проб, а также проб из слоя 0÷1 см методом мокрого отсева. Было выделено 7 фракций, в каждой из которых измерено содержание цезия-137. Данные по гранулометрическому составу и распределению цезия-137 по фрак-

циям представлены в таблице 8, из которой видно, что произошло изменение гранулометрического состава, связанное с перераспределением почвенных частиц по геометрическим размерам - резко уменьшилось количество почвенных частиц во фракциях 1,25 мм, 0,7 мм и 0,4 мм (до 0,06%, ~ 0,2% и ~ 0,3%,

соответственно), а содержание частиц во фракции <0,063 мм увеличилось и достигло 59,9%÷67,6% от общего содержания. Во фракции 0,1 мм содержание почвенных частиц изменилось с 28,3%÷48,5% при сухом расसेве до 22,0%÷30,8% при мокром рассеве, а для фракции 0,063 мм изменения составили от 3,7%÷7,5% до 6,6%÷10,2% при аналогичных способах обработки почвы. Соответственно изменению гранулометрического состава произошло и перераспределение цезия-137, основная доля активности

которого содержится во фракции 0,063 мм (от 79,5% до 92,2%).

Таким образом, способ мокрого рассева почвенных частиц по сравнению со способом сухого рассева наиболее корректно определяет распределения почвенных частиц и радионуклидов по фракциям и можно уверенно констатировать, что цезий-137 сконцентрирован в основном во фракции < 0,063 мм, состоящей из мелких пылеватых частиц.

Таблица 8. Гранулометрический состав почвенного слоя Δ1 см и распределение Cs-137 по фракциям после мокрого рассева

Проба	Слой, см	Гранулометрический состав, %						
		Распределение Cs ¹³⁷ по фракциям, %						
		размер фракций, мм						
		1,25	0,7	0,4	0,1	0,063	< 0,063	глина
Az2-525	0-1	0,14	0,42	1,06	40,51	9,35	44,62	3,90
		0,07	1,92	4,04	21,90	5,77	58,90	7,40
		0,1	0,2	0,4	27,9	10,2	59,9	1,4
Az2-506	1-2	0,5	3,1	2,5	9,2	3,7	79,5	1,5
		0,1	0,3	0,4	28,6	9,5	60,3	1,0
Az2-508	3-4	0,01	1,9	2,9	9,2	3,7	81,2	1,2
		0,14	0,20	0,47	32,79	7,25	58,20	0,95
Az2-530	0-1	0,04	2,36	3,43	13,69	3,48	75,81	1,19
		0,1	0,2	0,4	30,8	7,7	59,9	1,0
Az2-511	1-2	0,01	0,0	0,0	9,2	2,8	86,5	1,5
		0,1	0,2	0,3	27,0	9,2	62,4	0,9
Az2-513	3-4	0,00	0,6	1,4	6,2	2,6	88,1	1,1
		1,14	0,38	0,44	22,50	9,67	65,23	0,63
Az2-535	0-1	0,62	0,37	0,70	4,64	3,17	89,09	1,41
		0,1	0,2	0,3	24,0	6,7	67,6	1,3
Az2-518	3-4	0,2	0,4	0,5	3,6	1,2	92,2	1,9
		1,23	0,20	0,41	25,19	8,17	64,13	0,68
Az2-540	0-1	0,28	0,13	0,27	4,28	1,81	91,95	1,28
		0,1	0,2	0,2	23,1	10,0	65,3	1,2
Az2-521	1-2	0,04	1,1	2,6	5,9	2,9	85,7	1,8
		0,1	0,2	0,4	22,0	9,5	66,9	0,9
Az2-523	3-4	0,04	0,7	1,8	4,3	2,5	90,0	0,7

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Следует отметить, что присутствие цезия-137 в почве на площадках Азгирского полигона характеризуется, в основном, наибольшей концентрацией в конгломерате самых мелких частиц - во фракциях < 0,04 мм на площадках А1 и А10 и < 0,063 на А2. Другой особенностью нахождения цезия-137 в по-

верхностном почвенном слое в диапазоне глубин от 0 до 4 см является проявление тенденции к росту концентрации цезия с глубиной. Автор выражает искреннюю признательность Калиевой А.К., Поденжко В.В. и Сметанникову В.В. за предоставление результатов гранулометрических измерений почвенных проб.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кривохатский А.С. и др. Основные характеристики радиационной обстановки после завершения серии подземных ядерных взрывов в интересах народного хозяйства на солянокупольном месторождении Большой Азгир. /Препринт РИ-223 НПО "Радиовый Институт". - М., ЦНИИАтоминформ, 1992 г.
2. Адымов Ж.И. и др. Полигон Азгир. /Препринт 1-96 ИЯФ НЯЦ РК. - Алматы. - 1996 г.
3. Кривохатский А.С. и др. Радионуклидные проявления подземных ядерных взрывов в мирных целях на солянокупольном месторождении Большой Азгир. /Бюллетень ЦНИИАтоминформ. - М. - 1993. - № 9.
4. Ахметов Е.З. и др. Распределение цезия-137 и америция-241 по гранулометрическим фракциям почвенного грунта на площадках Азгирского полигона. /Вестник НЯЦ РК. - 2001. - Вып. 3.

**АЗҒЫР ПОЛИГОНЫНЫҢ АЛАҢЫНДАҒЫ ТОПЫРАҚТЫҢ
АРАСЫНДА ЦЕЗИЙ-137 ЭЛЕМЕНТІНІҢ БОЛУЫ ӨЗГЕШЕЛІГІ**

Е.З. Ахметов

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Ядролық физика институты, Алматы

Азғыр полигонының алаңындағы топырақ бетінің гранулометриялық құрамын және цезий-137 элементінің топырақтың фракцияларына қалай таралатынын анықтаған. Цезий-137 элементінің топырақтың 1 см қабаттар қалыңдығының ішінде болуы сипатталған.

PECULIARITIES OF PRESENCE OF CESIUM-137 IN SOIL AT AZGIR TEST SITE GROUNDS

E.Z. Akhmetov

NNC RK Institute of Nuclear Physics

The granulometric composition of soil and the distribution of cesium-137 by soil fractions at the Azgir test site was determined. The characterization of cesium-137 presence in the layer of the thickness of 1 cm of the surface soil was gave.

УДК 574.4:504.064:539.16.081

INTERCALIBRATION AND VALIDATION OF PERSONAL DOSE MONITORING OF PROFESSIONAL RADIATION WORKERS AT THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE

¹P. Hill, ²O. Artemyev, ³F. Busch, ⁴A. Kim, ²L. Ptitskaya, ²S. Subbotin, ²M. Akhmetov

¹*Forschungszentrum Jülich GmbH, ASS, 52425 Jülich, Germany*

²*Institute of Radiation Safety and Ecology, National Nuclear Centre, Kurchatov, Kazakhstan*

³*Materialprüfungsamt Dortmund, Dortmund, Germany*

⁴*Atomic Energy Committee of the Republic of Kazakhstan, Almaty, Kazakhstan*

Personal monitoring of occupational radiation workers at the Semipalatinsk Nuclear Test Site by the Institute of Radiation Safety and Ecology (IRSE), National Nuclear Centre (NNC) Kurchatov, has been validated. Good agreement has been found between Kazakh and German dose evaluations. Doses received by workers included in the validation program were well below internationally accepted occupational regulatory standards. An intercalibration of German and Kazakh dosimeters also yielded good agreement. Quality and methods of occupational dose monitoring at IRSE correspond to international standards.

INTRODUCTION

Since 1998 the Department of Safety and Radiation Protection (ASS), Forschungszentrum Jülich GmbH, Germany, rendered some technical assistance to the personal dose monitoring of occupational radiation workers at the Institute of Radiation Safety and Ecology (IRSE, Kazakhstan). In the beginning it provided a number of individual SEQ5 pencil dosimeters to be used for individual radiation monitoring of IRSE personnel in laboratory and in field, at sites of the former Semipalatinsk Nuclear Test Site.

In a later stage both parties agreed that an independent evaluation of results obtained by IRSE in its routine occupational dose monitoring and an intercalibration of dosimeters would be much helpful and desirable. For this purpose the German Party provided IRSE with film dosimeters. They were worn by IRSE personnel along with conventional TL-dosimeters (DPG-03). Film dosimeters were evaluated at the German Agency for Materials Testing (MPA) in Dortmund, Germany. TLD's were evaluated at IRSE Kurchatov, Kazakhstan. Intercalibration involved the exposure of Kazakh dosimeters (TLD's) in Germany and the exposure of German dosimeters (films) vice versa.

LEGAL REQUIREMENTS

After gaining its sovereignty in 1991 Kazakhstan started to develop its own legislative and regulatory system in the field of nuclear activities. It includes laws, regulations and standards for nuclear and radiation safety of nuclear installations, occupational radiation workers, population and environment. On February 14th, 1994, Kazakhstan joined the International Atomic Energy Agency (IAEA).

In 1997, April 14 the Law on Atomic Energy Use was adopted. The Act defines nuclear energy concepts, sets out a structure for the peaceful use of nuclear energy, the protection of the public health and environment, the non-proliferation of nuclear weapons and nuclear and radiation safety. It authorizes the Government to designate those State Bodies, which regulate nuclear

and radiation safety and the licensing of various types of nuclear activity.

In 1998, April 23 the Law on Radiation Safety of Population was adopted. This Law aims to protect the population from adverse effects of ionizing radiation. It deals with the right of individuals in the context of such safety, the duties of users of ionizing radiation sources and the responsibilities of State bodies.

Norms of Radiation Safety NRB-99, developed and accepted in the Russian Federation in 1999, are used now in Kazakhstan, too. During the elaboration of this document the recommendations on international basic safety standards [1] were observed. NRB-99 also defines occupational dose limits. Requirements on dose monitoring of occupational radiation workers correspond to internationally accepted standards and a limit of 20 mSv/year is adopted for effective dose. The annual dose limit for the general population is 1 mSv/year.

The institutes of the National Nuclear Centre of the Republic of Kazakhstan (Ministry of Energy and Mineral Resources) are controlling the radiation situation at all territories of nuclear test sites.

MONITORING OF OCCUPATIONAL RADIATION WORKERS AT IRSE

IRSE is responsible for personal dosimetry of its own occupational radiation workers as well as of workers from some other organizations. For personal monitoring IRSE uses mainly TL-Dosimeters of the DPG-03 type and also some pencil dosimeters of the German SEQ-5 type. Doses are recorded quarterly.

MATERIAL AND METHODS

Dosimeters

DPG-03 dosimeters used at IRSE contain 3 TLD-Chips (*LiF*) each. The readings of all three chips are averaged to obtain the result. The energy range covered by the dosimeter is 60 - 1275 keV. Calibration is done using an irradiation facility, which is described below.

The German Agency "Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen" (MPA NRW)¹ uses the Gliding Shadow Film Dosimeter for personal monitoring. The evaluation is based on automated densitometric measurement of only two filter fields with 8mm diameter each. This large measuring area reveals low noise values even at background radiation level. A plastic filter of 85 mg/cm² is calibrated with 60 keV X-rays and a metal filter of 1820 mg/cm² with Cs-137 photon (662 keV) radiation. A linear combination of the measured values at these filter fields compensates for the energy dependence of the pure film. Furthermore the gliding-shadow method yields low angular dependence of the dose measurement by the geometric design of the filter at a certain distance from the film. Increasing absorption due to oblique radiation incidence is compensated by an increasing amount of radiation bypassing the filter and exposing the measuring field beyond the filter. The technique is described in more detail in [2].

Irradiation facilities

Most personal and environmental dosimeters are based on a ¹³⁷Cs photon calibration. Therefore the Kazakh irradiation facility consists of ¹³⁷Cs-sources. The calibration error is 10%. Dosimeters are irradiated with dose rates of 0,0158 mSv/h or 0,01 Sv/h at a distance of 1 m from the source.

Also MPA NRW employs a strong ¹³⁷Cs-source of 7.4 TBq activity as main calibration and irradiation facility. The source is housed in a lead shielding and pushed to radiation position by compressed air. Dosimeter calibration is performed 1600mm from the source behind 3mm PMMA² build-up layer. Electronic control and a conveyor belt for dosimeter exchange allow for computer aided irradiation. The calibration error is +/- 3%.

RESULTS

Intercalibration

Intercalation of both dosimeter types (TLDs and films) was conducted by exposing them to calibrated irradiators. TLDs were exposed in Germany and evaluated in Kurchatov, Kazakhstan, and MPA film dosimeters were exposed in Kazakhstan and evaluated in Dortmund, Germany.

As shown in table I the agreement of measured doses with exposure is good for DPG-03 dosimeters irradiated in Germany, the largest deviation (about 10%) being observed for an 100 mSv exposure.

As shown in Table H measured dose values were in excellent agreement with the exposure doses for MPA dosimeters exposed in Kazakhstan.

Table I. Intercalibration results. Dosimeters exposed at German irradiation facility

Dosimeter Type	Dosimeter ID	Exposure Dose	Measured Dose
DPG-03	0057	0.3 mSv	0.3 mSv
DPG-03	0058	0.3 mSv	0.3 mSv
DPG-03	0056	1.0 mSv	1.0 mSv
DPG-03	0055	1.0 mSv	1.1 mSv
DPG-03	0054	10.0 mSv	9.1mSv
DPG-03	0053	10.0 mSv	9.5 mSv
DPG-03	0050	100 mSv	92mSv
DPG-03	0051	100 mSv	88mSv

Table II. Intercalibration results. Dosimeters exposed at Kazakh irradiation facility

Dosimeter Type	Dosimeter ID	Exposure Dose	Measured Dose
MPA	27684942	3.0 mSv	3.2 mSv
MPA	27684941	7.0 mSv	7.1 mSv
MPA	27684940	30.0 mSv	30.4 mSv
MPA	27684939	0.3 mSv	0.3 mSv

Validation

For validation of IRSE monitoring results a cohort of occupational radiation workers was selected, who were equipped with Tl-dosimeters as well as additional film dosimeters. Evaluation of TLD^fs (DPG-03) was carried out at IRSE. Film dosimeters were provided by the German side and evaluated by MPA Dortmund, Germany.

Doses were compared so far for 3 measuring periods of three months each. Results evaluated at MPA varied from 0.0-0.5 mSv. Results evaluated at IRSE varied from 0.0-0.4 mSv. There was generally a good agreement between Kazakh and German dose evaluations. Doses received by workers are well below accepted occupational regulatory standards.

CONCLUSIONS

Good agreement has been observed between German and Kazakh dose measurements. Doses monitored during the validation-study were well below limits of occupational regulatory standards.

Both the Intercalibration exercise and the validation study proofed the quality and methods of occupational dose monitoring at IRSE being corresponding to international standards.

¹ Agency of materials testing NRW; formerly: State Agency of Materials Testing NRW

² Poly(methyl methacrylate)

REFERENCES

1. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for Safety of Radiation Sources, Safety Series No 115, IAEA, Vienna, 1996
2. RITZENHOFF, K, JORDAN, M, HILGERS, G, BOHM, J, AMBROSI, P., New film badge for the measurement of the personal dose equivalent $H_p(10)$ using the gliding-shadow method, 9th International Congress of the International Radiation Protection Association (Proc. Int. Con. On Rad. Prot, Vienna 1996), Vol.4, (DUFTSCHMID, K.E., Ed.), IRPA, Seibersdorf (1996) 266 – 268.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНДАҒЫ КӘСІПТІК РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖҰМЫСШЫЛАР ДОЗАЛАРЫ МОНИТОРИНГІНІҢ ТЕКСЕРУ ЖӘНЕ ИНТЕРКАЛИБРОВКАЛАУ

¹⁾П. Хилл, ²⁾О.И. Артемьев, ³⁾Ф. Буш, ⁴⁾А. Ким, ²⁾Л.Д. Птицкая, ²⁾С.Б. Субботин, ²⁾М.А. Ахметов

¹⁾ *Юлих GmbH зерттеу орталығы, ASS, Юлих 52425, Германия*

²⁾ *Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов*

³⁾ *Материалдарды сынау агенттігі, Дортмунд, Германия*

⁴⁾ *Қазақстан Республикасы атом энергиясы бойынша агенттігі, Алматы, Қазақстан*

Курчатов, Ұлттық ядролық орталығының (ҰЯО) радиациялық қауіпсіздік және экология институтымен (РҚЭИ) жүргізілген Семей сынақ полигонында радиоактивті көздермен қамтылған жұмыстағы кәсіптік жұмысшылардың жеке мониторингінің шүбәсіздігі расталды. Қазақстандық және немістік дозаларды бағалау арасынан жақсы сәйкестік табылды. Шүбәсіздігін тексеру бағдарламасына кіргізілген жұмысшылармен алынған дозалар, халықаралық қабылданған кәсіптік реттеуші мөлшерден көп төмен болды. Сондай-ақ немістік және қазақстандық дозиметрлер интеркалибровкасы жақсы сәйкестік көрсетті. Радиациялық қауіпсіздік және экология институтындағы кәсіптік сәулелену дозалар мониторингісінің сапасы мен әдістемелері халықаралық мөлшерге сәйкес.

ИНТЕРКАЛИБРОВКА И ПРОВЕРКА ДОСТОВЕРНОСТИ МОНИТОРИНГА ДОЗ ПРОФЕССИОНАЛЬНЫХ РАДИАЦИОННЫХ РАБОЧИХ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

¹⁾Хилл П., ²⁾Артемьев О.И., ³⁾Буш Ф., ⁴⁾Ким А., ²⁾Птицкая Л.Д., ²⁾Субботин С.Б., ²⁾Ахметов М.А.

¹⁾ *Исследовательский Центр Юлиха GmbH, ASS, 52425 Юлих, Германия*

²⁾ *Институт радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра, Курчатов, Казахстан*

³⁾ *Агентство испытания материалов, Дортмунд, Германия*

⁴⁾ *Агентство по атомной энергии Республики Казахстан, Алматы, Казахстан*

Была подтверждена достоверность индивидуального мониторинга профессиональных рабочих, занятых на работах с радиоактивными источниками на Семипалатинском испытательном полигоне, проводимого Институтом радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) Национального ядерного центра, Курчатов. Хорошее соответствие было найдено между казахстанскими и немецкими оценками доз. Дозы, полученные работниками и включенные в программу проверки достоверности, были намного ниже международно принятых профессиональных регуляторных норм. Интеркалибровка немецких и казахстанских дозиметров также показала хорошее соответствие. Качество и методы мониторинга профессиональных доз облучения в ИРБЭ соответствует международным нормам.

УДК 911.9:001.3 (477)

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Орлов А.А., Краснов В.П.

*Полесский филиал Украинского научно-исследовательского института
лесного хозяйства и агролесомелиорации имени Г.Н.Высоцкого*

Проанализированы многочисленные литературные данные по общим проблемам экологического мониторинга в целом и радиоэкологического мониторинга в частности. Разработаны критерии мониторинга. Предложены дефиниция радиоэкологического мониторинга лесных экосистем, а также концептуальная схема его функционирования. Кратко охарактеризованы его цель, основные задачи, методы и объекты наблюдений.

МОНИТОРИНГ: ОБЩИЕ ПРОБЛЕМЫ

В случаях поступления техногенных радионуклидов в окружающую среду объективность управленческих решений как в отношении населения, так и будущего конкретного пострадавшего района в целом, прямо зависит от оперативности, качества и полноты информации о радиационном состоянии окружающей среды. Согласно общепринятому мнению, обеспечение информацией об изменении радиационного состояния последней является основной задачей радиационного мониторинга. Значение информации о радиационном состоянии последней достаточно часто преуменьшается учеными и практически полностью игнорируется общественным мнением в продолжительные периоды без чрезвычайных ситуаций (синдром успокоения), однако во время таких ситуаций и в первый острый послеаварийный период, наоборот, наблюдаются разнообразные спекуляции на основе разрозненных фактов, единичных наблюдений, которые выдаются за мониторинг (синдром беспокойства). Радиационный мониторинг окружающей среды является частным случаем экологического мониторинга, поэтому представляет значительный интерес понимание важнейших проблем последнего.

Проведенный нами анализ использования термина "мониторинг" продемонстрировал, что понимание его смысла исследователями носит в значительной степени интуитивный характер, поэтому и вызывает определенные недоразумения при использовании. Материалы, опубликованные на последних крупных форумах по проблемам радиобиологии, радиоэкологии и мониторинга окружающей среды – IV съезде по радиационным исследованиям (Москва, 2001) и XI Международном симпозиуме "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 2001), также, к нашему глубокому сожалению, подтверждают данный вывод. В частности, ряд исследователей [2; 26; 27; 34 и др.] привели данные о массовых, но разовых во времени наблюдениях без сравнения с ранее полученными результатами, что и называли мониторингом. Другие авторы [9; 10; 16; 22 и др.] под радиационным мониторингом понимают только многолетние наблюдения. Таким образом, существует настоятельная необхо-

димость корректной дефиниции понятия "мониторинг", а также анализ его критериев.

Ситуация усложняется также не только отсутствием капитальных монографий по Мониторингу, но и соответствующих учебников и учебных пособий для высших учебных заведений. Большинство же материалов по данной проблеме представляют собой ведомственные инструкции по его проведению и носят частный характер, не охватывая проблемы в целом.

Обратимся к опубликованным определениям мониторинга. Украинские исследователи [24] приводят следующую дефиницию: "Мониторинг – это система наблюдений и контроля за состоянием окружающей среды и предупреждения проявлений природных и антропогенных факторов, опасных для здоровья человека, существования растений и животных" (стр. 269).

Российские ученые-геохимики [1] дали более краткое определение: "Мониторинг – это слежение за какими-то объектами или явлениями" (стр. 79).

Венгерские исследователи [40] дали следующую дефиницию: "Мониторинг – это система регулярных наблюдений, как во времени, так и в пространстве, предоставляющая информацию о состоянии окружающей среды" (стр. 12).

Биологический энциклопедический словарь [4] дает следующее определение: "Мониторинг – это комплексная система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния биосферы или ее отдельных элементов под влиянием антропогенных воздействий" (стр. 375).

Нами *экологический мониторинг* в целом понимается как система регулярных наблюдений во времени и пространстве, контроля, анализа и оценки информации о состоянии окружающей среды. При этом особо подчеркнем, что, в отличие от понимания термина, приведенного в [4], изменения в состоянии окружающей среды в нашем понимании включают все ее изменения: антропогенные, природные и антропогенно-природные. Обусловлено это тем, что все три типа изменений экосистем обычно тесно взаимодействуют, существенно модифицируя результаты мониторинга. Поэтому, по

нашему мнению, изучая только антропогенные изменения, мы неоправданно сужаем проблему.

Отдельно следует подчеркнуть, что мониторинг – это не метод, а методология. Антитезой Мониторингу являются разовые во времени наблюдения, которые могут быть очень значительными по объемам – *скрининг* [24].

Однако и понимание мониторинга, только как многолетних наблюдений, не совсем корректно отражает его суть, т.к., например, мониторинг короткоживущего ^{131}J после воздушного атомного взрыва или вследствие радиационной аварии на действующей АЭС можно проводить с периодичностью в сутки, часы и т.д., а при штатной работе ядерного реактора – минуты, часы, сутки, месяцы, годы (как, например, это автоматически осуществляют лаборатории внешней дозиметрии АЭС). Также следует подчеркнуть, что не существует специфических методов, присущих мониторингу, проводится он разнообразными методами соответствующих наук: биохимии, геохимии, генетики, цитологии, радиобиологии, гидрохимии и т.д.

Универсальным методом мониторинга является общий метод сравнительной экологии – сравнение современного состояния окружающей среды с материалами, полученными ранее.

Функционально экологический мониторинг состоит из уровней:

- глобального (весь Земной шар);
- общегосударственного (определенная страна);
- регионального (административный или природный регион);
- локального (определенный объект).

Обобщение международного опыта в проведении экологического мониторинга позволило нам разработать его критерии. Данные критерии являются

общими для мониторинга любого уровня и все должны выполняться одновременно:

- репрезентативность точек наблюдений и количества измерений (пробоотборов);
- последовательность, определенная периодичность и непрерывность наблюдений;
- единая методическая и приборная основа для проведения тех или иных исследований;
- стабильность в изучении запрограммированных параметров и критериев (их можно дополнять, но не изменять коренным образом);
- унификация базовых программ накопления и обработки полученных данных, возможность модернизации программного обеспечения;
- возможность применения ГИС-технологий на каждой из стадий проведения наблюдений, обработки и анализа данных.

Особенное внимание должно уделяться одновременному выполнению первых четырех критериев, поскольку без репрезентативности, последовательности, стабильности и единой методической основы практически невозможно говорить о мониторинге, также невозможным становится выполнение двух его последних критериев. В то же время, выполнение именно двух последних критериев открывает значительно больше возможностей в организации, проведении наблюдений и, что особенно важно, – в обработке и анализе полученных результатов, а также в объективности и оперативности информационного обеспечения принятия управленческих решений.

Нами разработана концептуальная схема программы (функционирования) экологического мониторинга (Рис. 1).

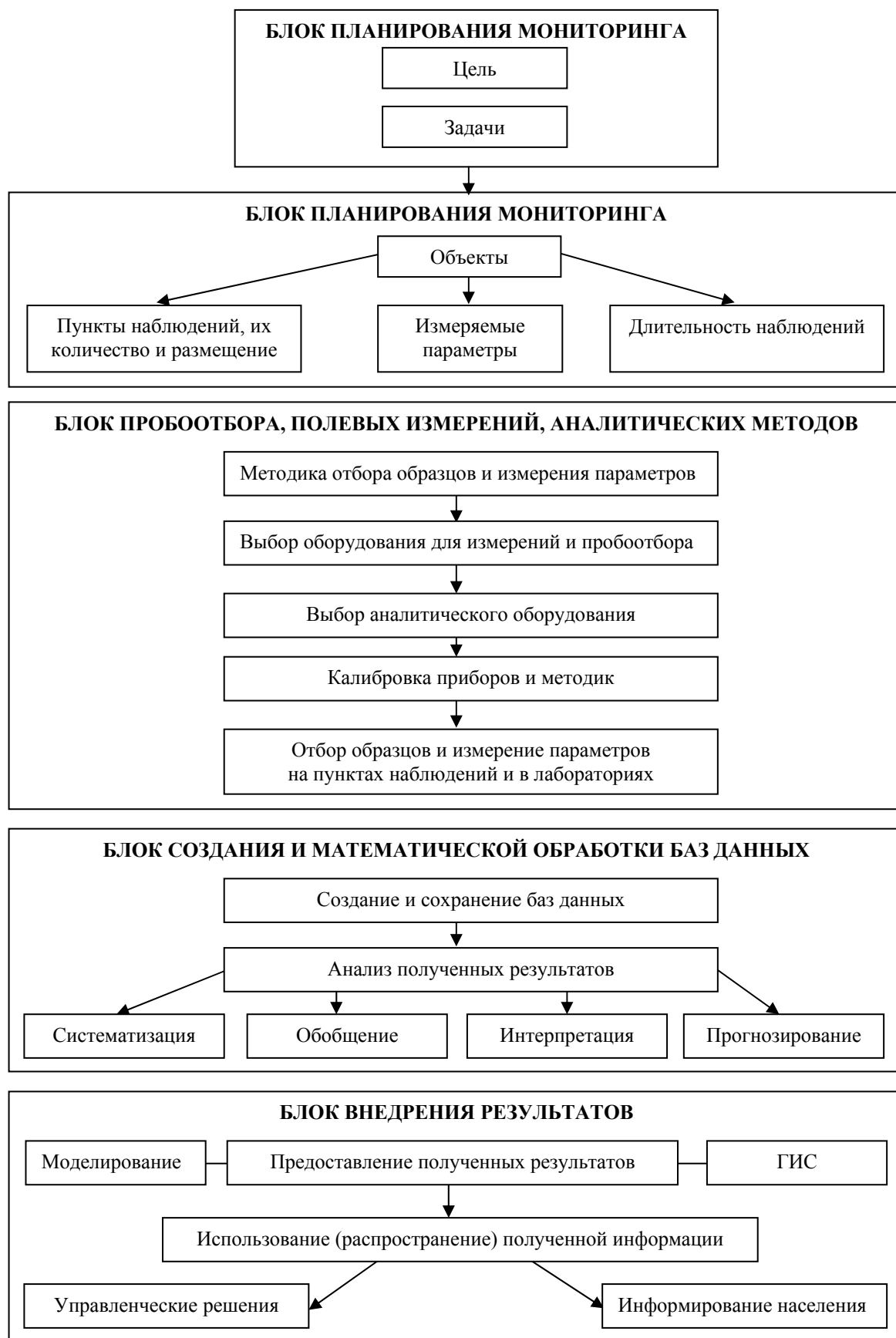


Рисунок 1. Концептуальная схема программы (функционирования) мониторинга

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ КАК СОСТАВНАЯ ЧАСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ЛЕСОВ

Как известно, лесные экосистемы являются критическими ландшафтами с точки зрения поступления радиоактивных элементов по пищевым цепочкам к человеку и поэтому требуют особого внимания радиоэкологов и гигиенистов. Упомянутая критичность лесных экосистем обусловлена несколькими факторами:

- накоплением значительно большего количества техногенных радионуклидов именно в лесных экосистемах по сравнению с другими типами естественной растительности;
- невозможностью проведения масштабных контрмероприятий по закреплению техногенных радионуклидов в почвах лесных экосистем и снижению их поступления в продукцию лесного хозяйства, в том числе – в пищевые продукты леса (ягоды, грибы, дикорастущие лекарственные растения);
- физическими и агрохимическими свойствами лесных почв, вследствие чего основное количество техногенных радионуклидов находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы; повышенной доступностью радионуклидов для корневого поступления в растения, а также в мицелий и плодовые тела высших базидиомицетов;
- произрастанием в лесных экосистемах большого количества сосудистых растений и высших грибов, характеризующихся повышенным накоплением радионуклидов;
- значительной сложностью и разнообразием путей миграции искусственных радионуклидов в лесных экосистемах, наличием большого количества сложных трофических цепочек, конечным звеном которых является человек.

Именно поэтому, на наш взгляд, проблема радиоэкологического мониторинга лесных экосистем является важной и требует большего внимания исследователей. Особую актуальность данная проблема приобрела после аварии на Чернобыльской АЭС, вследствие которой техногенными радионуклидами были загрязнены значительные площади лесов Беларуси, Украины и России.

Анализ литературных данных по проблеме радиоэкологического мониторинга лесов проведен нами в контексте общей проблемы радиоэкологического мониторинга окружающей среды. Данный подход был предложен ранее российскими исследователями [15].

Также базовыми методическими трудами по проблемам радиационного мониторинга являются Публикации МКРЗ. Прежде всего, следует вспомнить Публикацию 7 МКРЗ “Принципы мониторинга окружающей среды при использовании радиоактивных веществ” (1966) [38] с более поздними дополнениями, сделанными в Публикации 43 МКРЗ

“Принципы мониторинга в радиационной защите населения” (1985) [39].

В частности, *радиоэкологический мониторинг* определяется, как измерение излучения или концентрации нуклида с целью оценки (или контроля) действия внешнего излучения или радиоактивного вещества. Этот процесс включает также интерпретацию результатов измерений. Важным в последней публикации также является программа мониторинга, которая включает необходимость точно определить вид и периодичность измерений, отбора проб и последующего лабораторного анализа, методы статистической обработки полученных результатов, методы получения, интерпретации и регистрации данных.

МКРЗ различает программы мониторинга для нормальных ситуаций и чрезвычайных (аварийных) ситуаций. В частности, мониторинг для нормальных ситуаций подразделяется как на текущий, который проводится через определенные промежутки времени, так и мониторинг, связанный с определенными видами деятельности (или условиями), которые можно предусмотреть. Так, в районе действующих АЭС программа мониторинга может включать текущий контроль мощности экспозиционной дозы γ -излучения, а также плановый контроль за радиоактивными выбросами.

Кроме того, американские исследователи [35] отмечают, что перед проведением радиоэкологического мониторинга определяется его программа, проводится его планирование в зависимости от цели мониторинга – определяется количество пунктов наблюдения, их пространственное размещение и др.

Английские исследователи [36; 37] указали на главные задачи мониторинга: определить вещества, которые поступают в окружающую среду, их количество, пространственное размещение источников выбросов; эффекты данных выбросов на здоровье человека и состояние естественных экосистем; любые изменения концентраций загрязнителей в окружающей среде и их причины; определение фоновых и дополнительных концентраций; обоснование государственных мероприятий ограничительного характера на использование определенной продукции; активация аварийных контрмер в районах высокого риска; определение возможности использования естественных ресурсов (почвы в сельском хозяйстве, древесины и недревесных ресурсов – в лесном хозяйстве, речной воды – для коммунальных потребностей и т.п.).

Аналогичные данные приведены венгерскими исследователями [40]. Авторами подчеркивается, что данные радиоэкологического мониторинга могут быть корректно интерпретированы лишь в том случае, если по любому из параметров, которые измеряются, заложен стационар контроля, с которым сравниваются полученные данные. Также они под-

разделили радиоэкологический мониторинг на два типа: прямой и непрямой. Прямой – измерение содержания веществ-загрязнителей; непрямой – регистрация эффектов в биоте (цитогенетических, структуры популяций растений и животных, жизнеспособности видов и т.д.).

Представляет интерес краткий анализ состояния методической основы экологического мониторинга на Украине на общегосударственном уровне.

Согласно "Положения о государственном мониторинге окружающей природной среды Украины" (1998) предлагаются три вида мониторинга по функциональному назначению: базовый (стандартный), оперативный (кризисный) и фоновый (научный); исследователями анализируется система мониторинговых наблюдений, которые проводятся соответствующими службами министерств и ведомств [33]. Ими указывается, что на Украине мониторинг окружающей среды, в том числе радиоэкологический, проводится Министерством экологии и природных ресурсов Украины: системой бывшего Госкомгидромета и бывшего Госкомгеологии; Госкомводхозом Украины; Министерством здравоохранения (системой санэпидслужбы); Госкомлесхозом Украины; Министерством аграрной политики. Авторами подчеркивается, что общее количество и плотность размещения пунктов мониторинговых наблюдений ведомственного подчинения значительно варьирует как в территориальном, так и в межотраслевом плане. Кроме того, для мониторинга на Украине в целом очень характерным является несогласованность между министерствами и ведомствами методик отбора образцов, их лабораторных анализов, отсутствие единого центра сбора, хранения и обработки информации, что мешает получению оперативной целостной картины состояния окружающей природной среды в стране.

Однако, следует отметить, что по отдельным проблемам мониторинга в послечернобыльский период появилось немало публикаций. В частности, опубликовано капитальное издание относительно организации контроля окружающей среды в районах расположения АЭС [23]. Детально разработаны на Украине научные основы мониторинга радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод [6], описаны некоторые положения организации и ведения радиационно-экологического мониторинга зоны отчуждения [8], изложены концептуальные положения гидрогеологического мониторинга [30]; сформулированы цель, задачи и методы радиационных исследований (базового мониторинга) в природных заповедниках Украины [25]; обоснован радиоэкологический мониторинг биологических объектов водохранилищ [13], разработаны основы ведения мониторинга болезней сельскохозяйственных культур в 30-км зоне Чернобыльской АЭС [7]; предложен алгоритм последовательного геоинформационного и статистического анализа материалов

радиоэкологического мониторинга сельскохозяйственных территорий [31] и т.д.

Кроме того, многими исследователями подчеркивалась необходимость проведения определенных научных исследований, предшествующих проведению радиоэкологического мониторинга. К таким разработкам относится выявление ряда статистических параметров объектов мониторинга, в частности их статистическое распределение, а отсюда – вариабельность, количество необходимых наблюдений с заданной погрешностью, минимальный шаг отбора образцов, при котором они будут являться независимыми пробами и др. [32].

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ: ДЕФИНИЦИЯ, ЦЕЛИ, ЗАДАЧИ, МЕТОДЫ, ОБЪЕКТЫ

Критический анализ и обобщение литературных данных позволили нам дать дефиницию радиационному мониторингу лесных экосистем.

Радиационный мониторинг лесных биогеоценозов – это система регулярных наблюдений как во времени, так и в пространстве, контроля, анализа и оценки информации о мощности излучения и миграции радионуклидов в лесах.

Данный мониторинг должен быть составной частью общего экологического мониторинга лесов, а также радиационного мониторинга окружающей среды государства в целом. Необходимо отметить, что в настоящее время на Украине общий экологический мониторинг лесов находится только на стадии формирования: определены его цель, задачи, главные принципы функционирования, уровни построения, требования к организации и проведению [5, 28]. В то же время, он требует еще много усилий для определения критериев и параметров оценок состояния лесов, методического и приборного обеспечения, разработки основ организации его с использованием ГИС-технологий и т.д.

В системе лесного хозяйства уже продолжительное время проводится лесоустройство лесов (более 100 лет). Этот процесс состоит в периодическом описании лесов (один раз в 10 лет), в определении основных показателей, которые характеризуют производительность, состояние лесных насаждений и т.п. По нашему мнению, это также своеобразный мониторинг лесов. И вдобавок он проводится уже около столетия, таким образом, накоплен огромный статистический и картографический материал, который должен стать объектом исследований и может быть использован при мониторинге лесов. Кроме того, организационные структуры лесоустроителей могут быть использованы для проведения самого мониторинга. Радиационный мониторинг окружающей среды Украины в целом, на наш взгляд, требует не меньших усилий.

Цель радиационного мониторинга лесных экосистем состоит в информационной поддержке государства в выполнении политики обеспечения безо-

пасных условий проживания, работы людей и охраны лесных экосистем на основе установления закономерностей миграции радионуклидов в их разнообразных типах, выявления критических параметров, прогнозирования опасных явлений и процессов.

Обширные наблюдения для достижения данной цели на Украине не проводятся, что объясняется отсутствием инфраструктуры, необходимых средств, подготовленных специалистов и т.п. Впрочем, не существует и обоснования концепции радиационного мониторинга лесных экосистем, на государственном уровне не поднимался вопрос о его организации. В настоящее время на Украине главным образом проводится научный (базовый) мониторинг – изучение миграции радионуклидов в основных типах лесных экосистем Правобережного Полесья (наиболее пострадавшего региона Украины вследствие аварии на Чернобыльской АЭС) и фрагментарно – Лесостепи. Данные исследования [16] позволили разработать определенные рекомендации по ведению лесного хозяйства и использованию продукции лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения [29]. В последние годы исследования в этом направлении сокращаются, что объясняется, главным образом, уменьшением финансирования.

Объектом данного мониторинга является лесная экосистема, как сложное природное явление, представляющее собой совокупность древесных, кустарниковых и травянистых растений, мхов, лишайников, грибов, диких животных, почвы с микроорганизмами и почвенными животными, которые взаимодействуют между собой и окружающей средой.

Исходя из вышеуказанной цели радиационного мониторинга лесных экосистем и его задач (о чем будет сказано ниже), каждую лесную экосистему можно рассматривать как целостный объект мониторинга. В то же время, учитывая их сложность, многокомпонентность, разнообразные компоненты лесных экосистем могут рассматриваться самостоятельно, как отдельные объекты мониторинга. В особенности это касается критических компонентов биоты, видов-биоиндикаторов радиоактивных загрязнений. При этом критичность компонентов лесных экосистем рассматривается, в зависимости от конечной цели мониторинга, – как с точки зрения интенсивности концентрирования радионуклидов определенным компонентом биоты (например, лишайниками, мхами, макромицетами и др.), так и с точки зрения его радиорезистентности и возможных биологических эффектов от действия ионизирующего излучения (например, меристематических тканей сосны, нарушение мейоза и образования пыльцы у фиалки утренней (*Viola matutina*), популяционной структуры мышевидных грызунов и др.).

Анализируя цель и объекты исследований, следует отметить, что радиационный мониторинг может быть прямым и косвенным. Под прямым мы понимаем такой, если изучению подлежат те части и органы растений, которые непосредственно накапливают радионуклиды, или на которые непосредственно действует ионизирующее излучение. Под косвенным – если изучаются косвенные эффекты, например, физиологические, морфологические, популяционные и др. [3; 11; 18; 19]. По данным российских исследователей [21], методы мониторинга также можно поделить на прямые (радиационно-аккумулятивные) и косвенные (фитоценотический, дендрометрический, биогеоценотический, тератологический, популяционный и т.д.).

Главными задачами радиационного мониторинга лесных экосистем являются следующие:

- получение полной, детальной и статистически достоверной информации об уровнях радиоактивного загрязнения лесных территорий;
- установление динамики радиоактивного загрязнения лесных площадей;
- изучение перераспределения радионуклидов в различных типах почв автоморфных и гидроморфных лесных ландшафтов;
- изучение интенсивности миграции радиоактивных элементов в древесные породы, кустарнички и травянистые растения, грибы, мхи, лишайники, в системе "почва – компонент лесной биоты" (вид растений, грибов, животных) на лесотипологической основе;
- изучение миграции радионуклидов в системе "почва – кормовые растения – дикие животные";
- отслеживание уровней радиоактивного загрязнения растений- и животных-биоиндикаторов радиоактивного загрязнения.
- изучение миграции нормируемых гигиенистами техногенных радионуклидов по пищевым цепочкам из леса к человеку.

Необходимо отметить, что часть задач, обозначенных выше, на Украине выполняется в настоящее время исключительно научными подразделениями УкрНИИЛХА. Основное количество стационарных научных объектов радиоэкологического мониторинга лесов находится в зоне интенсивного влияния аварийных выбросов ЧАЭС – лесных насаждениях Центрального и Западного (Правобережного) Полесья – более 100 стационаров, каждый площадью 1,0 га, и лишь в небольшом количестве проводятся мониторинговые исследования в Правобережной Лесостепи.

Выполнение отмеченных выше задач позволит практически полностью обеспечить информационную поддержку принятия решений на любом уровне. Они могут дополняться как на региональном уровне, так и на локальном, вследствие существования значительных природных особенностей различ-

ных регионов, отдельных хозяйств, определенных лесных площадей. В то же время, для определенных регионов задачи радиационного мониторинга могут сокращаться (без сокращения возможностей программного обеспечения). Так, по нашему мнению, на территориях, которые не подверглись интенсивному воздействию аварийных выбросов ЧАЭС, можно сократить до минимума исследования миграции радионуклидов в почвах и отдельных компонентах лесных экосистем, а больше внимания уделить изучению динамики радиационной обстановки на основе использования методов биоиндикации и биомониторинга.

Непосредственно с объектами и задачами радиационного мониторинга лесных экосистем связаны критерии и параметры, согласно с которыми он проводится. Они также могут иметь региональные и локальные особенности, но определенное их количество должно быть присуще мониторингу всех уровней. На наш взгляд, такими универсальными параметрами могут быть:

- величина экспозиционной дозы γ -излучения на поверхности почвы и на высоте 1 м от ее поверхности;
- поверхностное β -загрязнение почвы;
- удельная активность того или иного радионуклида в отобранных критических объектах исследований, биоиндикаторах радиоактивного загрязнения.

В зоне интенсивного влияния аварийных выбросов Чернобыльской АЭС количество изучаемых параметров в лесных экосистемах должно быть значительно увеличено. Кроме указанных выше, к ним следует также отнести:

- изучение вертикального перераспределения радионуклидов в почвах различных типов условий местопроизрастания;
- определение динамики радиоактивного загрязнения органов и тканей различных видов древесных пород на лесотипологической основе (однолетней и двулетней хвое, листьях, однолетних побегах, внешней и внутренней частях коры, древесине, корнях);
- изучение динамики радиоактивного загрязнения растений живого напочвенного покрова (травянистых, кустарничков), основных видов мхов, лишайников;
- изучение радиоактивного загрязнения макромицетов различных видов, топических и трофических групп;
- изучение миграции радионуклидов в системе "почва - кормовые растения - дикие животные" (основное внимание уделить наиболее распространенным видам, а также тем, которые имеют промысловое значение, например, косуля, дикий кабан, лось);

- определение распределения валового запаса радионуклидов в компонентах лесных экосистем, начиная от различных горизонтов почв и заканчивая эдификаторным ярусом древесных пород.

Следует отметить, что для изучения тех или иных параметров необходимо указать сроки, а также периодичность, с которой они будут анализироваться. Часть из них должна быть ежедневной, например, определение экспозиционной дозы γ -излучения; другие – должны быть ежемесячными – определение содержимого радионуклида в объектах-биоиндикаторах; ежегодными – изучение удельной активности техногенных радионуклидов в пищевых продуктах леса (дикорастущих ягодах и грибах, а также сене лесных сенокосов); с периодичностью через 2-3 года – определение радиоактивного загрязнения остальных компонентов лесных экосистем.

Структурно-функциональная организация радиационного мониторинга лесных экосистем должна развиваться в составе государственного радиационного мониторинга окружающей среды и мониторинга лесов Украины, на общих основах, определенных государством.

Для обеспечения выполнения его цели и задач необходимо использовать уже существующие подразделения Государственного комитета лесного хозяйства Украины, Министерства экологии и природных ресурсов Украины. Уместно было бы использовать также структуру пунктов наблюдения гидрометеорологической службы, лабораторий внешнего дозиметрического контроля вокруг действующих АЭС. В системе Госкомлесхоза Украины к радиационному мониторингу лесов могут быть привлечены постоянные лесоустроители при гослесхозах, специалисты самих гослесхозов, научные подразделения Украинского научно-исследовательского института лесного хозяйства и агролесомелиорации им. Г.Н.Высоцкого. На последние следует возложить: разработку программы и методики мониторинговых наблюдений; сбор и анализ полученных данных; подготовку аналитических и прогнозных материалов; разработку рекомендаций и нормативных документов.

Для достижения поставленной цели необходимо, чтобы организация радиационного мониторинга лесных экосистем была структурирована на подсистемы:

- радиационно-экологическую;
- научно-исследовательскую;
- геоинформационную;
- справочно-нормативную.

По нашему мнению, организация всех подсистем должна базироваться на геоинформационной подсистеме – от организации мониторинга до информационного обеспечения принятия управленческих решений. Определенный опыт использования геоинформационных систем для решения прикладных

задач по картированию радиоактивного загрязнения радиоэкологи уже имеют [12; 14; 20; 22]. Данная подсистема должна обеспечить:

- обработку пространственно-временных данных;
- сбор, обновление, обработку и сохранение данных;
- объединение цифровой информации с картографической базой данных;
- моделирование, прогнозирование и подготовку проектов управленческих решений.

Несмотря на довольно значительный период, который прошел после аварии на ЧАЭС, к настоящему времени не существует разработанного научно-методического обеспечения радиационного мониторинга лесных экосистем. В практике используется официально утвержденная "Инструкция по отбору и подготовке образцов для радиометрического контроля продукции лесного хозяйства" [17], которая готовилась для других целей и лишь опосредованно затрагивает вопросы собственно мониторинга. Поэтому методическое обеспечение радиоэкологического мониторинга лесов все еще требует значи-

тельного внимания научных работников. Особое внимание следует уделить обоснованию размещения точек наблюдений, репрезентативности количества наблюдений и количества отбора проб.

Чрезвычайно важным в условиях значительного антропогенного загрязнения окружающей среды Украины является также организация экологического аудита, в том числе, – в лесном хозяйстве страны. *Экологический аудит* – периодическая проверка эффективности экологического мониторинга [9], включая проверку состояния биоты, правил радиационной безопасности на радиационно опасных объектах, объемов выбросов и сбросов радионуклидов с них, а также достаточности текущего мониторинга и действующих управленческих решений и регламентов. В частности, с изменением радиационной обстановки в лесах с течением времени требуют периодической актуализации "Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения", а также соответствующие "Указания".

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия: учебник. – М.: Логос, 2000. – 627 с.
2. Балина С.В. Мониторинг экологического состояния детских дошкольных учреждений г. Сыктывкар // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 12.
3. Башлыкова Л.А. Цитогенетические методы исследования в мониторинге загрязненных территорий // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 13.
4. Биологический энциклопедический словарь / Под ред. М.С.Гилярова. – М.: Советская энциклопедия, 1989. – 864 с.
5. Букша И.Ф. Концептуальные положения мониторинга лесов Украины // Лесоводство и агролесомелиорация. – 2001. – Вып. 100. – С. 13-16.
6. Войцехович О.В., Шестопалов В.М., Скальский А.С., Канивец В.В. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после Чернобыльской аварии. – Киев, 2001. – 149 с.
7. Гарнага М.Г., Самоленко А.Е. Разработать дополнения к регламенту мониторинга болезней сельскохозяйственных культур в 30-км зоне отчуждения и рекомендации по снижению их вредности // Междунар. конф. "Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления". – Киев, 2001. – С. 2-3.
8. Деревец В.В., Иванов Ю.П., Марченко В.И. Радиационно-экологический мониторинг зоны отчуждения // Бюллетень экологического состояния зоны отчуждения. – 1996. – № 2. – С. 5-12.
9. Егоров Ю.А., Нигматулин Б.И., Суздалева А.Л. Экобиологический мониторинг и экологический аудит как система экологического менеджмента в атомной энергетике // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 57.
10. Ермакова О.О. Аккумуляция радионуклидов растениями живого напочвенного покрова сосняков // IV съезд по радиационным исследованиям / Тез. докл. – Т. II. – М.: Изд-во Росс. ун-та дружбы народов, 2001. – С. 346-347.
11. Жукова Л.А. Популяционный мониторинг // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 61.
12. Жученко Ю.М., Осипенко А.Н., Тешковский А.В., Тимофеев А.С. Прикладные аспекты реабилитации загрязненного региона с применением геоинформационных систем // Междунар. конф. "Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления". – Киев, 2001. – С. 2-9.
13. Зарубин О.Л., Лактионов В.А., Лукашев Д.В., Залисский А.А., Головач А.И. Применение биологических объектов в радиационном мониторинге водоемов // Междунар. конф. "Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления". – Киев, 2001. – С. 2-6.
14. Иванов В.И., Ганжа Д.Д., Камкин А.В., Рундель И.Э. Использование ГИС-технологий в анализе и сопровождении баз данных различных форматов в мониторинге радиационной обстановки окружающей среды Чернобыльской зоны отчуждения // Тез. докл. на междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях". – СПб: Гидрометеоздат, 2000. – С. 79.
15. Израэль Ю.А. Философия мониторинга // Метеорология и гидрология. – 1990. – № 6. – С. 5-10.
16. Краснов В.П. Радиоэкология лесов Полесья Украины. – Житомир: Волянь, 1998. – 112 с.
17. Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П. и др. Инструкция по отбору и подготовке образцов для радиометрического контроля продукции лесного хозяйства. – Киев, 1998. – 21 с.

18. Крутов В.И., Федорец Н.Г. Эколого-биологический мониторинг лесных экосистем Карелии // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 93-94.
19. Крючкова Г.А., Малышева Н.Н. Радиоэкологический мониторинг на основе неспецифических индикаторов // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 94-95.
20. Линник В.Г., Кувылин А.И., Коробова Е.М. Геоинформационный анализ загрязненных территорий для целей радиационного мониторинга // Тез. докл. на междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях". – Спб: Гидрометеониздат, 2000. – С. 78.
21. Маркелов А.В., Минеева Н.Я., Соболев И.А., Дмитриев С.А. Технология биомониторинга и диагностики радиоэкологического состояния окружающей среды и геотехнических объектов на основе биоиндикации и биотестирования // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 121.
22. Матвеев И.И., Жукова О.М., Герменчук М.Г. и др. Система радиационного мониторинга на территории Беларуси в постчернобыльский период // Тез. докл. на междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях". – Спб: Гидрометеониздат, 2000. – С. 22.
23. Махонько К.П. и др. Руководство по организации контроля природной среды в районе расположения АЭС / Под ред. К.П. Махонько. – Л.: Гидрометеониздат, 1990. – 264 с.
24. Мусиенко Н.Н., Серебряков В.В., Брайон А.В. Экология. Охрана природы: Словарь-справочник. – Киев: Общество "Знания", КОО, 2002. – 550 с.
25. Орлов А.А. Цель, задачи и методы радиоэкологических исследований в природных заповедниках Украины, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской катастрофы // Заповедное дело в Украине. – 1998. – Т. 4, вып. 2. – С. 65-68.
26. Османова Г.О., Головенкина И.А. Мониторинг морфологической пластичности вегетативных органов некоторых травянистых растений // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 144-145.
27. Панин М.С., Сви́дeрcкий А.К. Мониторинг загрязнения тяжелыми металлами реки Иртыш по уровню их накопления в органах макрофитов // XI Междунар. симп. по биоиндикаторам "Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга" (Сыктывкар, 17-21.09.2001 г.). – Тез. докл. – Сыктывкар, 2001. – С. 146-147.
28. Полупан Р.А. Информационное обеспечение лесозэкологического мониторинга в зонах, подверженных риску чрезвычайных техногенных ситуаций // Материалы международной конференции под эгидой Организации Черноморского экономического Сотрудничества и в кооперации с МЦЧИ. – Харьков, 2000. – С. 128-131.
29. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения / Под ред. Н.Н.Калетника. – Киев, 1998. – 86 с.
30. Ситников А.Б., Джепо С.П. Гидрогеологический мониторинг 10-15-км зоны влияния ЧАЭС // Доклады 3-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Т. 1. – Зеленый Мыс, 1992. – С. 129-140.
31. Табачний Л., Лев Т., Войцехович В. К проблеме организации и планирования радиоэкологического мониторинга сельхозтерриторий на поздней стадии радиационной аварии на Украине // Междунар. конф. "Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления". – Киев, 2001. – С. 2-8.
32. Хому́тинин Ю.В., Кашпаров В.А., Жебровская Е.И. Оптимизация отбора и измерения проб при радиоэкологическом мониторинге. – Киев, 2001. – 159 с.
33. Шищенко П., Малишева Л., Шмурак А. Система геоэкологического мониторинга Украины: состояние, проблемы и перспективы // Украина и глобальные процессы: географическое измерение: Сб. науч. трудов. – В 3-х т. – Т. 3. – Киев-Луцк: Изд-во "Вежа", 2000. – С. 62-67.
34. Шуктомова И.И., Рачкова Н.Г. Радиационный мониторинг за содержанием тяжелых естественных радионуклидов в природных водоисточниках // IV съезд по радиационным исследованиям / Тез. докл. – Т. II. – М.: Изд-во Росс. ун-та дружбы народов, 2001. – С. 536.
35. Alloway B.J. and Ayres D.C. Environmental monitoring // Chemical principles of environmental pollution. – London: Blackie Academic and Professional, 1994. – P. 99-105.
36. Hewitt C.N. and Allot R. Chapter 7 // Understanding Our Environment / Ed. R.M.Harrison. – 2nd edition. – Cambridge: Royal Society of Chemistry, 1992. – P. 125-178.
37. Holdgate M.W. A Perspective of Environmental Pollution. – Cambridge: Cambridge University Press, 1979. – 376 p.
38. ICRP Publication 7. Principles of environmental monitoring related to the handling of radioactive materials. – London: Pergamon Press, 1966. – 44 p.
39. ICRP Publication 43. Principles of environmental monitoring for radiation protection of human population. – London: Pergamon Press, 1985. – 50 p.
40. Kovács M. Monitoring system // Biological indicators in environmental protection. – Chichester: Ellis Harwood Ltd., 1992. – P. 12-15.

ОРМАНДАРДЫҢ ЭКОЛОГИЯЛЫҚ ЖҮЙЕСІНІҢ РАДИАЦИЯЛЫҚ МОНИТОРИНГІ

А.А. Орлов, В.П. Краснов

*Украинаның Г.Н. Высоцкий атындағы орман шаруашылығы
және агроорманмелиорациясы ғылыми-зерттеу институтының Полес филиалы*

Көптеген әдебиеттерде экологиялық мониторингтің жалпы мәселелері бүтіндей және жекелей радиоэкологиялық мониторингтер туралы берілгендер бойынша талдаулар жасалған. Мониторинг критерийлері талданды. Орманда экологиялық жүйенің дефинициясы, сондай-ақ оның жұмыс істеу схемасы ұсынылды. Оның мақсаты, негізгі міндеті, әдістемесі және бақылау объектісі қысқаша сипатталған.

RADIATION MONITORING OF FOREST ECOSYSTEMS

A.A. Orlov, V.P. Krasnov

Polesskiy Branch of Ukrainian Scientific Research Institute of Forestry and Forest Amelioration, Zhitomir, Ukraine

Numerical literary data concerning general problems of ecological monitoring as a total and radioecological monitoring in particular have been analyzed. Monitoring criteria as well as the conceptual scheme of its functioning have been created. Monitoring purpose, main tasks, methodology and objects of observations have been briefly characterized.

УДК 574:574.58:577.346

ДИНАМИКА И ПРОГНОЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ЭКОСИСТЕМЕ оз. ТЫГИШ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

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

Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург

Представлены данные о радиоэкологической обстановке на озере Тыгиш, расположенном на центральной оси Восточно-Уральского радиоактивного следа, сформировавшегося после ядерной аварии 1957 г. на Южном Урале. Показано распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по основным компонентам водоема. Данные, полученные в результате проведенных натурных исследований, в совокупности с литературными данными других авторов легли в основу математических моделей, при помощи которых было описано изменение концентрации и запасов радионуклидов в воде и донных отложениях водоема, а также дан прогноз изменения их содержания в озере до 2057 года. Математические модели позволили существенно уточнить данные об исходной радиоэкологической обстановке на водоеме в год аварии.

Радиационная авария на ПО "МАЯК" в 1957 г. привела к радиоактивному загрязнению большой территории и формированию Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) в пределах Челябинской, Свердловской и Тюменской областей, площадь которого составила более 23 тыс. км². Общее количество радионуклидов, выпавших на эту территорию из радиоактивного облака, состоявшего из жидких и твердых аэрозолей, составило около 74 ПБк. [5,1,2].

Радиоактивному загрязнению подверглись различные природные экосистемы, в том числе и озера. На территории Свердловской области одним из них является Тыгиш. Согласно оценке, приведенной в работе [4], через три года после аварии запасы ^{90}Sr в воде, донных отложениях и биомассе растений и животных составили соответственно 2,2 Ку (77,7 ГБк), 20 Ку (790 ГБк) и 0,27 Ку (10 ГБк). В последующем территория ВУРС'а подверглась дополнительному радиоактивному загрязнению за счет ветрового переноса радиоактивных илов с берегов оз. Карачай (район ПО "Маяк") в 1967 г. и радионуклидов из зоны аварии на Чернобыльской АЭС 1986 г.

В 1993 году Отделом континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН было проведено изучение радиоэкологической ситуации на оз. Тыгиш с учетом того, что к этому времени с момента аварии прошло более 35 лет, так что первоначальная картина загрязнения могла измениться в результате естественного распада радионуклидов, ядерных аварий 1967 и 1987 гг., и перераспределения нуклидов в природной среде вследствие различных миграционных процессов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Озеро Тыгиш расположено в Каменском районе на центральной оси ВУРС'а примерно в 105-110 км от места аварии (Рис. 1). Озеро представляет собой пресноводный непроточный водоем площадью 6,7 км² при средней и максимальной глубинах 2,0 и 3,5 м и объемом водной массы $13,4 \cdot 10^9$ л [3,4]. Во-

доем находится в зоне влияния газоаэрозольных выбросов промышленных предприятий г. Каменска-Уральского. После аварии 1957 г. жители села Тыгиш, расположенного на берегу оз. Тыгиш, были отселены, поселения ликвидированы, а прибрежная территория подвергнута дезактивации.

Характеристика донных отложений озера получена П.В.Окуновым [9]. Радиоэкологическая характеристика водосбросов озера приведена в работах [8, 13, 14].

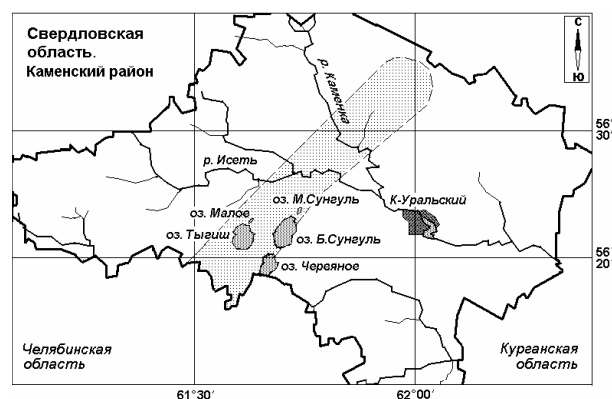


Рисунок 1. Схема расположения оз. Тыгиш на территории Каменского района Свердловской области.

Пунктиром выделен участок Восточно-Уральского радиоактивного следа

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Пробы воды для определения в ней ^{90}Sr и ^{137}Cs отбирали в алюминиевые фляги в количестве 200 л в 2-3 повторностях, подкисляли и транспортировали в лабораторию. После фильтрования ее выпаривали, а сухие остатки озоляли при температуре 450⁰С. Пробы воды для определения содержания трития отбирали в стеклянные емкости в количестве 1 л в 2 повторностях. Отфильтрованную воду дистиллировали, затем обогащали по тритию методом одноступенчатого электролиза [11]. Растения отбирали по 3-5 кг сырой массы в трех повторностях из разных участков водоема, отмывали от загрязнений, высушивали до воздушно-сухого состояния и озоляли в муфельной печи

при 450°C. Рыбу отлавливали сетями и готовили пробы по 3-5 кг сырой массы в трех повторностях. Тушки рыб без внутренностей высушивали, затем озоляли при 450°C. Донные отложения отбирали летом (с лодки), а зимой (со льда) в 20 точках водоема (Рис.2). Отбор проб проводили послойно с помощью специального пробоотборника конструкции В.Н. Алексашенко. Пробоотборник позволяет отбирать образцы сапропеля с заданной глубины, избегая заноса материала из других слоев грунта. До глубины 20 см сапропель брали через каждые 5 см, в слое 20-100 см – через 20 см, а в слое 100-350 см – через каждые 50 см. После высушивания пробы донных отложений растирали и просеивали через сито с диаметром ячеек 1 мм. Содержание ^{90}Sr в образцах определяли радиохимическим методом по дочернему ^{90}Y , радиометрию которого проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 при ошибке счета 15 %. Концентрацию ^{137}Cs определяли на многоканальном анализаторе АМ-А-02-Ф1 с детектором NaJ(Tl) типа "Лимон" с размером кристалла 150 × 100 мм, ошибка счета составляла в среднем 20 %. Радиометрию проб трития проводили методом жидкостной сцинтилляции на установке "Дельта-300", ошибка счета составляла 5%.

МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ

Материалы, полученные в результате проведенных натурных исследований, в совокупности с литературными данными других авторов [2] легли в основу математических моделей, при помощи которых было описано изменение концентрации и запасов радионуклидов в воде и донных отложениях водоема, а также дан прогноз их содержания в экосистемах озера в будущем на 100-летний период.

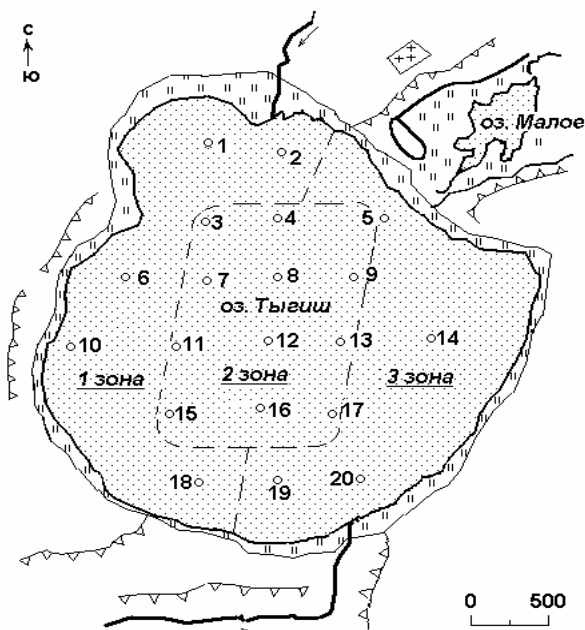


Рисунок 2. Схема отбора проб донных отложений на озере Тыгиш

В процессе вычисления концентрации и запаса радионуклидов в компонентах исследуемого водоема на данный момент времени учитывали их естественный радиоактивный распад по формуле:

$$C_t = C_0 \exp(-\lambda t) = C_0 \exp(-t \ln 2 / \tau_{1/2}) \quad (1)$$

В первом приближении изменение концентрации и запаса радионуклида в компонентах водоема в зависимости от времени, прошедшего с момента аварии, можно выразить в виде аналогичных экспоненциальных зависимостей:

$$C_t = C_0 \exp(-kt) \quad (2)$$

$$Q_t = C_t V = C_0 V \exp(-kt) = Q_0 \exp(-kt) \quad (3)$$

где t – время в годах, прошедшее после аварии; C_0 – начальная концентрация и Q_0 и запас (общее содержание) радионуклида в воде озера в момент аварии; C_t и Q_t – концентрация и запас радионуклида в момент времени t ; λ – постоянная распада, связанная с периодом полураспада радионуклида $\tau_{1/2}$ соотношением $\lambda = \ln 2 / \tau_{1/2}$; k – константа, определяющая динамику процесса изменения концентрации радионуклида во времени (экспоненциальный декремент). В общем случае константа k должна превышать постоянную распада λ вследствие перехода радионуклидов из воды в донные отложения, характеризую более крутой спад активности в воде, чем ожидается по уравнению естественного радиоактивного распада.

На основе экспериментальных данных, характеризующих изменение концентрации радионуклидов в воде исследуемого водоема, были построены концентрационные кинетические кривые и получены для них регрессионные уравнения типа (2). Экстраполяцией указанных зависимостей на момент времени $t=0$ определены значения начальных концентраций радионуклидов C_0 в воде при первичном ее загрязнении в результате аварии, при этом начальный запас радионуклидов в водоеме Q_0 был получен умножением начальной концентрации C_0 на объем воды V . Используя найденные значения C_0 и Q_0 и введя поправку на радиоактивный распад, по уравнениям (2,3) были рассчитаны текущие значения концентрации и запаса радионуклидов в воде для различных моментов времени в течение 100 лет после аварии.

Запас радионуклидов в донных отложениях определяли разными способами. С одной стороны, его рассчитывали как разницу между первичным поступлением радионуклидов в водоем Q_0 и запасом в воде:

$$Q_{do} = Q_0 [\exp(-\lambda t) - \exp(-kt)] \quad (4)$$

С другой стороны, запас рассчитывали на основе данных натурных исследований методом послойного суммирования. В этом случае дополнительно сделана оценка запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунте с использованием математического моделирования. Были получены функции изменения концентрации ра-

дионуклидов по глубине донных отложений в виде убывающих экспоненциальных уравнений:

$$C_x = b \exp(-ax), \quad (5)$$

где x – вертикальная координата, м; C_x – объемная концентрация радионуклида на глубине x , Бк/м³; a и b – параметрические константы, первая из которых определяет декремент убывания функции вертикального распределения радионуклида с глубиной, а вторая формально равна поверхностной концентрации радионуклида (при $x=0$ $C_x = b$).

Интегрированием приведенных выше функций в пределах от нуля до максимальной глубины $h_{\max}$ с учетом площади дна озера S получены запасы радионуклидов в толще донных отложений:

$$Q = S \int_0^{h_{\max}} b \cdot e^{-ax} dx \quad (6)$$

Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях оз. Тыгиш описывалось двумя экспоненциальными уравнениями – для верхнего и нижнего участков вертикального профиля. Проводя интегрирование функций для двух диапазонов глубин, соответствующих разным участкам профиля, с последующим их суммированием, были получены запасы радионуклидов в толще донных отложений:

$$Q = S \cdot \left(\int_0^{h_1} b_1 \cdot e^{-a_1 x} dx + \int_{h_1}^{h_{\max}} b_2 \cdot e^{-a_2 x} dx \right) \quad (7)$$

где h_1 – условная граница раздела вертикального профиля на два участка, определяемая графическим анализом экспериментальных данных, м; $h_{\max}$ – максимальная глубина залегания донных отложений, м.

Суммированием запасов радионуклидов в воде (3) и пробах донных отложений (7) рассчитано общее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоеме на 1993 г. Далее для выбранных моментов времени t в интервале от 0 до 100 лет после аварии были рассчитаны запасы радионуклидов в озере с учетом их естественного распада:

$$\Sigma Q_t = \Sigma Q_{1993} \exp[-\ln 2(t-36)/\tau_{1/2}] \quad (9)$$

В процессе построения модели сделаны следующие допущения: 1 – вынос радионуклидов из водоема и вторичное загрязнение озера с территории водосбора незначительны, 2 – запас радионуклидов в биомассе растений и животных мал по сравнению с таковым в воде и донных отложениях.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Натурные исследования, проведенные в 1993 г., показали, что концентрация ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Тыгиш составляла соответственно 12,3, 0,6 и 0,01 Бк/кг, что ниже допустимых норм, установленных для питьевой воды [7]. При этом концентрация ^{90}Sr оказалась примерно в 6 раз выше, чем в контрольном оз. Щучье (0,10 Бк/кг), расположенном

вне территории ВУРС'а на расстоянии 30 км на северо-запад от оз. Тыгиш, а содержание ^{137}Cs и ^3H в воде обоих озер оказалось практически одинаковым.

Для расчета первичного поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в экосистему оз. Тыгиш была исследована динамика изменения концентрации радионуклидов в воде в течение 40-летнего периода после аварии (Рис. 3). Установлены следующие регрессионные зависимости этих изменений во времени для обоих радионуклидов:

$$^{90}\text{Sr}(\text{Бк/л}) = 12,66 \exp(-0,077t) \quad R^2 = 0,86 \quad (10)$$

$$^{137}\text{Cs}(\text{Бк/л}) = 0,55 \exp(-0,076t) \quad R^2 = 0,57 \quad (11)$$

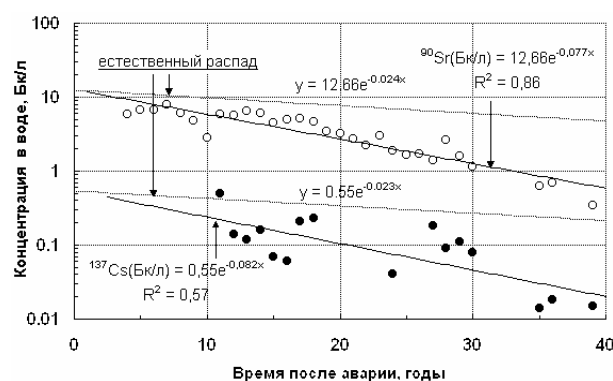


Рисунок 3. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Тыгиш в период с 1957 по 1997 гг.

Здесь и далее по тексту R^2 – коэффициент детерминации, или квадрат коэффициента корреляции.

Из этих уравнений следует, что в момент аварии ($t = 0$) концентрация ^{90}Sr в воде озера составляла 12,7 Бк/л, а ^{137}Cs – 0,55 Бк/л. Это соответствует первичному поступлению в водоем 169,6 ГБк ^{90}Sr и 7,3 ГБк ^{137}Cs .

Расчет запасов радионуклидов в основных компонентах оз. Тыгиш в различные сроки после аварии, выполненный на основе анализа данных концентрационной динамики в воде, представлен в таблице 1. В соответствии с принятой моделью, в 1993 г. в воде оз. Тыгиш находилось 10,7 ГБк ^{90}Sr и 0,38 ГБк ^{137}Cs , а в донных отложениях – 60,2 ГБк ^{90}Sr и 2,8 ГБк ^{137}Cs .

Изучение вертикального и пространственного распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш в 1993 г. проведено путем определения концентраций радионуклидов на разных глубинах и последующего расчета их запасов методом послойного суммирования (Табл. 2,3). Видно, что донные отложения в различных частях озера отличаются по уровню радиоактивного загрязнения. В частности, несколько более высокая концентрация обоих радионуклидов обнаружена во второй (центральной) зоне водоема.

Вертикальное распределение радионуклидов удовлетворительно описывается двумя экспонентами, каждая из которых соответствует различным по глубине частям профиля (Рис. 4,5). Используя дан-

ные фактических измерений концентраций радионуклидов в грунтах за 1993 г. и применяя метод математического моделирования, мы рассчитали запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш на 1993 г. Оба метода дали близкие результаты: запас ^{90}Sr составил соответственно 66,9 и 79,3 ГБк, а ^{137}Cs – 14,3 и 14,9 ГБк. Напомним, что сделанная нами ранее оценка запасов ^{90}Sr в сапропелях этого водоема на 1993 г., выполненная на основе анализа проб воды, оказалась близка к рассчитанной по результатам натурных исследований проб сапропелей, в то

время как для ^{137}Cs наблюдается расхождение этих оценок примерно в пять раз. С нашей точки зрения, такое расхождение результатов объясняется значительно меньшей концентрацией ^{137}Cs в водоеме по сравнению со ^{90}Sr , поэтому ошибка измерений в случае с ^{137}Cs возрастает. В то же время пятикратное расхождение результатов при подобных расчетах с использованием разных методик не следует рассматривать как значительное, скорее всего, они близки.

Таблица 1. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Тыгиш

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по формуле (1) с учетом радиоактивного распада, Бк/л.	12,7	9,9	7,8	6,1	5,3	4,8	3,8	3,0	1,8	1,1
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада по формуле (3), ГБк	169,6	133,1	104,5	82,0	70,9	64,3	50,5	39,6	24,4	15,0
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (10)	12,7	5,9	2,7	1,3	0,8	0,6	0,3	0,13	0,03	0,006
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	169,6	78,8	36,6	17,0	10,7	7,9	3,7	1,7	0,4	0,1
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях по формуле (4), ГБк	0,0	54,3	67,9	65,0	60,2	56,4	46,8	37,9	24,0	15,0
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде по формуле (1) с учетом радиоактивного распада, Бк/л.	0,6	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада по формуле (3), ГБк	7,3	5,8	4,6	3,7	3,2	2,9	2,3	1,8	1,2	0,7
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (11)	0,6	0,2	0,11	0,05	0,03	0,02	0,01	0,006	0,0008	0,0001
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	7,3	3,2	1,4	0,6	0,4	0,3	0,12	0,05	0,010	0,002
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях по формуле (4), ГБк	0,0	2,6	3,2	3,1	2,8	2,6	2,2	1,8	1,2	0,7
Отношение концентраций $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	23,2	22,9	22,6	22,4	22,2	22,1	21,8	21,5	21,0	20,5
Отношение концентраций $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	23,2	24,6	26,0	27,5	28,4	29,0	30,7	32,5	36,3	40,6
Отношение запасов (концентраций) $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях, рассчитанных по формуле (4)	-	20,9	21,2	21,3	21,4	21,4	21,3	21,2	20,9	20,4

Таблица 2. Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш (Бк/кг воздушно-сухой массы), 1993 г.

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

**ДИНАМИКА И ПРОГНОЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ЭКОСИСТЕМЕ
оз. ТЫГИШ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА**

Таблица 3. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш методом послойного суммирования, 1993 г (ГБк)

Слой, см	^{90}Sr					^{137}Cs					$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$
	1 зона	2 зона	3 зона	сумма по слоям	%	1 зона	2 зона	3 зона	сумма по слоям	%	
0-5	1,7	3,3	1,7	6,7	8,4	0,3	1,2	0,4	2,0	13,4	3,35
0-10	1,0	2,7	0,9	4,7	5,9	0,1	0,7	0,3	1,1	7,4	4,27
10-20	1,3	3,3	0,6	5,1	6,4	0,2	0,5	0,2	0,9	5,9	5,67
15-20	1,8	2,2	0,3	4,2	5,3	0,1	0,3	0,2	0,6	4,0	7,00
20-40	1,5	4,0	1,0	6,5	8,2	0,6	0,4	0,5	1,5	10,0	4,33
40-60	1,2	2,6	1,5	5,4	6,8	0,5	0,4	0,5	1,3	8,8	4,15
60-80	1,2	1,5	0,9	3,7	4,6	0,6	0,5	0,3	1,4	9,1	2,64
80-100	0,7	2,1	0,4	3,1	4,0	0,4	0,5	0,1	1,0	6,7	3,10
100-150	1,5	6,4	0,0	7,9	10,0	0,5	0,8	0,0	1,3	9,0	6,08
150-200	1,3	6,3	0,0	7,5	9,5	0,6	0,6	0,0	1,3	8,4	5,77
200-250	1,0	4,5	0,0	5,4	6,9	0,5	0,4	0,0	1,0	6,6	5,40
250-300	1,2	5,9	0,0	7,1	9,0	0,3	0,4	0,0	0,7	4,7	10,14
300-350	0,4	2,0	0,0	2,4	3,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,7	24,00
250-350	1,6	7,9	0,0	9,5	12,0	0,4	0,4	0,0	0,8	5,4	11,88
Итого:	17,3	54,8	7,2	79,3	100,0	5,3	7,2	2,4	14,9	100,0	5,32

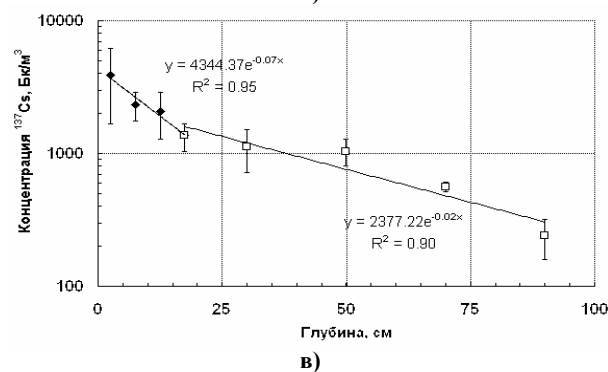
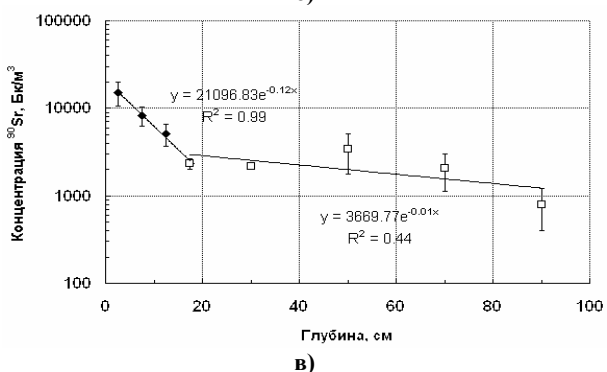
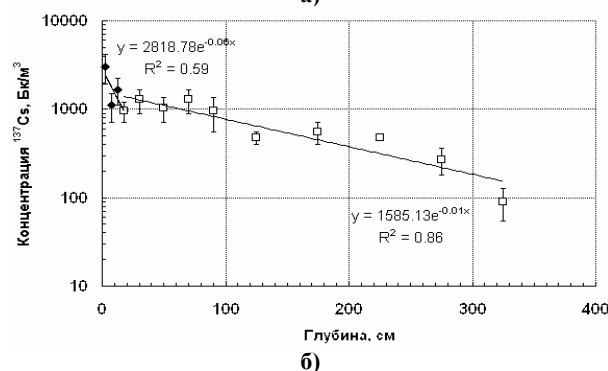
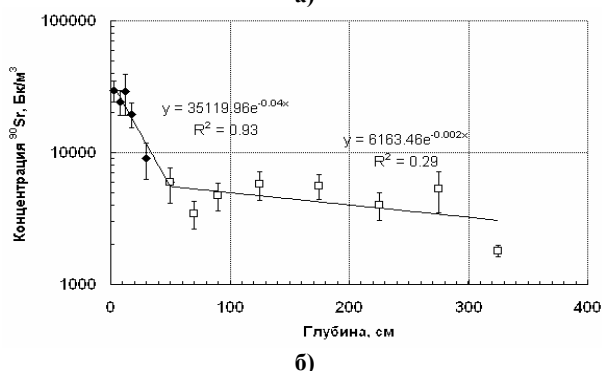
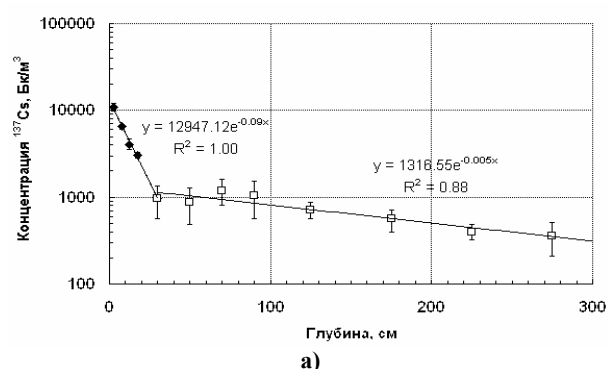
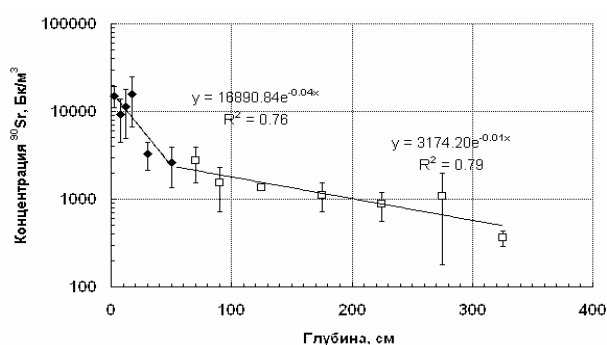


Рисунок 4. Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях оз. Тыгиш (а- 1 зона, б- 2 зона, в- 3 зона)

Рисунок 5. Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш (а- 1 зона, б- 2 зона, в- 3 зона)

На основании полученных данных проведен ретроспективный анализ поступления радионуклидов в водоем в результате аварии в 1957 г. С учетом поправки на радиоактивный распад, он составил 160 ГБк ^{90}Sr и 33,5 ГБк ^{137}Cs . Сравнение этих данных с литературными [4] выявило существенное расхождение между ними. В упомянутой выше работе количество ^{90}Sr в водоеме оказалось почти в шесть раз выше (988 ГБк в расчете на 1957 г.). Поскольку методика расчетов авторами не приводится, можно предполагать, что оценка была проведена путем распространения на водоем данных 1960 г. о плотности загрязнения территории водосбора 4 Ки/км² (148 ГБк). Очевидно, значительно большая шероховатость поверхности суши (наличие древесной и травянистой растительности, элементов микрорельефа, построек и т.д.) по сравнению с гладкой поверхностью водоема обусловила более высокий уровень задержания радиоактивного материала.

В растениях, отобранных в озере, было определено содержание ^{137}Cs . Наиболее высокие концентрации радионуклида оказались у погруженных растений – кладофоры, харовой водоросли, урути (22-39 Бк/кг сухой массы). В прибрежно-водных растениях (камыше, ситнике) ^{137}Cs содержится от 2 до 5 Бк/кг. Коэффициенты накопления (КН) у погруженных растений составляют 2190-3940, у камыша – 510, ситника – 230 единиц. В раковинах прудовика, отобранных в северной прибрежной зоне оз. Тыгиш, концентрация ^{90}Sr составила 4,4 кБк/кг (КН=7330), а ^{137}Cs – 45 Бк/кг сухой массы (КН=4500). В тушках карася (без внутренностей) содержание ^{90}Sr равнялось 120-250 Бк/кг сырой массы, что превышает величину 100 Бк/кг, определенную санитарными правилами как допустимый уровень при употреблении рыбы в пищу [10]. Концентрация ^{137}Cs в рыбе

оказалась ниже установленных санитарных норм (130 Бк/кг).

Наши расчеты показали, что от 80 до 90% ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере находятся в донных отложениях. Это связано с тем, что водная растительность водоема в значительной степени представлена харовыми растениями, которые, видимо, активно участвуют в формировании сапропелей. В пользу этого положения свидетельствуют результаты наших исследований, проведенных в 1974-1977 гг. на оз. Миассово (Ильменский заповедник, Южный Урал), которые показали, что харовые растения обладают высокими коэффициентами накопления обоих радионуклидов (особенно ^{90}Sr) и для сапропелей под их зарослями характерно высокое содержание указанных нуклидов [6].

Изучение содержания радионуклидов в дождевой воде, проведенное в начале 60-х годов, показало, что отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ составляет 0,6 [12]. Соотношение этих радионуклидов в воде оз. Тыгиш выше 20, а в донных отложениях от 1,6 до 16,5. Таким образом, представленные в статье данные указывают на то, что ^{90}Sr , поступивший в водоем в результате аварии 1957 г. на ПО "Маяк", в настоящее время остается основным радионуклидным загрязнителем экосистем оз. Тыгиш.

Представленные выше прогнозы развития радиоэкологической обстановки на оз. Тыгиш свидетельствуют о возможности в ближайшем будущем использования его сапропелей в хозяйственных целях, разумеется, если водоем не подвергнется значительному дополнительному радиоактивному загрязнению.

Работа выполнена при поддержке грантов Российского фонда фундаментальных исследований № 01-05-96463, 01-05-64116 и 01-05-96445.

ЛИТЕРАТУРА

1. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской области // Экосистемный подход к управлению водными ресурсами в бассейне рек. Материалы Всероссийской научно-практической конференции (Екатеринбург. 13-14 декабря 1994 года). - Екатеринбург, 1994. - С.15-16.
2. Восточно-Уральский радиоактивный след. (Свердловская область) Под ред. В.Н.Чуканова. Екатеринбург, 1996. - 168 с.
3. Галактионов С.А. Озера Урала. -Свердловск, 1990. - 117 с.
4. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. Под ред. А.И.Бурназяна. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 143 с.
5. Комплексная экологическая оценка озер Тыгиш, Червяное, Большой Сунгуль, расположенных на территории ВУРС в Свердловской области. Отчет о НИР (заключительный) ИЭРиЖ УрО РАН. Руководитель А.В.Трапезников. - Екатеринбург, 1993. -203 с.
6. Куликов Н.В., Чеботина М.Я.. Радиоэкология пресноводных биосистем. -Свердловск: УрО АН СССР. 1988. - 120 с.
7. Нормы Радиационной Безопасности НРБ-99. М., 1999.
8. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРС'а / Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В., Павлова Т.С., Каравасева Е.Н., Прокопович Е.В., Тощев В.В. – Екатеринбург: Изд-во "Екатеринбург", 1966.-140 с.
9. Радиоэкологическое исследование пресноводных экосистем. Оценка запасов радионуклидов и тяжелых металлов в основных компонентах озер на территории ВУРС'а в Свердловской области. Исследование вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях. // Отчет о НИР ИЭРиЖ УрО РАН. Научн. руководители А.В.Трапезников и Н.В.Куликов. Екатеринбург. 1992. Фонды биб-ки ИЭРиЖ УрО РАН.- 200 с.
10. Санитарные правила. С.П.2.6.1.758-99. СанПиН. 2.1.4.559-96. Минздрав России. 1999. –115 с.

11. Чиркова Г.В. О методах концентрирования при изучении трития в природных водах. – Тр. Ин-та экспериментальной метеорологии. М., 1974. вып.3 (42). - С.1057.
12. Шведов В.П., Жилкина М.П., Виноградова В.И. Иванов Л.М. выпадение радиоактивных изотопов в различных географических районах //Радиоактивные загрязнения внешней среды. -М.,1962.- С.193.
13. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M., Foulqueir L., Kulikov N.V., Molchanova I.V., Mittenaere C., Nielsen S.P., Polikarpov G.G. and Yushkov P.I.- Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals// J. Environ. Radioactivity, 1992, v.15. - P. 69-80.
14. Karavaeva Ye.N., Kulikov N.V., Molchanova I.V., Pozolotina V.N., Yushkov P.I. Accumulation and Distribution of long – living radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym-accident zone // The Science of the Total Environment. 1994. V. 157. - P. 147-151.

ШЫҒЫС ОРАЛ АЙМАҒЫНДА ТЫҒИШ КӨЛІНІҢ ЭКОЛОГИЯЛЫҚ ЖҮЙЕСІНДЕГІ РАДИОАКТИВТІК ІЗДІҢ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ЖАҒДАЙЛАРЫНЫҢ БОЛЖАУЫ ЖӘНЕ ДИНАМИКАСЫ

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

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты жануарлар мен өсімдіктер институты, Екатеринбург

1957 жылы Батыс Оралдағы ядролық апаттан кейін пайда болған Шығыс Орал радиоактивті ізінң орталық осінде орналасқан Тығиш көліндегі радиоэкологиялық жүйе жағдайы туралы берілгендер ұсынылды. Sr^{90} және Cs^{137} су қоймасының негізгі компоненттері бойынша бөлінуі көрсетілген. Өткізілген шынайы зерттеулер нәтижесінде алынған басқа авторлардың әдебиеттеріндегі берілгендер жиынтығы математикалық модельдің негізіне жатады. Оның көмегімен су қоймасындағы кейінге қалдыру берілгендері мен судағы радионуклидтардың қоры сондай-ақ қоспаның өзгерісі сипатталған, сонымен қатар олардың көлдегі құрамының 2057 жылға дейінгі өзгеріс болжауы берілген. Математикалық модельдер апат болған жылу су қоймасындағы радиоэкологиялық нәтижесіндегі жағдайлар туралы берілгендерді мәнді нақтылауға мүмкіндік берді.

DYNAMICS AND PREDICTION OF RADIOECOLOGICAL SITUATION IN LAKE TYGISH ECOSYSTEM WITHIN THE EAST-URAL RADIOACTIVE FOOTPRINT

V.N. Trapeznikova, P.I. Yushkov, V.N. Nikolkin, A.V. Trapeznikov, M.Ya. Chebotina, A.A. Ekinin

RAS UrO Institute of Plant and Animal Ecology, Ekaterinburg

This paper presents data on the radioecological situation near Lake Tygish located along the central axis of East-Ural radioactive plume footprint resulted from a nuclear accident in the South Urals in 1957. It also presents ^{90}Sr and ^{137}Cs distribution in major water body components. Data obtained as a result of full-scale investigations along with data published by other scientists underlay mathematical models used to describe changes in radionuclide concentrations and inventories in water and bottom sediment and predict changes in radionuclide content up to the year of 2057. Mathematical models allowed authors to precisely specify data on initial radioecological situation near the lake in the year of the accident.

УДК УДК 504.054:539.16

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ИСПЫТАНИЙ БОЕВЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ (БРВ) НА БЫВШЕМ СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

Логачев В.А.

Государственный научный центр – Институт биофизики

В докладе представлена информация о работах с БРВ, которые проводились на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне (б. СИП) в 1953-1957 гг.

Основное внимание в докладе уделено результатам оценки масштабов и степени радиоактивного загрязнения местности и отдельных объектов окружающей среды вследствие проведения испытаний боеприпасов с БРВ в северо-западной части бывшего СИП.

К ИСТОРИИ ВОПРОСА

Когда в бывшем Советском Союзе еще только шла подготовка к проведению первого ядерного испытания на Семипалатинском полигоне, в атомной промышленности страны, а конкретно, на НПО "Маяк", уже было накоплено большое количество продуктов ядерного деления. На радиохимическом заводе такие продукты получали в виде азотнокислых растворов после выделения плутония-239 – ядерного взрывчатого вещества - из облученных в промышленном реакторе урановых "блочков". Сейчас уже трудно сказать, кто первый высказал предложение о возможности использовать этот радиоактивный раствор, получивший условное название "рецептура 904" [1], в военных целях.

При длительности компании, то есть при длительности нахождения "блочков" в реакторе, около 120 дней и выдержки "блочков" в течение 3-4 месяцев под слоем воды для того, чтобы произошел распад короткоживущих радионуклидов, состав по активности "рецептуры 904", поступавшей на полигон для испытаний, мог быть следующий:

- стронций-89 – 7 %, период полураспада 51 сутки;
- стронций-90 – 10 %, период полураспада 28 лет;
- цирконий-95 и ниобий-95 – 24 %, период полураспада 65 дней;
- рутений-103 и рутений-106 – 26 %, период полураспада 1 год;
- цезий-137 – 11 %, период полураспада 30 лет;
- альфа-активные изотопы редкоземельных элементов - 24 %, большие периоды полураспада.

В период проведения на полигоне экспериментов с "рецептурой 904" основными гамма-излучателями, формирующими дозу внешнего облучения, были цирконий-95 и ниобий-95, вклад которых в величину мощности дозы излучения составлял почти 70%, при этом вклад цезия-137 был менее 1 % [2,3].

В начале 50-х годов боевые радиоактивные вещества (БРВ) появились на специально выделенных для работы с ними площадках полигона. Это были испытательные площадки 4 и 4А, расположенные в северо-западной части б. СИП и имевшие форму не совсем правильных четырехугольников со следующими координатами угловых точек [4]:

площадка 4:

1. 50°29'44" с. ш. 77°31'15" в. д.
2. 50°27'19" с. ш. 77°34'48" в. д.
3. 50°25'52" с. ш. 77°33'32" в. д.
4. 50°27'57" с. ш. 77°38'39" в. д.

площадка 4А:

1. 50°36'12" с. ш. 77°43'42" в. д.
2. 50°34'00" с. ш. 77°50'34" в. д.
3. 50°32'18" с. ш. 77°48'50" в. д.
4. 50°33'02" с. ш. 77°42'30" в. д.

На карте-схеме, представленной на рисунке 1, показано расположение этих площадок на территории б. СИП. Для построения этой карты-схемы были использованы приведенные в работе [5] данные, которые основаны на результатах аэрогаммасъемки, проведенной в декабре 1956 г. сотрудниками Института прикладной геофизики АН СССР и полигона по распоряжению 6-го Управления Минобороны СССР. Аэрогаммасъемка местности осуществлялась на расстояниях до 200-500 км от Опытного поля. Полученные при этом результаты свидетельствовали о наличии на территории полигона и за его пределами в декабре 1956 г. пяти зон с повышенными уровнями радиации на местности:

- зона 1 – зона, расположенная на следе наземного ядерного взрыва, произведенного 24.08.1956 г. Наибольшее радиоактивное загрязнение местности было отмечено в поселке Знаменка (260 мкР/ч) и в г. Усть-Каменогорске (225 мкР/ч). На остальной территории этого следа уровни радиации на местности (на высоте 1 м от поверхности земли) находились в диапазоне от 12 до 40 мкР/ч;
- зона 2 находилась на следе радиоактивного облака, образовавшегося после воздушного ядерного взрыва, осуществленного 30.08.1956 г. Максимальный уровень радиации в этой зоне не превышал 37 мкР/ч;
- зона 3 – это радиоактивный след, образовавшийся после наземного ядерного испытания, проведенного 12.08.1953 г. Максимальный уровень радиации, равный 57 мкР/ч, был зафиксирован в районе поселка Саржал;

- зона 4 – это территория, которая состояла из нескольких образовавшихся после испытаний в 1951-1956 гг. радиоактивных следов и которая не выходила за границы полигона;
- зона 5 – это территория, загрязнение которой можно считать результатом переноса РВ с площадок, на которых проводились эксперименты с боевыми радиоактивными веществами. Загрязнение этой зоны было обусловлено в основном такими долгоживущими радионуклидами, как цезий-137 и стронций-90.

В 50-е годы в официальных справочниках, предназначенных для изучения боевых свойств атомного оружия, этот новый вид оружия массового поражения (ОМП) подразделялся на две части: первая – это атомное оружие взрывного действия и вторая часть – боеприпасы с БРВ.

Основой такого вида оружия массового поражения, как боеприпасы с БРВ, получившего за рубежом название радиологическое оружие (РО), являются радиоактивные вещества (РВ) в виде жидких и порошкообразных рецептур, используемые для поражения людей, для загрязнения техники, вооружения и других объектов окружающей среды [6,7]. Такие РВ получают либо из отходов радиохимического производства, либо путем облучения специально подобранных веществ нейтронами работающего атомного реактора, то есть путем образования так называемой наведенной активности (НА).

Под термином "радиологическое оружие" понималось "любое ОМП невзрывного типа, основанное на поражающем действии радиоактивных излучений, и средства его доставки" [7].

Необходимо отметить, что в СССР это направление военно-технических работ было закрыто уже в конце 50-х годов как бесперспективное. Основанием для этого стали результаты, полученные в ходе проведения испытаний боеприпасов в БРВ на технологических площадках № 4 и 4А б. СИП. На этих площадках осуществлялось диспергирование жидких радиоактивных рецептур средствами авиации (авиабомбы, ВАП - выливные авиационные приборы) и артиллерии (ствольной и реактивной). Проводился также подрыв одиночных боеприпасов с БРВ на специальных площадках, оборудованных мишенной обстановкой. Это направление полигонной деятельности курировали военные специалисты 12 ГУ Минобороны СССР (12 ГУ МО) и Управления начальника химических войск (УНХВ) [8-14].

Для проведения экспериментов с БРВ "рецептура 904", содержащая осколки деления со средним и большим периодом полураспада, привозилась на площадки полигона на автомобильных прицепах в шарообразных свинцовых контейнерах. Схема подготовки и проведения опытов показана на рисунке 2. Этой рецептурой заполнялись емкости (оболочки химических авиабомб), после чего измерялись параметры радиационного поля, а затем производился

подрыв этой емкости. После подрыва боеприпаса с БРВ и формирования зоны радиоактивного загрязнения проводились измерения мощностей доз излучения, а также сбор планшетов для определения закономерностей распределения количества активности по размерам капель и других параметров, характеризующих боевую эффективность радиологического оружия. За состоянием зоны радиоактивного загрязнения велось длительное наблюдение, при этом определялось изменение мощности дозы гамма-излучения во времени, степень впитывания рецептуры в почву, перенос РВ ветром, влияние метеорологических условий на изменение радиационной обстановки и др.

По результатам таких наблюдений составлялись схемы радиоактивных следов, определялись размеры территории с различными плотностями загрязнения местности и дозами излучения. Кроме того, оценивались дозы облучения людей при различных режимах их пребывания на загрязненной местности, что в основном и характеризовало боевую эффективность использования БРВ.

Понятно, что проведение таких исследований приводило к достаточно значительному переоблучению персонала. Возникало сомнение в боевой эффективности поражения такими средствами живой силы вероятного противника при наличии в стране ядерного оружия. Поэтому в 1958 г. работы с БРВ были признаны бесперспективными, а боеприпасы, содержащие БРВ, решено было не принимать на вооружение.

В 1975 г. СССР внес в ООН предложение о запрещении разработки и производства ОМП, в том числе и "радиологического оружия". Это предложение стало основанием для проведения в 1976-1977 гг. Комитетом по разоружению ГА ООН нескольких обстоятельных обсуждений проблемы запрещения различных видов ОМП, включая и радиологическое оружие.

Следует признать, что борьба бывшего Советского Союза за запрещение ОМП принесла определенные результаты: в ходе двухсторонних советско-американских консультаций был подготовлен проект Соглашения о запрещении разработки, производства, накопления и применения радиологического оружия.

Со времени окончания испытаний боеприпасов с БРВ прошло почти 50 лет, но и в настоящее время эти испытания, став "радиационным наследием", напоминают о себе в реальных условиях ликвидации инфраструктуры ядерных испытаний на б. СИП. Этот полигон в соответствии с Указом № 409 от 19.08.1991 г., подписанным Президентом Республики Казахстан Н. А. Назарбаевым, находится в настоящее время в составе Национального ядерного центра РК (г. Курчатов Восточно-Казахстанской области).

Специалисты Института радиационной безопасности и экологии (ИРБиЭ) НЯЦ РК, последовательно обследуя территорию б. СИП, обнаружили в районе расположения площадок № 4 и 4А остаточные следы различной технической деятельности с БРВ: фрагменты взорванных авиабомб, реактивных снарядов, воронки и т. д. с повышенным содержанием РВ (Рис. 3 и 4).

У руководства НЯЦ РК, естественно, возник вопрос, как получить соответствующую информацию. Этот вопрос стал предметом обсуждения в рамках работы Координационной группы (КГ), организованной в марте 1997 г. для обеспечения и реализации межправительственного (между Правительствами РФ и РК) Соглашения [15], о ходе выполнения которого информировалась научная общественность [16] и неоднократно сообщалось в средствах массовой информации.

ОСНОВНЫЕ ДАННЫЕ

Один из научных руководителей выполнявшихся на СИП исследовательских работ Крылов Г. И., служивший на этом полигоне в 1951-1961 гг., сообщает [9], что испытания БРВ проводились на б. СИП путем подрыва отдельных боеприпасов, бомбометанием с самолета ИЛ-28, артиллерийско-минометными средствами или с помощью ВАП. Определялись степень и характер заражения местности, воздуха и объектов, выставляемых в качестве мишенной обстановки. Использовались также и подопытные животные.

Особенностями испытаний боеприпасов с БРВ являлись повышенная секретность и довольно строгие требования к обеспечению безопасности. Для снижения степени радиационного воздействия на испытателей использовались защитные экраны, земляные сооружения, а также уникальные по конструкции устройства дистанционного выполнения операций.

Рецептура БРВ по своим химическим свойствам была чрезвычайно агрессивной, к воздействию которой устойчивой была лишь нержавеющая сталь.

О содержании “радиационного наследства” этих экспериментов Григорий Ильич Крылов пишет: “В связи со сложностью дезактивации все оборудование, которое было задействовано при испытаниях БРВ (емкости, трубопроводы, насосы и др.), нам пришлось захоронить под пяти метровый слой грунта и выставить на площадке захоронения новые посты охраны, и без того обременяющие соответствующие службы полигона...” [9].

Итак, БРВ могут представлять собой либо “отходы” действующих ядерных реакторов, либо радиоактивные продукты, полученные специальным способом [6]. В испытаниях на б. СИП радиоактивной рецептурой был продукт (“рецептура 904”), удельная активность которого колебалась от десятых долей до единиц кюри на литр. “Возраст” осколков деле-

ния во время проведения испытаний составлял 3-4 месяца после извлечения из реактора.

Кроме подрыва одиночных боеприпасов отрабатывалась также система боевого применения БРВ, например, средствами авиации [14]. Для этого в бомбоотсеке самолета подвешивались оболочки боеприпасов, которые соединялись между собой шлангами с запирающими затворами, управляемыми дистанционно. Затем самолет накатывался на подземный резервуар и производилось заполнение оболочек рецептурой. После “отстрела” шлангов самолет поднимался в воздух, и бомбы сбрасывались на площадку с мишенным оборудованием.

РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

Следует отметить, что первая достаточно полная аэрогаммасъемка на территории полигона была выполнена в декабре 1956 г., то есть вскоре после завершения основных испытаний с БРВ [15,17]. На приведенном выше рисунке 1 представлены результаты обследования территории полигона в декабре 1956 г., а также показаны участки загрязненной после испытаний БРВ местности [5,9]. Базовым источником современной информации также является аэрогаммаспектрометрическая съемка местности, выполненная в 1990-1991 гг. [18].

По результатам пересчета мощности дозы гамма-излучения к плотности загрязнения местности продуктами деления при компании в реакторе 4 месяца и выдержке 3 месяца с использованием соотношений, приведенных в работах [3,19], установлено, что общая активность распыленной рецептуры, содержащей долгоживущие радионуклиды, может составить 10-12 тыс. кюри. Фактически все радиоактивные следы в северо-западной части СИП (район площадок № 4 и 4А) являются следствием испытаний боеприпасов с БРВ, а не ядерных испытаний.

Аэрогаммаспектрометрическая съемка местности, выполненная через 35 лет после окончания испытаний с БРВ, не зафиксировала повышения плотностей загрязнения цезием-137 окружающей среды в этой части полигона. Это свидетельствует о том, что в результате радиоактивного распада радионуклидов, входивших в состав БРВ, плотности загрязнения приблизились к фоновым значениям. Поэтому в настоящее время серьезных проблем с поверхностным загрязнением территории СИП после испытаний с БРВ не существует [20].

Результаты проведенных в 90-е годы исследований позволяют утверждать, что в настоящее время плотности радиоактивного загрязнения местности на территории полигона цезием-137 находятся в пределах от уровня глобальных выпадений (около 0,05 Ки/км²) до максимум 5 Ки/км² [17,18, 20 и др.]. “Пятна” с повышенной плотностью загрязнения соответствуют положению эпицентров взрывов или осей локальных следов, образовавшихся после проведения наземных ядерных взрывов.

Плотности загрязнения местности цезием-137 в местах проведения экспериментов с БРВ также не превышают нескольких кюри на кв. километр, что, естественно, не представляет значимой радиационной опасности.

Специалистами ИРБиЭ по результатам проведенных ими гамма-спектрометрических измерений проб грунта было установлено, что в верхнем слое грунта из воронки, предположительно образованной взрывом боеприпаса с БРВ, содержатся следующие радионуклиды: цезий-137 – 3470 Бк/кг; уран-238 – 230 Бк/кг; кобальт-60 – 370 Бк/кг; америций-241 – 9800 Бк/кг; калий-40 – 352 Бк/кг; европий-152 – 370 Бк/кг; европий-154 – 3770 Бк/кг и европий-155 – 4100 Бк/кг. Соотношение активностей радионуклидов европия-154 и европия-155 соответствует характерным величинам "наработки" этих изотопов в ядерном топливе, облученном примерно 50 лет назад. Большое содержание в пробах грунта америция-241 свидетельствует о достаточно высоком первоначальном содержании в "рецептуре 904" плутония, что маловероятно, но вполне возможно.

Потенциальную опасность в районе площадок № 4 и 4А, причем в основном для участников геологоразведочных работ на них, могут представлять в настоящее время только подземные захоронения загрязненных объектов и емкостей с остатками радиоактивных рецептур, хотя за прошедшие годы их активность значительно уменьшилась. Однако многие участники работ с БРВ в 1953-1957 гг. на СИП помнят, что после каждого цикла испытаний с жидкими БРВ, а также по окончании сезона экспериментальных работ проводилась тщательная дезактивация путем многократной промывки всех стационарных (накопительных) и прочих емкостей для жидких БРВ.

О возможности ядерного и радиационного терроризма

Необходимой предпосылкой для принятия эффективных мер против любых видов терроризма является адекватность оценки степени его опасности. Иными словами, переоценка опасности угрозы терроризма, как и ее недооценка, вредна. Что же такое терроризм и, в частности, ядерный и радиационный терроризм.

Специалисты предлагают под ядерным терроризмом понимать намерения и действия отдельных лиц или групп по созданию или приобретению работоспособного ядерного взрывного устройства (ЯВУ) с последующим применением или угрозой применения его для достижения своих целей и намерений [21].

Исключая государственный терроризм, возникает вопрос: как получить расщепляющиеся материалы оружейной чистоты – главную составную часть ЯВУ? Есть все основания утверждать, что барьер противодействия ядерному терроризму в настоящее время существует, причем он намного выше, чем

возможности потенциальных террористов. Об этом свидетельствуют представленные в работе [21] результаты анализа всех возможных явлений и задач, которые должны будут решать ядерные террористы для свершения зла. Высота такого барьера обусловлена неумолимыми законами и природы и объективными закономерностями развития науки, техники и общества. Поэтому причин для нагнетания панического настроения вокруг проблемы ядерного терроризма практически нет. А вот проблема радиационного терроризма существует.

Радиационный терроризм основан на угрозе использования радиоактивных веществ для нанесения физического и/или экономического ущерба за счет способности РВ испускать ионизирующее излучение, которое в больших дозах опасно для жизни и здоровья человека [22]. Следует отметить, что до настоящего времени не зафиксировано случаев массового радиационного терроризма, поэтому речь может идти только об угрозах его реализации. Страх и озабоченность людей в таких случаях следует рассматривать как неотъемлемую часть тактики террористических акций, как разновидность психологического терроризма, вызывающего часто откровенную панику. Большой бедой является реальная, часто очень агрессивная радиофобия, охватывающая значительное число людей в разных странах мира. Радиофобия – это питательная среда для психологического терроризма в сочетании с угрозой терроризма радиационного. Борьбой с этим явлением может быть только длительная и настойчивая работа по распространению среди широких масс населения объективных научных знаний о последствиях воздействия радиации при полной ответственности за правильность понимания этой проблемы со стороны как учебных и просветительских организаций, так и со стороны средств массовой информации (СМИ).

При решении проблем, связанных с возможностью радиационного терроризма, следует учитывать замедленность негативных последствий и невозможность быстрого уничтожения излучением живых организмов. Практически невозможно длительное время сохранять в тайне факт радиационного воздействия, поэтому чаще всего угроза применения радиоактивных веществ, в большей степени, является блефом. Однако материальный ущерб от такой акции, совершенной в одном из узловых пунктов инфраструктуры современного общества, может быть достаточно большим из-за необходимости принятия немедленных мер, направленных на обеспечение радиационной безопасности населения.

Содержание основных мер борьбы с радиационным терроризмом можно свести к следующему:

- резкое ужесточение режимов производства, хранения, эксплуатации, транспортировки и списания изотопных источников;
- применение в технике веществ с меньшей радиотоксичностью;

- использование неизотопных источников излучений.

Есть надежда на то, что человеческий разум во-
зобладает!

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Все обнаруженные на территории полигона отдельные участки местности или объекты, загрязненные радиоактивными веществами в результате проведения экспериментов с БРВ, могут быть локализованы или даже ликвидированы в рамках

работ, выполняемых по программе уничтожения радиоактивных отходов [23].

Решение всех вопросов, связанных с последствиями проведения экспериментов с БРВ, должно быть основано на положениях тех имеющихся договоров, которые отражены в подписанных казахстанской и российской Сторонами документах [24-27].

Пусть никогда люди Земли не станут объектом ядерного и радиационного терроризма!

ЛИТЕРАТУРА

1. Ларин В. И. Комбинат "Маяк" – проблема на века. 2-е изд. перераб. – М.: Макс, 2001. – 504 с.
2. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. / Кол. авторов под рук. Л. А. Ильина и В. А. Филова. – Л.: Химич, 1990. – 464 с.
3. Гусев Н. Г., Рубцов П. М., Коваленко В. В., Колобашкин В. М. Радиационные характеристики продуктов деления. – М.: Атомиздат, 1974. – 224 с.
4. Сообщение войсковой части 31600 от 27.07.2001 г. "Сопредседателю Координационной группы по выполнению Соглашения о контейнерах "Колба". – 2 с.
5. Кобзев А. Ф., Шорохов А. И., Агранат В. З. и др. Характеристика радиационной обстановки в районах, прилегающих к месту испытаний ядерного оружия, и состояние здоровья местного населения. Отчет о НИР. ИБФ, Москва, 1960. – 450 с.
6. Военный энциклопедический словарь./Под председ. Маршала Советского Союза Н.В. Огаркова.- М.: Воениздат, 1983.-611с.
7. Разоружение. Справочник. – М.: Изд. полит. литер. 1979. – 66 с.
8. Козлов Н. А. Кое-что о себе и службе безопасности. / В кн. Курчатовский институт. История атомного проекта. Вып. 5. – М.: ГНЦ-КИ, 1996. – С. 157-158.
9. Крылов Г. И. БРВ. / В кн. О людях и их свершениях. Часть 1. – М.: Минобороны России, 1997. – С. 305-309.
10. Касимов О. Г. Встреча с БРВ. / В кн. Частицы отданной жизни. – М.: ИздАТ, 1999. –С. 86-90.
11. Мошкин В. П. Служу Родине. Там же. – С. 108-109.
12. Суханов Б. Н. Кое-что о моем участии в ядерных испытаниях. Там же. – С. 315-317.
13. Козин В. А. Испытания липких БРВ. Там же. – С. 584-589.
14. Мезелев Л. М. Обвенчанные с радиацией. – М.: Тип. "Экспресс-Полиграф-Сервис", 1998. – С. 14-19.
15. Соглашение между Правительством Российской Федерации и Правительством Республики Казахстан о контейнерах "Колба" и специальном технологическом оборудовании, находящимся на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона, от 28.03.1997 г. / Перечень договорных документов МИД России, апрель 2000 г.
16. Тухватулин Ш. Т., Шербина Н. А., Матушенко А. М. и др. Совместные работы по ликвидации инфраструктуры испытаний ядерного оружия и улучшению экологической обстановки на территории бывшего СИП. Доклад на 2-й междунар. конф. по проблемам нераспр. ядерного оружия, 15-17 сентября 1998 г., Курчатов, Казахстан.
17. Птицкая Л. Д., Артемьев О. И. и др. Исследование очагов загрязнения природной среды территории Семипалатинского полигона и разработка программы реабилитации экологии. Курчатов, ИРБиЭ НЯЦ РК, 1998. – 97 с.
18. Птицкая Л. Д. Радиоэкологическое состояние южной части территории бывшего Семипалатинского полигона (экспериментальные исследования 1995-2000 гг.). г. Курчатов, ИРБиЭ НЯЦ РК (рукопись), 2000 г.
19. Георгиевский В. Б. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях. – Киев, Наукова думка, 1994. – 235 с.
20. Дубасов Ю. В., Кривохатский А. С., Баранов Ю. И. и др. Комплексные исследования сейсмической, радиационной и санитарно-эпидемиологической обстановки района Семипалатинского полигона при подземных ядерных взрывах. Отчет о НИР. Фонды НПО "Радиовый институт". – С.-Петербург, 1992. – 72 с.
21. Колдобский А. Ядерный терроризм между физикой и политикой. // Инф. бюл. ЦНИИАтоминформа, № 3, 2002. – С. 17-21.
22. Колдобский А. Радиационный терроризм: между физикой и политикой. // Инф. бюл. ЦНИИАтоминформа № 4, 2002, – С. 63-67.
23. Болтовский С. А., Гильманов Д. Г., Черепнин Ю. С. и др. Анализ и оценка радиоактивных отходов и места их захоронения на территории Казахстана. Доклад на междунар. семинаре "Технологии ядерной энергетики", 14-17 мая 2000 г. Астана, Казахстан.
24. Первоочередные мероприятия Перспективного плана развития сотрудничества государств - участников СНГ в мирном использовании атомной энергии... (Одобрены 27.11.1997 г. на первом заседании Комиссии Содружества по использованию атомной энергии в мирных целях при Международном Экономическом Комитете).
25. "Об экологической безопасности". Рекомендательный законодательный акт. Постановление Межпарламентской Ассамблеи (МА) государств-участников СНГ № 8-12 от 02.10.1996 г. Информ. бюлл. МА. – С.-Петербург, № 12. – С.201-221.
26. "О радиационной безопасности населения". Модельный закон. Постановление МА государств - участников СНГ № 9-12 от 08.07.1997 г. Информ. бюлл. МА. – С.-Петербург, № 14. – С. 199-214.
27. Программа экономического сотрудничества Российской Федерации и Республики Казахстан на 1998-2007 гг. Составная часть Договора об экономическом сотрудничестве РФ и РК на 1998-2007 гг. от 12.10.1998 г.

**БҰРЫНҒЫ СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНДАҒЫ ЖАУЫНГЕРЛІК
РАДИОАКТИВТІ ЗАТТРАДЫ СЫНАУДАН КЕІНГІ РАДИОЭКОЛОГИЯЛЫҚ ЗАРДАПТАРЫ**

В.А. Логачев

Биофизика институты-мемлекеттік ғылыми орталығы

Осы докладта 1953-1957ж.ж. бұрынғы Семей сынақ полигонындағы жауынгерлік радиоактивті заттрамен жұмыс істегені туралы мәліметтер көрсетілген.

Семей сынақ полигонының солтүстік-батысындағы жауынгерлік радиоактивті заттрады сынаудан кейінгі жердің және қоршаған ортаның бөлек объектілердің қай деңгейде радиоактивті ластанудың нәтижелерін бағалау ауқымына докладтың негізі болып табылды.

**RADIOECOLOGICAL CONSEQUENCES OF WAR RADIOACTIVE SUBSTANCES (WRS)
TESTING AT THE FORMER SEMIPALATINSK TEST SITE**

V.A. Logachev

National Science Center – Institute of Biophysics

The paper presents information on work with WRS conducted at the former Semipalatinsk Test-Site (STS) in 1953-1957.

Major attention in the paper is paid to the results of assessment of scale and level of radioactive contamination of locality and environmental sites due to ammunition tests with WRS at the south-west of the former STS.

УДК 504.34:577.576.31

О НЕКОТОРЫХ ПРИЗНАКАХ ИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

¹⁾Бахтин М.М., ²⁾Сейсебаев А.Т.¹⁾Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов²⁾Акмолинская медицинская академия, Астана

В работе проанализирована возможность выбора путей и признаков индикации загрязнения объектов природной среды. На примере водного объекта - хирономиды рассмотрены методы оценки цитогенетического эффекта ионизирующих излучений. Показатели выхода хромосомных aberrаций в клетках живых организмов могут быть критериями экологического состояния среды.

Для объективной оценки последствий ядерных испытаний на природную среду, наряду с изучением радиационной обстановки, необходимо исследование живых биологических систем, в особенности, генетических эффектов хронического воздействия ионизирующих излучений на объекты природной среды.

Изучение последствий ядерных испытаний на объекты живой природы требует разработки системы мониторинга [1]. Мониторинг основанный на изучении радиоактивного загрязнения бионтов на разных уровнях, даст возможность более точно оценивать изменения радиозэкологической ситуации и тенденции ее развития.

Таким образом, для объективной оценки экологического состояния природной среды в условиях радиационного загрязнения СИП первостепенное значение имеет изучение динамических компонентов биоты, как природные популяции растений, животных и гидробионтов. Представляет интерес изучение особенностей роста, развития, выживаемости растений и внимания к возможному действию излучений на водную биоту. Поэтому особо важным является оценка последствий радиоактивного загрязнения среды на состояние организмов, обитающих в водоемах.

Вследствие этого возникает необходимость выбора видов, используемых в качестве модельных, при исследовании генетических эффектов воздействия ионизирующего излучения на среду. Хирономиды (*Diptera, Chironomidae*) – составляют значительную долю бентоса естественных водоемов и, удовлетворяют всем этим условиям. Они выбраны одним из модельных объектов Международной программы ЮНЕСКО "Человек и биосфера" и используются как биоиндикатор для биоэкологических и экологических исследований при оценке антропогенных воздействий на водоемы.

В водной радиобиологии возрастает применение цитогенетических методов, что объясняется доступностью непосредственного изучения целого генома и тем, что хромосомные aberrации и митотические повреждения являются наиболее чувствительными среди индикаторов ущерба, нанесенного организму

излучением. Анализ хромосомных aberrаций в митотических клетках надежно регистрирует факт воздействия ионизирующих излучений и позволяет оценить его дозу у особей, непосредственно подвергнутых облучению. Если при исследовании хирономид из природных водоемов в митотических клетках будут обнаружены хромосомные aberrации, это будет означать, что данная популяция находится под непосредственным воздействием источника ионизирующих излучений [3].

Наиболее распространенным и точным методом оценки цитогенетического эффекта ионизирующих излучений является учет частоты структурных перестроек хромосом [4], причем перестройки хромосом, учитываемые в анафазах и метафазах, регистрируются на ранних этапах лучевого повреждения и подчиняются строгой дозовой зависимости [5]. В этих работах доказано достоверное возрастание частоты хромосомных aberrаций, которое положительно коррелировало с продолжительностью воздействия и кумулятивной дозой радиации. Такие работы открывают возможность для проведения не только популяционной цитогенетической индикации, но и популяционно-цитогенетической дозиметрии хронического облучения малой интенсивности.

Хромосомные перестройки изучают в анафазе или метафазе митоза. Нами использован анафазный метод. Он проще, чем метафазный и позволяет выявить в основном делеции и транслокации.

Общеизвестно, что делеция возникает в результате потери участка хромосомы. При этом могут возникнуть ацентрические (без центромерного района) и центрические (с центромерным районом) фрагменты. Делеция может быть концевой в случае потери концевой части и интерстициальной при потере внутреннего участка хромосомы. При повреждении клеток на стадии G₁ клеточного цикла, когда хромосома однонитевая, возникают хромосомные делеции; при повреждении на стадии G₂, когда хромосома удвоена, возникают хроматидные делеции. Изохроматидные делеции появляются при одновременном повреждении двух хроматид в одинаковых локусах. В таком случае видна пара хроматидных фрагментов, тогда как при обычной хрома-

тидной делеции обнаруживается лишь одиночный фрагмент. Практически отличить хромосомную делецию, которая представляет пару параллельно расположенных фрагментов, от изохроматидной делеции в виде двух фрагментов очень трудно. Поэтому при анализе учитывают одиночные и двойные фрагменты, не указывая их происхождения.

В случае транслокации возникают обмены участками хромосом: симметричные (обмен ацентрическими участками) и асимметричные (соединение двух центрических фрагментов с образованием хромосомы-дидентрика). Обычно в анафазе обнаруживаются асимметричные транслокации в виде мостов и фрагментов. В зависимости от того, на каком этапе клеточного цикла возникло повреждение, мосты будут двойные или одиночные. При повреждении хромосом на стадии G_1 возникают хромосомные двойные мосты (параллельные или перекрещенные); если повреждение было на стадии G_2 , то возникают хроматидные одиночные мосты [4]. Кроме того, в наших исследованиях обнаружены анафазные клетки со сложными перестройками хромосом (пробелы, отставшиеся целые хромосомы, кольца). Они отнесены нами в категорию прочих перестроек.

Для исследования структурных повреждений хромосом в митотических клетках выбраны клетки имагинальных дисков. В работе исследовали личинки IV возраста *Glyptotendipes salinus*, *Camptochironomus setivalva* и *C. tentans*. Личинок *G. salinus* собирали в атомном озере "Балапан" (SEM-AO), в стоячем заводе у реки Шаган (SEM-SZ), в озере Шаган (SEM-SH) и в озере Балыктыколь (SEM-BK). Личинок *C. setivalva* собирали в озере Шаган (SEM-SH) и в водоеме у поселка Балапан (SEM-BL). Личинок *C. tentans* собирали в водоеме горного массива Дегелен (SEM-DG), в водоеме у поселка Балапан (SEM-BL) и в водоеме карьер у поселка Майское (PAB-PM). Приготовление препаратов хромосом проводили с помощью стандартной методики [6]. В местах сбора личинок хирономид были отобраны пробы донных отложений и воды для последующего радиохимического и радиоспектрометрического анализов.

Полученные результаты по удельной активности радионуклидов в донных отложениях были использованы для расчета мощности дозы облучения. Эффективную поглощенную энергию излучения и мощность дозы облучения рассчитывали по формуле Д. Дж. Нельсон и Б.К. Блейлок [7]. На препаратах определяли общее число анафазных клеток, частоту и спектр хромосомных перестроек.

Результаты исследования по оценке структурных перестроек хромосом в митотических клетках исследованных личинок хирономид представлены на рисунке 1. Сравнительный анализ полученных результатов показывает, что в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения водоемов изменяется частота клеток с индуцированными перестройками

хромосом. Как видно из рисунка 1, в популяциях *G. salinus*, собранных в радиоактивно-загрязненных водоемах: в оз. Шаган (SEM-SH), в атомном озере Балапан (SEM-AO) и заводе у р. Шаган (SEM-SZ) количество анафаз с aberrациями хромосом составляло соответственно $8,25 \pm 0,83\%$, $14,51 \pm 0,91\%$ и $6,25 \pm 0,45\%$, тогда как в популяции из оз. Балыктыколь (SEM-BK) оно равнялось $1,92 \pm 0,38\%$ ($p < 0,001$). У популяции *C. setivalva*, обитающей в оз. Шаган (SEM-SH) также наблюдается повышенная частота структурных мутаций хромосом ($5,01 \pm 0,50\%$) по сравнению с популяцией SEM-BL из водоема у пос. Балапан ($1,69 \pm 0,36\%$).

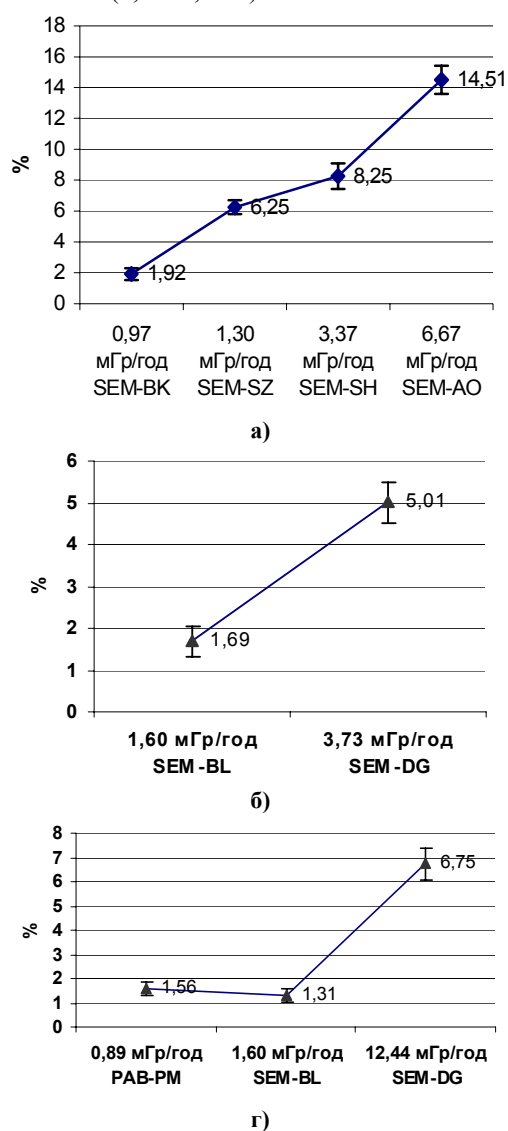


Рисунок 1. Процент анафаз с перестройками хромосом имагинальных дисков в различных популяциях: *Glyptotendipes salinus* (а), *Camptochironomus setivalva* (б), *Camptochironomus tentans* (в)

Особо следует отметить, что в популяции *G. salinus* (SEM-SH, SEM-AO, SEM-SZ), обитающих в радиоактивно-загрязненных водоемах обнаружены

структурные изменения хромосом (прочие аберрации).

Если принять частоту структурных перестроек митотических хромосом за критерий сравнительной радиочувствительности природных популяций хирономид, то не трудно обнаружить, что среди изученных видов наиболее радиочувствительными является *G. salinus*, *C. tentans*, *C. setivalva*, вероятно, менее радио-чувствительнее чем *G. salinus*. Представленные результаты исследования по оценке структурных перестроек хромосом в митотических клетках личинок хирономид свидетельствуют о том, что частота хромосомного повреждения зависит от уровня радиоактивного загрязнения водоемов.

В литературе отсутствует информация о дозовой зависимости выхода хромосомных аберраций в митотических клетках для выявления генетических последствий радиоактивного воздействия для природных популяций хирономид. Сведения о влиянии γ - и рентгеновского облучения на хирономиды немногочисленны и фрагментарны. Все имеющиеся работы посвящены исследованию хромосомных перестроек, возникающих в политенных хромосомах слюнных желез личинок хирономид под влиянием ионизирующей радиации.

Имеется работа Л.И. Гундериной [3], посвященная изучению динамики выхода хромосомных аберраций в митотических клетках имагинальных дисков и надглоточного нервного ганглия лабораторной культуры *C. thummi* после γ -облучения в дозах 9-90 сГр, 9 и 90 Гр. Показано, что доля аберрантных ана-телофаз в диплоидных, делящихся митозом, активно пролиферирующих клетках имагинальных дисков у личинок *C. thummi*, облученных в середине IV-го возраста, растет со увеличением дозы γ -облучения. Составляя в контроле 2,5%, после облучения в дозе 9 сГр она в два раза превышает контрольный уровень; в интервале доз 9 сГр-9Гр увеличивается с 4,8% до 9,7%, а после воздействия в дозе 90 Гр достигает 47,5%.

Частота структурных перестроек хромосом в митотических клетках имагинальных дисков ног личинок *C. tentans*, обитающих в водоеме Д-3-3 горного массива Дегелен составляла $6,75 \pm 0,66\%$. Вместе с тем количество анафазных клеток с перестройками хромосом в популяциях *C. tentans*: SEM-BL и PAB-

PM из водоемов сравнения значительно ниже и равняется соответственно $1,31 \pm 0,30\%$ и $1,56 \pm 0,27\%$.

Анализ спектра аберрации хромосом показал, что у всех исследованных популяций хирономид более половины перестроек составляют одиночные и двойные фрагменты (54,2-66,6%). На долю дицентриков приходится от 28,6 до 44,3% от общего количества перестроек хромосом. Особо следует отметить, что в популяциях *G. salinus* (SEM-SH, SEM-AO, SEM-SZ), *C. setivalva* (SEM-SH) и *C. tentans* (SEM-DG), обитающих в радиоактивно-загрязненных водоемах обнаружены сложные структурные изменения хромосом (прочие аберрации).

Представленная работа может рассматриваться как базисная при мониторинге исследованных водоемов для изучения динамики радиационного воздействия на сообщество хирономид и других гидробионтов.

Обобщение данных, полученных в настоящих и предыдущих [8] работах, позволяет заключить, что воздействие ионизирующих излучений на хирономиды можно регистрировать, анализируя хромосомные аберрации в соматических клетках двух типов: диплоидных, митотических делящихся клеток имагинальных дисков, а также полиплоидных клетках для изучения динамики радиационного воздействия на сообщество хирономид.

Таким образом, наличие на территории СИП локальных участков с радиоактивными загрязнениями, безусловно, обуславливает непрерывное внешнее и внутреннее облучение природных популяций организмов дозами малых мощностей от естественных и искусственных радионуклидов, что усложняет условия произрастания растений и обитания животных, тесно контактирующих с радионуклидами, вызывая у них различные биологические эффекты. Последние могут выражаться в изменении структуры и состава фито- и зооценоза, в изменчивости морфобиологических свойств организмов и состава клеточных популяций, а также в генетических изменениях числа и структуры хромосом и т.д. Показатели выхода хромосомных аберраций в митотических клетках живых организмов могут быть приняты индикационными критериями экологического состояния природной среды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Шумный В. К., Дыгало Н. Н., Осадчук А. В. и др. Генетические эффекты радиационного и других антропогенных загрязнений на животных и растения Алтай. // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон - Алтай". - 1994. - №3. - С.48-62.
2. Соколова Н.Ю., Шилова А.И., Белянина С.И. и др. Мотыль *Chironomus plumosus*. - М.: Наука, -1983. -309с.
3. Гундерина Л.И. Генетические последствия γ -облучения *Chironomus thummi*. Хромосомные аберрации в митотических клетках. //Генетика. -1997. -Т.33, №6. -С.769-775.
4. Дубинин Н.П. Механизм действия ионизирующих излучений на наследственность. //В кн.: Ионизирующие излучения и наследственность. - М. -1960. -С.61-103.
5. Горизонтов П.Д. Оценка некоторых критериев радиочувствительности. //Медицинская радиобиология. -1965. -№10. - С.3-10.

6. Кикнадзе И. И., Шилова А. И., Керкис И. Е. и др. Кариотипы и морфология личинок трибы Chironomini. Атлас. - Новосибирск, СО. -Наука - 1991. -113 с.
7. Нельсон Д.Дж., Блейлок Б.К. Исследование хромосом слюнной железы *Chironomus tentans* Fabr. из р. Клинич. //Вопросы радиоэкологии. - М.: Атомиздат. -1968. -С.162-174.
8. Сейсебаев А. Т., Бахтин М. М., Рахимбаева К. Т. Кариотип и хромосомный полиморфизм *Camptochironomus tentans* (Diptera, Chironomidae). //Вестник НЯЦ РК. Радиоэкология. Охрана окружающей среды. -2000. -№3. -С. 84-89.

СЕМЕЙ ПОЛИГОНЫНДАҒЫ ТАБИҒИ ОРТА КҮЙІН ИНДИКАЦИЯЛАУ БЕЛГІЛЕРІ

¹⁾М.М. Бахтин, ²⁾А.Т. Сейсебаев

¹⁾*Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов*
²⁾*Ақмола мемлекеттік медициналық академиясы, Астана*

Мақалада табиғи орта объектілерінің ластануын индикациялау белгілері мен жолдарын таңдау мүмкіндіктері талданған. Су қоймасының объектісі хирономидті мысал ретінде алып, иондаушы сәулелердің цитогенетикалық эффектісін бағалау әдісі қарастырылған. Тірі организм клеткаларында хромосомалық абберацияның шығу көрсеткіші табиғи ортаның экологиялық күйінің критерийі бола алады.

ABOUT SOME INDICATORS OF ENVIRONMENT CONDITION AT THE SEMIPALATINSK TESTS SITE

¹⁾M.M. Bakhtin, ²⁾A.T. Seisebaev

¹⁾*RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov*
²⁾*Akmola Medical Academy, Astana*

The paper discusses the opportunity to select methods and indicators of the environment contamination. Using a water object – Chironomini – as an example, methods for assessment of ionizing radiation cytogenetic effects are considered. Indices of chromosome aberrations generated in living organism cells serve as criteria of the environment ecological condition.

УДК 504. 36: 577. 4: 576. 312

**ХИРОНОМИДЫ (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) КАК ВОЗМОЖНЫЕ
БИОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ**¹⁾Бахтин М.М., ²⁾Сейсебаев А.Т.¹⁾Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов²⁾Акмолинская медицинская академия, Астана

Приведены материалы, подтверждающие возможность использования хирономид в качестве индикационного критерия при классификации озер. Установлено, что их численность и наличие отдельных видов могут служить индексом для оценки экологического состояния водоемов. Результаты цитотаксономического анализа позволили выявить характер видового разнообразия хирономид в водоемах СИП.

Представители семейства *Chironomidae* (Diptera) распространены чрезвычайно широко. Личинки хирономид встречаются в водоемах разного типа: в реках, озерах и морях, в небольших скоплениях воды, и являются доминирующими видами макрозообентоса. Численность обычно составляет более половины численности обитателей дна, а биомасса иногда достигает 90% биомассы всех донных беспозвоночных. Большинство видов хирономид - детритофаги, питающиеся частицами детрита, оседающими на дно, на придонные части растений или заглатывающие его с поверхности грунта, а иногда с глубины нескольких сантиметров. Миграция личинок хирономид на глубину ила до 10 см способствует физико-химическим процессам обмена между водой и донными отложениями.

В работах А. Thienemann [1] и L. Brundin [2] показана возможность использования хирономид в качестве биоиндикаторов при классификации озер по степени их трофности. Например, присутствие в водных биоценозах личинок *Tanytarsus* свидетельствует о принадлежности озера к олиготрофному типу (*Tanytarsus*- See), напротив, наличие личинок *Chironomus* позволяет отнести озеро к эвтрофному типу (*Chironomus*- See). Среди последних можно выделить *anthracinus* - See и *plumosus* - See, различающиеся степенью эвтрофности. Позднее эта индикаторная теория была развита Видерхольмом. Он предложил индекс соотношения олигохет и хирономид использовать в качестве показателя степени чистоты водоемов [3].

Многие индексы загрязнения, основаны на широко используемом определении системы сапробности. Так, личинки *Chironomus plumosus* и *Chironomus thummi* относятся к α - полесапробным формам. Личинки рода *Paratendipes*, *Pentapedilum*, *Polypedilum* являются α - β - мезосапробными, *Stictochironomus* - α - мезосапробами. Последние применимы, когда состав фауны хирономид определяется лишь одной или двумя формами подсемейства *Tanypodinae* [4].

Принято, что при использовании хирономид в качестве биоиндикаторов, необходимо более точно выделять не отдельные виды, а целые сообщества

хирономид, характеризующие степень эвтрофности озер. В частности, О.А. Seather [5] выделил 15 сообществ хирономид, которые можно использовать при типизации озер. Шесть из них характеризовали разную степень олиготрофности, три - мезотрофности и шесть - эвтрофности этих озер.

Наиболее определенные результаты типизации озер получились при использовании профундальных сообществ хирономид. Имеется хорошая корреляция между определенными хирономидными сообществами и средним содержанием фосфора в воде.

Личинки хирономид более легко, чем другие организмы, накапливают тяжелые металлы (ртуть, свинец, медь и др.) благодаря легкой проницаемости кутикулы. Коэффициент накопления свинца, меди, марганца и других металлов у них в 2-4 раза выше, чем у моллюсков и копепоид [6]. Поэтому они признаны индикаторами загрязнения водоемов тяжелыми металлами.

Выявлено, что в загрязненных участках водоемов обязательное наличие представителей подсемейств *Chironominae* и *Tanypodinae*. Личинки хирономид подсемейств *Orthocladinae* и *Diamesinae* в большинстве стеноксифобны и оксифильны. К эвриксибионтным из них можно отнести лишь некоторых иловых и зарослевых форм [7]. Таким образом, складываются обоснованные представления о показателем значении отдельных подсемейств хирономид в отношении загрязнения. Подсемейства - *Tanypodinae* и *Chironominae* - могут быть показателями загрязнения водоемов, а *Orthocladinae* и *Diamesinae* - показателями характеристики относительно чистых вод.

Для оценки качества воды также используется индекс Е.В. Балушкиной [4], основанного на соотношении численности личинок, принадлежащих к трем подсемействам: - *Tanypodinae*, *Chironominae*, *Orthocladinae*. В процентном выражении в чистых водах численность *Orthocladinae* составляет не ниже 40%, *Chironominae* - не более 20%; в умеренно загрязненных водах численность этих двух подсемейств достигает - 100%; для загрязненных вод численность *Chironominae* и *Tanypodinae* одинаково,

при увеличении степени загрязнения увеличивается численность *Tanytoidinae*.

Разработано большое число математических индексов для количественной оценки состояния водоемов с использованием биоиндикаторов. Они позволяют оценивать не только естественно сложившиеся характеристики водоемов, но и силу антропогенного воздействия на водное сообщество [8].

Установлено, что различного рода антропогенные стрессы обедняют сообщества хирономид за счет выпадения чувствительных к ним видов и способствуют появлению новых доминантов и т.д. [9]. Однако прежде чем произойдут подобные серьезные изменения, воздействие антропогенных стрессов может быть замечено по наличию морфологических нарушений у хирономид, в частности, морфологических нарушений в структуре головной капсулы и ротового аппарата [10].

Как известно, наличие деформированных личинок в популяции хирономид может также служить индикаторным тестом загрязнения. Морфологические изменения уродства могут быть и в чистых водоемах, а наличие 1-2% деформированных личинок уже свидетельствует о загрязнении водоемов [11]. Возможной причиной деформации может быть концентрация тяжелых металлов во взвеси и грунтах [12].

Вместе с тем, вышеуказанные индексы, несмотря на важность значения для организации мониторинга, имеют ряд ограничений [8]. Наиболее существенное из них - точность таксономического определения как на уровне подсемейства и рода, так и в особенности на уровне вида. Обращено внимание на важность использования кариологического анализа в таксономических определениях личинок хироно-

мид при гидробиологических и экологических исследованиях [13]. Утверждается, что только кариологический анализ дает точное определение видовой принадлежности личинок хирономид.

Вместе с тем, хирономиды как неотъемлемые элементы пресноводных биоценозов принимают участие в круговороте веществ и энергии в экосистемах. Все это создало предпосылки для успешного использования хирономид в качестве биологических индикаторов для оценки экологического состояния водоемов.

Установлено, что экологическая обстановка на водоемах СИП по радиоактивному загрязнению донных отложений и воды неоднозначна (Табл. 1). Анализ результатов γ -спектрометрических и радиохимических измерений показывает, что содержание ^{137}Cs в донных отложениях атомного озера "Балапан" составляет $1398,0 \pm 126,0$ Бк/кг, а концентрация ^{90}Sr - $362,0 \pm 46,0$ Бк/кг. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах донных отложений в водоеме у поселка Балапан незначительно, соответственно $7,0 \pm 2,0$ Бк/кг и $2,5 \pm 1,6$ Бк/кг. Концентрация техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в стоячей заводи у реки Шаган составляла соответственно $186,0 \pm 6,0$ Бк/кг и $99,0 \pm 18,0$ Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в донных отложениях водоемов горного массива Дегелен колеблется в широких пределах от $170,0 \pm 21,0$ Бк/кг до $751000,0 \pm 3755,0$ Бк/кг. Концентрация ^{90}Sr очень высокая, доходит до $11500,0 \pm 200,0$ Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде незначительна.

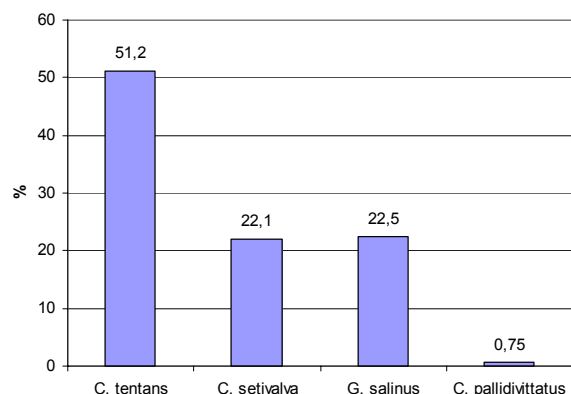
По содержанию ^3H выделяются водоемы горного массива Дегелен ($198,0$ кБк/л). Все же основное загрязнение сосредоточено в донных отложениях.

Таблица 1. Содержание радионуклидов в водоемах и численность обнаруженных видов хирономид для биоиндикации

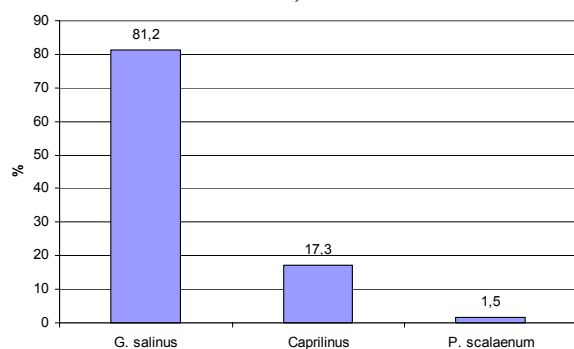
Водоемы	В воде			В донных отложениях		Обнаруженные виды хирономид
	^{90}Sr (Бк/л)	^{137}Cs (Бк/л)	Тритий (кБк/л)	^{137}Cs (Бк/кг)	^{90}Sr (Бк/кг)	
Озеро Шаган	-	-	-	-	-	-
Атомное озеро "Балапан"	$4,70 \pm 0,80$	<2	$18,0$	$1398,0 \pm 126,0$	$362,0 \pm 46,0$	1
Водоем у поселка "Балапан"	$0,22 \pm 0,05$	$<0,6$	<2	$7,0 \pm 2,0$	$2,5 \pm 1,6$	4
Стоячая заводь у р. "Шаган"	$2,20 \pm 0,87$	<2	$7,8$	$186,0 \pm 6,0$	$99,0 \pm 18,0$	3
Дегелен-3-1	$1040,0 \pm 160,0$	$1,70 \pm 0,50$	$472,0$	$751000,0 \pm 3755,0$	$385,0 \pm 32,0$	1
Дегелен -3-2	$402,0 \pm 64,0$	<2	$38,2$	$3800,0 \pm 218,0$	$568,0 \pm 95,0$	1
Дегелен -3-3	$2,13 \pm 0,36$	<2	$198,0$	$170,0 \pm 21,0$	$11500,0 \pm 200,0$	3

С помощью цитотаксономического анализа идентифицировано сообщество хирономид в 4-х водоемах урочища Балапан и в 3-х водоемах горного массива Дегелен. Цитотаксономия хирономид

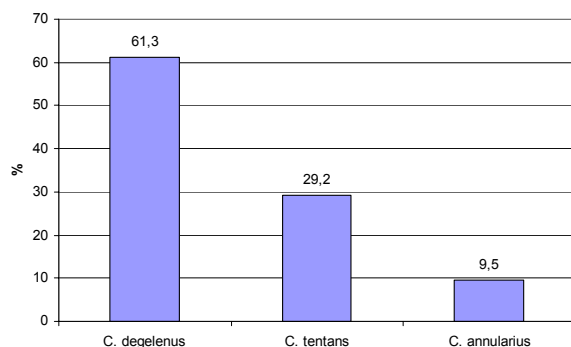
зоны СИП позволила выявить в общей сложности 6 видов хирономид из подсемейства *Chironomidae* и 1 вид подсемейства *Tanytoidinae* (Рис. 1).



а)



б)



г)

Рисунок 1. Соотношение частот встречаемости видов хирономид в водоемах на территории СИП. Водоем у поселка Балапан (а), стоячая заводь у р. Шаган (б), водоем Д-3-3 горного массива Дегелен (г)

В озере Шаган обнаружены 3 вида: *Camptochironomus setivalva*, *Glyptotendipes salinus* и *Polypedilum scalaenum*. В атомном озере "Балапан" найден только один вид - *Glyptotendipes salinus*. В водоеме Д-3-1 горного массива Дегелен найдены единичные экземпляры неизвестного вида подсемейства *Tanypodinae*, а в Д-3-2 - *Chironomus luridus*. Видовой состав в водоеме у поселка Балапан насчитывает 4 вида, относящихся к двум родам. Подавляющее количество хирономид в исследованном водоеме относится к роду *Camptochironomus* (более 70%) (Рис. 1).

Видовой состав хирономид в стоячей заводь у р. Шаган представлен тремя видами. В этом водоеме доминирующее место занимал *Glyptotendipes salinus* (более 80%). В водоеме Д-3-3 горного массива Дегелен обнаружены 3 вида *Camptochironomus tentans*, *Chironomus annularius* и новый вид *Chironomus degelenus*. В водоеме Д-3-3 наиболее массовыми и широко распространенными являются виды - новый вид *Chironomus degelenus* и *Camptochironomus tentans*.

Результаты исследований показывают, что в данном регионе водоемы значительно обеднены в видовом разнообразии. Некоторые виды обнаружены в единичных экземплярах. В целом, относительно бедный спектр видового разнообразия хирономид в исследованных водоемах связан с неблагоприятным экологическим условием региона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Thienemann A. Der Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers und der Zusammensetzung der Tierfauna unserer Seen //Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie. -1913.-Bd.6 -S.242-249.
2. Brundin I. Die bodenfaunistischen Seetypen und ihre Anwendbarkeit auf die Sudhalbkugel Zugleich eine Theorie der produktionsbiologischen Bedeutung der glazialen Erosien //Report of Institute of Freshwater Research. -Drottningholm. -1956. -V.37. -P.186-235.
3. Wiederholm T. Use of beuthos in love monitoring. //J. Water Pollution Control Federation. -1980. -V.52. -P.537-547.
4. Балущкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды //Методы биологического анализа пресных вод. - Л. -1976. -С. 106-118.
5. Saether O.A. Chironomid communities as water quality indicators //Holarctic Ecology. -1979. -V.2. -P.65-74
6. Тодераш И.К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. -Кишинев: Штиинца. -1984. -171с.
7. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironomidae фауны СССР (Diptera, Chironomidae - Tendipedidae)// Определители по фауне СССР. - Л.: Наука. - 1983. - Вып. 134. -С. 1-295.

8. Jonson R.K. The indicator concept in freshwater biomonitoring //Chironimids. From gene to Ecosystems. Ed. P. Cranston. - Melburn. -1995. -P. 11-30.
9. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. (Eds. D.M. Rosenberg, V.H. Resh.) -N.Y. Chapman end Hall. -1933. -P.40-158.
10. Warwick W.F. The effect of trophic contaminant interactions on chironomid community structure and succession (Deptera, Chironomidae) // Neth. J. Aquat. Ecd. -1992. -V.26, N2-4. -P.563-575.
11. Wiederholm T. Chironomidae of the Holarctic region Keys and diagnosis. Part I. Larvae //Entomol. Scand. -1983. -Suppl. №19. -457p.
12. Соколова Н.Ю., Палий А.В. Биология Chironomus piger в загрязненном участке воды //Систематика, зоогеография и кариология двукрылых насекомых. - Санкт-Петербург. -1992. -С.158-163.
13. Кикнадзе И.И., Истомина А.Г., Гундерина Л.И., Салова Т.А., Айманова К.Г., Саввинов Д.Д. Кариофонды хирономид криолитозоны Якутии. - Новосибирск: Наука. Сиб. изд. фирма РАН. -1996. -166с.

ХИРОНОМИДТЕРДІ СУ ҚОЙМАЛАРЫНЫҢ ЭКОЛОГИЯЛЫҚ КҮЙІНІҢ БИОИНДИКАТОРЫ РЕТІНДЕ ПАЙДАЛАҢУ МҮМКІНДІГІ

¹⁾М.М. Бахтин, ²⁾А.Т. Сейсебаев

¹⁾Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатова
²⁾Ақмола мемлекеттік медициналық академиясы, Астана

Мақалада көлдерді классификациялау кезінде хирономидтерді индикациялық критерий ретінде пайдалану және қамтылған материалдар келтірілген. Олардың саны мен түрлерінің кездесуі су қоймасының экологиялық күйіне баға беру индексі бола алатындығы айтылады.

CHIRONOMIDAE (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) AS BIOLOGICAL INDICATORS OF WATER BODIES ECOLOGICAL CONDITION

¹⁾M.M. Bakhtin, ²⁾A.T. Seisebaev

¹⁾RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov
²⁾Akmola Medical Academy, Astana

The paper presents data confirming that Chironomidae are good to be used as an indicative criterion when classifying lakes. It was found that their quantity and presence of certain species could serve as an index in assessment of water body ecological condition. Results of cytotaxonomic analysis helped to reveal the nature of Chironomini species diversity in STS water bodies.

УДК 599.323.4 -144.4: 539.166.04

ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО γ -ИЗЛУЧЕНИЯ НА СОСТОЯНИЕ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ ПОЛЕВОК-ЭКОНОМОК

Ермакова О.В., Раскоша О.В.

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, Сыктывкар

Дана гистоморфологическая оценка состояния щитовидной железы полевок-экономок, обитающих в условиях повышенного радиационного фона (в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС и в Республики Коми) и эксперименте. У полевок из природных популяций отмечали большее разнообразие морфологических перестроек в тиреоидной паренхиме, чем в щитовидной железе экспериментальных животных. Отмечено, что механизмы ответной реакции на радиационное воздействие в природе и в эксперименте различны.

ВВЕДЕНИЕ

Реакция целостного организма на действие ионизирующего излучения не исчерпывается поражением радиочувствительных тканей, а представляет собой сложную цепь явлений, последовательно развивающихся в сфере различных функциональных систем организма. К их числу, прежде всего, относится эндокринная система, эволюционно признанная осуществлять адаптацию организма к экстремальным воздействиям.

Удобной моделью для прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения могут служить мышевидные грызуны, в частности полевка-экономка, которая имеет широкий ареал распространения в европейской части России и стран ближнего зарубежья, привязана к станциям обитания и относится к животным, наиболее тесно контактирующим с радионуклидами почвенного покрова [4].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Условия воздействия ионизирующего излучения в природных условиях и в эксперименте представлены в таблице 1. Сбор материала для морфологического исследования щитовидной железы полевок проведен в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС на двух участках (4 и 6), различающихся по уровню радиоактивного загрязнения и с территорий, загрязненных радием, ураном и торием в Ухтинском районе Республики Коми в период с 1983-92 гг.. За физиологическую норму состояния исследуемых тканей принимали показатели, полученные при обследовании полевок-экономок с чистых (нерадиоактивных) территорий среднетаежной зоны Республики Коми. Для выяснения закономерностей формирования ответной реакции щитовидной железы на воздействие ионизирующего излучения в малых дозах был поставлен эксперимент на полевках - экономках 1-го и 2-го поколения от отловленных животных на радиевых стационарах Ухтинского района Республики Коми.

Таблица 1. Условия воздействия ионизирующего излучения в природных условиях и в эксперименте

Группы животных		К-во животных		Мощность экспозиционной дозы, поглощенная доза
		самцы	самки	
Республика Коми (1984 г.)	Контрольный участок	22	34	Пребывание в условиях естественного радиационного фона 0.1 мкГр/ч
	Радиевый участок	20	43	Мощность γ -излучения 0.50-20 мкГр/ч
Чернобыль (1987 г.)	Участок 4	3	3	Мощность γ -излучения 20-30 мкГр/ч; поглощенная животными доза составила ~1 Зв
	Участок 6	3	8	Мощность γ -излучения 0.2-0.4 мкГр/ч; поглощенная животными доза составила ~0.02 Зв
Эксперимент	Контроль	14	15	Пребывание в питомнике в условиях естественного радиационного фона 0.1 мкГр/ч
	Облучение 4 месяца	12	18	Мощность γ -излучения 20-25 мкГр/ч; поглощенная животными доза за 4 месяца составила 5.2-7.3 сЗв,

Перспективным подходом при разработке критериев оценки состояния организма и популяции как в природной среде, так и в эксперименте с повышенным уровнем γ -фона, на наш взгляд, является морфологический анализ органов и тканей. Этот анализ позволяет исследовать действие неблагоприятных факторов на уровне клеток и субклеточных структур. К тому же морфологический анализ дает достаточно полную характеристику функциональному состоя-

нию органа, позволяет выявить какими перестройками, какими структурами обеспечивается та или иная его функция [6].

Извлеченную из тушки щитовидную железу фиксировали в формалине, дальнейшую обработку материала проводили общепринятыми гистологическими методами [5]. Срезы щитовидной железы окрашивали реактивом Шциффа с докраской ядер гематоксилином Карачи. Регистрацию морфометрических показателей

щитовидной железы (высота фолликулярного эпителия, диаметр фолликулов и диаметр ядер) проводили с помощью окулярных планиметрических сеток и винтового окулярмикрометра МОВ-1-15. По отношению среднего диаметра фолликулов к высоте тиреоидного эпителия рассчитывали индекс функции (ИФ) [1]. Анализ материала проводили под микроскопом NU-2 при увеличении Ок. $\times 12,5$; Об. $\times 25$; $\times 100$. Срезы для измерений отбирали случайным образом. Достоверность различий средних величин оценивали по критерию Стьюдента.

Таблица 2. Морфофункциональные показатели щитовидной железы полевок-экономок в зависимости от условий воздействия ионизирующего излучения

Участок (мощность экспозиционной дозы внешнего γ -облучения, мкГр/ч)		Высота Ф.Э., мкм	Диаметр, мкм		ИФ (усл. ед.)
			ядра тиреоцита	фолликула	
Самцы					
Республика Коми (1984 г.)	Контроль	3.0±0.1	2.0±0.1	54.6±1.7	18.2
	Радиевый	2.8±0.2	1.7±0.2	67.3±2.2***	24.0
Чернобыль (1987 г.)	Участок 4	4.6±0.2***	2.8±0.1**	19.1±1.0***	4.1
	Участок 6	4.0±0.1***	2.2±0.1	21.0±1.2	5.1
Виварий	Контроль	6.8±0.3	5.2±0.2	59.0±3.0	8.3
	Облучение 4 месяца	8.2±0.3*	5.8±0.2*	62.3±2.6	7.4
Самки					
Республика Коми (1984 г.)	Контроль	4.0±0.2	2.8±0.1	48.5±1.3	12.1
	Радиевый	4.9±0.2**	2.6±0.2	33.4±1.9***	4.1
Чернобыль (1987 г.)	Участок 4	4.7±0.3	2.1±0.1**	18.2±2.0***	3.8
	Участок 6	4.5±0.2	2.0±0.1	22.1±1.1***	4.9
Виварий	Контроль	6.8±0.4	5.3±0.1	56.8±3.2	8.6
	Облучение 4 месяца	8.6±0.2*	6.0±0.3**	61.0±4.2	8.3

Примечание. Различия по сравнению с контролем достоверны при *- $p < 0.05$; ** - $p < 0.01$; *** - $p < 0.001$.

В фазу пика численности популяции, когда темпы репродукции замедлены, в щитовидной железе происходит уплощение фолликулярного эпителия, нарушается общая закономерность зональной структурированности железы, часто встречаются гигантские фолликулы неправильной формы. Общая площадь фолликулов варьирует в широких пределах от 230 до 72400 мкм² (в контроле этот показатель изменяется от 274 до 36900 мкм²). Наблюдаемый полиморфизм структуры щитовидной железы у животных с "радиоактивных" участков предполагает наличие высокой степени функциональной асинхронности. В период депрессии численности, когда щитовидная железа более функционально активна, морфологические нарушения встречаются чаще. У части животных прослеживаются структурные изменения железы, выраженные в сочетании атрофических дистрофических и гиперпластических процессов на фоне циркуляторных нарушений.

Отмечено, что самцы и самки в одну и ту же фазу численности популяции по-разному реагируют на хроническое облучение в природных условиях. Так, у самок отмечается пролиферация клеток фолликулярного эпителия и образование очагов гиперплазии, чего не наблюдается у самцов. Явление слущивания тиреоцитов в полость фолликула, деструкция фолликулов чаще обнаруживается у перезимовавших самок, чем у самцов. Морфологические признаки угне-

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Данные морфометрического анализа всех исследуемых групп приведены в таблице 2. Морфологическая картина и данные морфометрии в целом показали, что при обитании в течение многих поколений на радиоактивно-загрязненных территориях (Республика Коми) у полевок происходит угнетение тиреоидной функции, причем морфологические изменения имеют свои особенности в зависимости от пола, возраста и фазы популяционного цикла.

тения тиреоидной функции прослеживаются у животных обоего пола, но более выражены у самцов, особенно в период пика численности. У перезимовавших полевок структурные нарушения более многообразны, чем у неполовозрелых.

Таким образом, хроническое внешнее и внутреннее облучение в одном и том же диапазоне доз может привести к различным эффектам у животных разного пола, возраста, а также по-разному проявиться в различные периоды популяционного цикла.

В Чернобыле эффективность радиационного воздействия в значительной степени зависела от времени, прошедшего после аварии. В первые годы после аварии в щитовидной железе наблюдали, главным образом, деструктивные, некротические изменения. В последующем морфологическая картина менялась и становилась более многообразной. Отмечались мозаичные участки деструкции, дистрофические изменения, дискомплексация различных участков ткани, локальные скопления лимфоидных элементов, гипертрофия и гиперплазия клеток, пикноз ядер - все это предполагает локальный повреждающий эффект.

В группе "чернобыльских" полевок, отловленных в 1986 г. через 4-5 месяцев после аварии, отмечали микрофолликулярную структуру железы, гиперплазию тиреоцитов без их гипертрофии, коллоид практически отсутствовал, не было нормально сформиро-

ванных фолликулов. Такой тип железы мы склонны рассматривать как отражение приспособительной реакции организма, заключающийся в усиленном высвобождении тиреоидных гормонов и поступлении их в кровоток, когда выработка гормонов не компенсирует потребности в них организма, то есть происходит срыв компенсаторных возможностей с разрушением структуры фолликулов. По всей вероятности, причиной таких морфологических изменений явилось непосредственное действие короткоживущих изотопов йода в этот период. Подобные структурные перестройки описаны у крыс при затравке их торием-232 [7] и у птиц после длительной стимуляции органа тиреотропными гормонами [3].

У первого послеаварийного поколения полевок (1987 г.) в щитовидной железе количество дегенерирующих фолликулов возросло. Функционирующие фолликулы были более крупных размеров, чем в предыдущем году, хотя встречались и микрофолликулярные структуры. В единичных фолликулах наблюдали обнажение соединительно-тканного каркаса за счет предшествующей десквамации эпителия. Коллоид отмечался в межфолликулярных промежутках и в просвете лимфатических сосудов, что могло создавать предпосылки для развития аутоиммунного процесса в организме и самой щитовидной железе. Не случайно частой находкой оказывались одиночные очаги мононуклеарной инфильтрации паренхимы щитовидной железы. Парафолликулярный эпителий встречался в виде отдельных островков, его объемная плотность достигала $16.3 \pm 2.0\%$ (для сравнения этот же показатель у контрольных животных в аналогичную фазу численности составлял $2.3 \pm 0.2\%$). Полагают, что увеличение объема парафолликулярного эпителия свидетельствует о том, что пластические потенции щитовидной железы не исчерпаны и ее компенсаторные возможности достаточно высоки [3]. Сосуды были расширены, переполнены кровью. Судя по морфологическим критериям, функциональная активность щитовидной железы половозрелых животных с 4 и 6-го участков оказалась достаточно высокой и значительно превышала таковую у полевок с контрольных и "радиоактивных" территорий средне-таежной подзоны. Диаметр фолликулов был достоверно меньше, чем в норме. Соотношение диаметра фолликулов и высоты фолликулярного эпителия у "чернобыльских" полевок минимальное, что свидетельствует об усиленной активности железы в этот период.

Если в первые годы после аварии (1986-1987) наблюдалась высокая функциональная активность железы, то в последующие годы (1988-1991) отражением морфологических сдвигов в щитовидной железе явилась высокая степень гетерогенности фолликулов, и все больше и больше прослеживалась тенденция к разделению органа на активно функционирующие и гипofункционирующие зоны. Выраженный полиморфизм фолликулов предполагает наличие

функциональной асинхронности тиреоидной паренхимы, когда может возникнуть парадоксальное состояние одновременного гипер- и гипотиреоза.

Результаты морфометрического анализа щитовидной железы полевок-экономов в условиях эксперимента в целом показали, что при данном диапазоне поглощенных доз (5.2-7.3 сЗв) происходила активизация функции железы полевок по сравнению с контролем. Об этом свидетельствуют достоверное увеличение высоты фолликулярного эпителия и индекс функции, который был ниже контрольных значений. На гистологических препаратах щитовидной железы экспериментальных животных отмечали пролиферацию фолликулярного эпителия в виде подушек Сандерсона. Коллоид в большинстве фолликулов светлый с вакуолями резорбции, локализованными в основном по краю. Отмечали достоверное увеличение среднего количества тиреоцитов в фолликуле по сравнению с контролем, а у облученных самок, кроме этого, увеличивалось и количество фолликулов на поле зрения. В основном тиреоидная паренхима была представлена средними по размеру фолликулярными аденомерами, но иногда встречались фолликулы крупных размеров с уплощенным эпителием, т.е. гипofункционирующие фолликулы. В эксперименте после радиационного воздействия, достоверных отличий с контролем по количеству парафолликулярной ткани не обнаружено.

Важными представляются изменения ядер клеток, поскольку, как известно, именно здесь хранится основной генетический материал клетки, и осуществляются процессы, связанные с реализацией наследственной информации. Кариометрический анализ щитовидной железы экспериментальных полевок показал, что после воздействия ионизирующей радиации происходит увеличение и ядра, и цитоплазмы, но последняя увеличивается в большей степени, что приводит к уменьшению ядерно-цитоплазматических отношений. В большинстве фолликулов ядра располагались вблизи апикального края клеток. Мы полагаем, что в структуре ядра после воздействия ионизирующей радиации развиваются изменения, свидетельствующие об адаптационных процессах, направленных на поддержание функции тиреоцита.

На фоне обнаруженных морфологических сдвигов структурных компонентов щитовидной железы полевок, испытывающих хроническое воздействие радиации, каких-либо патологических нарушений тиреоидной ткани не выявлено.

Результаты проведенного эксперимента показали, что после воздействия хронического γ -облучения в течение 4-х месяцев в щитовидной железе развиваются компенсаторные изменения, свидетельствующие о том, что тиреоидная паренхима облученных полевок находилась в высокой степени функциональной активности. Компенсация происходит, главным образом, вследствие гипертрофии тиреоцитов и их пролиферации. Следовательно, клеточные меха-

низмы восстановления сочетаются с внутриклеточными. Эти изменения идут синхронно с перестройкой капиллярной сети.

В отличие от экспериментальных животных, у чернобыльских полевков-экономок (особенно в первые годы после аварии) наибольшая пролиферативная активность была отмечена для межфолликулярных скоплений и малых фолликулов. По мнению ряда авторов, рост интерфолликулярных островков и новых фолликулов проявляется только в экстремальных ситуациях (Алешин).

Таким образом, в щитовидной железе при общем облучении организма в развитие компенсаторно-восстановительных процессов, направленных на нормализацию функциональных параметров органа участвуют как фолликулярные тиреоциты, так и парафолликулярные клетки. Это осуществляется, главным образом, вследствие фолликулообразования, а также гиперплазии железистых клеток, и их гипертрофии.

ЛИТЕРАТУРА

1. Автандилов Г.Г. Медицинская морфометрия. // - М.: Медицина, 1990. - 382 с.
2. Атлас патоморфологических изменений у полевков-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения / К.И. Маслова, Л.Д. Материй, О.В. Ермакова, А.И. Таскаев, -СПб.: Наука, 1994. -192 с.
3. Войткевич А.А. Восстановительные процессы и гормоны. // - М.: Медицина, 1965. -С. 82-153.
4. Кудяшева А.Г., Ермакова О.В., Башлыкова Л.А. Полевка-экономка как биоиндикатор радиоактивного загрязнения. Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Международного симпозиума по биоиндикаторам. (Сыктывкар, 11-21 сентября 2001 г.). - Сыктывкар, 2001. -С. 95.
5. Основы гистологии и гистологической техники: Учебник для фельдшерско-лабораторных отд-ний мед. Училищ / Под общ. ред. В.Г. Елисеева. 2-е изд. - М., 1967. 268 с.
6. Структурные основы адаптации и компенсации нарушенных функций / Под ред. Д.С. Саркисова. - М.: Медицина. 1987. - 445 с.
7. Ткачев А.В. Аспекты радиационного поражения щитовидной железы: Автореф. дис. д-ра мед. наук. - Л., 1970. 30 с.

КЕМІРГІШТЕРДІҢ ҚАЛҚАНША БЕЗІНІҢ КҮЙІНЕ СОЗЫЛМАЛЫ γ -СӘУЛЕЛЕНУДІҢ ӘСЕРІ

О.В. Ермакова, О.В. Раскоша

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар қаласы

Жоғары радиациялы фон (Чернобыль АЭС-ның 30 км аймағында және Коми Республикасында) жағдайында өмір сүруші кеміргіштердің қалқанша безінің күйіне гистоморфологиялық баға берілген. Лабораториялық жануарлармен салыстырғанда табиғи популяциядағы кеміргіштердің паренхимасындағы морфологиялық қайта құрудың көптірлілігі белгіленген. Табиғаттағы және тәжірибедегі радиациялық әсерлерге жауапты реакция механизмдерінің әртүрлілігі айқындалған.

CHRONIC GAMMA-RADIATION IMPACT UPON THE STATE OF THYROID GLAND OF TUNDRA VOLES

O.V. Ermakova, O.V. Raskosha

Institute of Biology, Komi Scienc. Center, UB RAS, Syktyvkar

The histomorphological estimation of the thyroid gland status of tundra voles living in the radiation polluted sites (30-km zone around Chernobyl nuclear plant and the Komi Republic) was given in the experiment. Nature populations of tundra voles have more high variety of the thyroid parenchyma morphological reconstructions in comparison with the experimental animals. Mechanisms of the response to the radiation influence in the nature and in the experiment are different.

УДК 591.5: 599. 323. 4

**ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ
МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ОТДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СИП****Магда И.Н., Черных А.Б., Морозов А.Е., Бушнева И.А., Понявкина А.Г.***Институт зоологии МОН РК, Алматы*

Приведены результаты предварительной оценки сравнительного видового разнообразия и морфологических показателей мышевидных грызунов, обитающих на отдельных территориях Семипалатинского испытательного полигона.

Действительно объективная оценка экологических последствий ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне требует привлечения значительной части подходов и методов исследования из арсенала многих дисциплин. Это вполне объяснимо и оправдано не только с точки зрения масштабов произошедших событий для окружающей среды, но и в связи с глубиной экологической проблемы, ее многообразием и порой непредсказуемым характером проявления. В этой связи вполне закономерно, что среди широкого спектра решаемых биологических задач заметное место отводится оценке состояния фаунистического комплекса зоны влияния СИП [1].

Животное население, как известно, являясь одним из "верхних" компонентов экосистем, соответственно наиболее чувствителен к специфическим условиям антропогенных и техногенных нагрузок. Состав, распределение, обилие и динамика численности зооценоза в значительной мере характеризует стабильность экосистемы в целом. Следовательно, определение фаунистического разнообразия и характеристик устойчивого состояния популяций животных, обитающих в зоне влияния СИП представляется в достаточной мере актуальной и логичной задачей. Удобным и показательным подходом для общей оценки состояния окружающей среды является определение сравнительного видового разнообразия и морфофизиологических характеристик мелких млекопитающих и в частности мышевидных грызунов, которые в силу ряда биологических особенностей могут являться тест-объектами в экологических изысканиях [2,3,4].

Цель настоящего исследования состояла в сравнительном определении фаунистического разнообразия и морфометрических характеристик мышевидных грызунов обитающих в условиях влияния комплекса антропогенных и техногенных факторов СИП.

Методы исследований

Сбор фаунистического материала проводился в летний период на двух отдельных территориях зоны влияния СИП (пойма р.Шаган в ее верхне-среднем течении в 40 км западнее поселка Саржал и горный массив Дегелен). Для сравнения использовали литературный материал и наши результаты по изучению мышевидных грызунов Заилийского Алатау.

С помощью пеших и автомобильных маршрутов выявлялись характерные биотопы, на которых выставлялись круглосуточно ловушко-линии на мелких млекопитающих. Мышевидные грызуны отлавливались в ловушки "Геро", живыми - в живоловушки и ловчие заборы с конусами. Большая часть материала собрана по испытанным традиционным методикам [5]. Видовую принадлежность животных устанавливали по морфологическим, крапиво-логическим признакам, а в сомнительных случаях - по особенностям строения зубного ряда. У отловленных животных определяли морфометрические параметры: Р - вес тела (г), L - длину тела, С - длину хвоста, А - высоту уха, Pl - длину стопы, СВ - длину черепа (все в мм).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В структуре рельефа мест исследования наблюдается преобладание увалисто-холмистых поднятий в виде сопок и изолированных низкогорных массивов, которые характеризуются высокой частотой горизонтального и вертикального расчленения морфоструктур. Характерной особенностью является наличие каменистых степей, приуроченных к склонам сопок и низкогорий. Здесь для малоразвитых каменистых почв характерны петрофитные варианты степной растительности, в которых преобладают ковыли, типчак, полыни, спиреи, караганы. По поймам водотоков - пойменный лес и луговое разнотравье. Места исследований принадлежат по географической характеристике к Казахскому нагорью или Казахскому мелкосопочнику с соответствующим видовым разнообразием и особенностями характера пребывания животного населения. Сложившееся мозаичное своеобразие почв, флоры и фауны региона исследований объясняется сложными взаимодействиями климатических факторов с факторами антропогенного и техногенного воздействия (ядерные испытания, рубка, пожары, выпас скота, рекреационный пресс и т.д.).

Отлов мышевидных грызунов осуществляли по пойменным и припойменным участкам р.Шаган и ручьев Узунбулак и Карабулак в горах Дегелен. Результаты отловов для двух обследованных участков приведены в таблице 1. Мышь лесная, полевки обыкновенная, красная, узкочерепа, мышь домовая, бурозубка и хомячки были отловлены по усло-

ной границе "лес-луг", полевку плоскочерепную отлавливали в поселениях по каменистым и щебнистым осыпям, водяную полевку вблизи водотоков т.е. в свойственных им биотопах [6]. Неоднократно отлавливаемые нами бурозубки в дальнейшей работе не использовались и до вида не определялись. Кроме видов, приведенных в таблице 1, по руслу верхне-среднего течения р. Шаган мы неоднократно

наблюдали ондатр (*Ondatra zibethicus*), на припойменных остепненных участках – тушканчиков большого (*Allactaga major*) и прыгуна (*Allactaga sibirica*). По данным полевых наблюдений, каких либо аномалий в биологии (суточная активности, места обитания, тип жилища, характер питания) у животных отловленных видов не отмечалось.

Таблица 1. Видовой состав мелких млекопитающих, регистрируемых в отловах на отдельных территориях зоны влияния СИП (верхне – среднее течение р. Шаган, г. Дегелен) в летний период

№	Вид	Шаган	Дегелен
1	<i>Apodemus sylvaticus</i> - Мышь лесная	+	+
2	<i>Microtus arvalis</i> - Полевка обыкновенная	+	+
3	<i>Microtus gregalis</i> - Полевка узкочерепная	+	-
4	<i>Alticola strelzowi</i> - Полевка плоскочерепная	+	-
5	<i>Clethrionomys rutilus</i> - Полевка красная	+	-
6	<i>Mus musculus</i> – Мышь домовая	+	-
7	<i>Cricetulus migratorius</i> - Хомячок серый	+	-
8	<i>Phodopus sungorus</i> - Хомячок джунгарский	+	-
9	<i>Arvicola terrestris</i> - Водяная полевка	+	+
10	<i>Sorex sp?</i> – Бурозубка	+	+

Сами по себе эти данные по видовому разнообразию мышевидных грызунов на исследуемых участках важны уже тем, что в териологическом аспекте СИП и прилегающие территории вследствие различных причин изучены недостаточно. Зоологические исследования этого региона, которые были проведены ранее, носили несистематический, фрагментарный характер [7,8]. Для ведения надежных мониторинговых исследований СИП информация такого рода необходима как отправная, сравнительная или подтверждающая.

При всей схожести ландшафтно-климатических условий участков Дегелен и Шаган и различиям по уровню радиоактивного воздействия на животных мы отмечаем серьезные различия между ними по видовому составу мышевидных грызунов (Табл. 1). Общим видом для обоих участков фактически можно считать лишь мышь лесную, так как полевки водяная и обыкновенная в Дегелене попадались в виде единичных экземпляров. По нашим наблюдениям численность и плотность населения мышевидных грызунов исследуемых территорий заметно варьировала от сезона к сезону. Полагаем, что в качестве вероятных причин значительного колебания указанных характеристик могут являться климатические и антропогенные условия обитания. В местах отлова в последние годы мы наблюдали палы, были засухи, нашествие саранчи, заметно сузилась полоса пойменного леса на р. Шаган, что не замедлило сказаться на численности грызунов. Предыдущие годы были более благоприятные по этим факторам, и, соответственно, для животного населения эти показатели были более высокими. Таким образом, мы, вероятно, имеем дело с сочетанным действием на животных ряда техногенных, антропогенных и климатических факторов, разграничить действие каждого в отдельности на фаунистические характери-

стики территорий реально не представляется возможным.

Для системы оценки состояния грызунов мы использовали традиционные для экологии морфометрические показатели (масса и длина тела, а также длина хвоста, ступни, уха, кандилобазальная длина черепа). Данные характеристики отражают как видовые особенности строения тела животных, так и влияние экологических факторов, так как, в определенной мере, они являются еще и индикаторами физиологического состояния организма. Морфометрические показатели, которые были получены нами при изучении грызунов с этих двух участков, не выявили каких-либо аномалий или отклонений в популяциях для соответствующих видов. Исключение составил лишь один случай гипердентии верхних резцов у лесной мыши шаганского участка. В таблице 2 приведены результаты по морфометрии для популяций лесных мышей, обитающих на сравниваемых участках, из которых следует, что в настоящий момент значимых различий по морфометрическим показателям нет. Более низкие показатели животных с Узунбулака могут быть объяснены их принадлежностью, в основном, к летне-осенней генерации, в то время как остальные представлены в таблице весенне-летней.

Как известно [6], популяционные характеристики грызунов существенным образом зависят от календарного времени отлова и изучения, а также от погодных условий сезона. Это в свою очередь сказывается на метрических характеристиках животных. Так, для осеннего периода характерно преобладание половозрелых животных весенних генераций и, главным образом, подросших летних, которые и определяют, в среднем, экстерьерные характеристики данных сообществ.

**ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ
МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ОТДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СИП**

Таблица 2. Морфометрические показатели лесных мышей, обитающих в горном массиве Дегелен и в верхне-среднем течении р. Шаган

Показатель	Дегелен, Узунбулак	Дегелен, Карабулак	Шаган, 2001г	Шаган, 2000г
Р г	15,4 ± 0,8	20,5 ± 1,1	21,9 ± 1,1	21,2 ± 0,5
L мм	83,0 ± 1,6	88,0 ± 1,3	91,5 ± 1,8	91,4 ± 1,3
С мм	71,5 ± 1,5	73,6 ± 0,9	77,6 ± 1,8	76,7 ± 1,4
Рl мм	18,3 ± 0,2	19,4 ± 0,4	19,3 ± 0,2	19,2 ± 0,1
А мм	11,5 ± 0,2	13,4 ± 0,3	13,0 ± 0,2	12,9 ± 0,2

Таблица 3. Средние значения метрических признаков, их изменчивость у половозрелых грызунов Шагана (летний период)

Показатель	Ср.значения	Коеф. вариации	Ср.значения	Коеф. вариации
	Мышь лесная, n - 27		Полевка обыкновенная, n - 26	
Масса тела, г	22,1±0,6	15,1±2,1	27,5±1,9	34,6±5,4
Длина тела, мм	92,6±1,1	6,2±0,9	100,2±2,8	14,0±2,0
Хвоста	78,4±1,4	9,2±1,3	34,5±0,9	13,8±2,0
Плюсны	19,0±0,1	3,9±0,5	15,6±0,3	8,6±1,2
Уха	12,8±0,2	7,8±1,1	8,3±0,3	18,0±2,7
Череп	24,2±0,2	4,1±0,6	24,6±1,3	6,1±0,9

Для участка в пойме р. Шаган из всех отлавливаемых видов наиболее массовыми были мышь лесная и полевка обыкновенная. Используя эти два вида, которые имеют значительные различия между собой по морфометрии, физиологии, систематике, образу жизни, мы попытались сравнить их на основе коэффициента вариации метрических показателей (Табл. 3). Известно, что одним из важных критериев оценки воздействия экологических факторов является изменчивость или разнокачественность состава популяции, отражающая адаптивные возможности отдельных организмов и характеризующаяся коэффициентом вариации ряда признаков [2,9].

Представленные в таблице 3 результаты указывают на низкую вариабельность признаков у лесной мыши и более высокую - у обыкновенной полевки. По этим результатам пока невозможно сделать однозначное заключение.

Следует помнить, что особенности влияния радиационного фактора на степень изменчивости по-

казателей позвоночных животных в целом изучены еще недостаточно. Одними из общепринятых критериев оценки действия радиационного фактора на организм млекопитающих считаются показатели системы крови. Предыдущие наши исследования показали, что отдельные показатели системы крови у животных, обитающих в зоне влияния СИП, близки по своим параметрам к животным, обитающим в горах. Исходя из этого, мы попытались проанализировать морфологические параметры идентичных видов мышевидных грызунов обитающих в горах Заилийского Алатау и на участке верхне-среднего течения р. Шаган. В качестве сравнительного материала были использованы морфометрические данные по отловам мышей лесных и полевых обыкновенных (*Microtus arvalis*), и близкого "горного" вида полевых киргизских (*Microtus arvalis kirgisorum*). Полученные результаты приведены в таблице 4.

Таблица 4. Экстерьерные показатели горных грызунов и животных, обитающих в пойме верхне-среднего течения р. Шаган

Показатель/Вид	Мышь лесная, горы	Мышь лесная, Шаган	Полевка киргизская, горы	Полевка, обыкновенная, Шаган
Р г	17,3 ± 0,5	21,2 ± 0,5	23,1 ± 0,6	26,4 ± 1,1
L мм	88,9 ± 0,9	91,4 ± 1,3	101,8 ± 1,0	100,5 ± 2,3
С мм	76,3 ± 1,0	76,7 ± 1,4	39,8 ± 0,8	33,8 ± 0,7
Рl мм	19,4 ± 0,2	19,2 ± 0,1	17,3 ± 0,2	17,0 ± 0,4
А мм	13,8 ± 0,3	12,9 ± 0,2	11,7 ± 0,4	9,0 ± 0,3

Из табличных результатов следует, что сравниваемые животные шаганской и горной популяций по определяемым параметрам хорошо укладываются в границы характеристик для вида в целом. Каких либо серьезных отличий в популяционных характеристиках у этих животных нами не обнаружено. Следует отметить разнонаправленный характер в изменении показателей в сравниваемых группах животных. Вес и размеры тела грызунов полигона больше, чем у горных видов, но размеры уха и стопы меньше. Вероятно в данном случае либо проявляется действие экогеографических факторов на

обсуждаемые показатели [3], либо животные, сгруппированные в выборки, имели некоторое смещение в жизненном цикле, связанном с географическими различиями в условиях существования [6].

Для того, чтобы более детально рассмотреть полученные морфометрические данные, мы сравнили их с литературными для аналогичных видов животных, обитающих в других регионах северной и центральной части Казахстана. Сравнение проводили по половым группам и с учетом пределов вариации признаков. Эти результаты для полевки обыкновенной и мыши лесной приведены в таблице 5.

**ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ
МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ОТДЕЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СИП**

Таблица 5. Метрические параметры половозрелых самцов и самок грызунов в зоне р. Шаган и других районов (раннелетний период)

Пол животных	Длина тела, мм		Длина хвоста, мм	Длина плюсны, мм	Длина уха, мм	Длина черепа, мм
	Пределы	Ср.значения				
Мышь лесная, Шаган						
Самцы	86-105	92,7±1,3	77,4±1,7	19,1±0,2	12,9±0,2	24,1±0,3
Самки	85-106	92,3±2,0	80,2±2,6	18,8±0,2	12,7±0,4	23,8±0,3
Мышь лесная, Северный и Центральный Казахстан, лит. данные						
Самцы	89,5-100,5	93,1±0,7	81,7±1,0	20,3±0,2	14,1±0,4	
Самки	91,0-95,0	92,5	80,3	18,5	13,3	
Полевка обыкновенная (Шаган)						
Самцы	79-120	100,0±3,2	34,1±1,2	15,6±0,4	8,5±0,4	24,6±0,4
Самки	80-116	100,6±5,6	35,2±1,6	15,6±0,3	7,9±0,4	24,7±0,5
Полевка обыкновенная, Северный Казахстан, лит. данные						
Самцы	95,0-124,0	110,4	35,8	15,3	9,5	24,4
Самки	94,0-122,5	106,5	34,2	15,4	9,4	24,1

Из таблицы 5 следует, что половые различия по метрическим признакам у изучаемых грызунов являются незначительными. Это дало нам право при обработке данных объединять половозрелых зверьков обоего пола и приводить в таблицах 2 – 4 средние абсолютные значения метрических параметров, а также изменчивость половозрелых грызунов массовых видов без учета пола. Из этих же результатов следует, что грызуны, отловленные нами в зоне СИП, имели по всем промерам несколько меньшие характеристики, чем те же животные из других северных регионов Казахстана. Тем не менее, средние абсолютные значения экстерьерных параметров находятся в границах нормы для летних популяций соответствующих видов [6].

Выводы

Таким образом, представленные выше материалы свидетельствуют о том, что животное население на территории распределяется неравномерно, и в разных ее частях формируются специфические фаунистические комплексы в зависимости от совокупности антропогенных, техногенных и климатических факторов в каждой части.

Литература

1. Сейсебаев А.Т., Шеналь К., Бахтин М.М., Кадырова Н.Ж. Комплексный радиобиоэкологический мониторинг СИП: Общ. подход. // Вестник НЯЦ РК "Радиоэкология. Охрана окружающей среды". – Вып. 3. – 2001. – С. 73-78.
2. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. – Свердловск. - 1968.
3. Пантелеев П.А., Терехина А.Н., Варшавский А.А. Экогеографическая изменчивость грызунов // М.: Наука. – 1990. - 373 с.
4. Ильенко А.И., Крапиво Т.П. Экология животных в радиационном биоценозе. – М.: Наука. - 1989. – 224 с.
5. Новиков Г.А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных. – М.: Сов. Наука. -1953. -153 с.
6. Млекопитающие Казахстана / Под. ред. А.А.Слудского, Е.В. Гвоздева, Е.И. Страутмана. - Алма-Ата: Наука. - 1977. -Т.І. -Ч.ІІ. -536с.; -1978.-Т.І.- Ч. ІІІ. -492 с.
7. Афанасьев А.В. Зоогеография Казахстана. - Алма-Ата: Изд-во АН КазССР. -1960. - 260 с.
8. Ержанов Н. Т. Фауна и экология млекопитающих Центрального Казахстана. –Караганда. – 1997. - 164 с.
9. Межжерин В.А., Емельянов И.Г., Михалевич О.А. Комплексные подходы в изучении популяций мелких млекопитающих. – Киев: Наукова думка. - 1991. – 204 с.

**СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ ЖЕКЕЛЕГЕН АЙМАҚТАРЫНДА МЕКЕНДЕЙТІН
КЕМІРУШІЛЕРГЕ МОРФОЛОГИЯЛЫҚ ЖӘНЕ АЛУАН ТҮРЛІЛІГІНЕ СИПАТТАМА**

И.Н. Магда, А.Б. Черных, А.Е. Морозов, И.А. Бушнева, А.Г. Понявкина

ҚР БҒМ Зоология институты, Алматы

Семей сынақ полигонының жекелеген аймақтарын мекендейтін кемірушілердің салыстырмалы түрлік ерекшеліктері мен морфологиялық көрсеткіштерінің алдын-ала бағалау нәтижелері келтірілген.

**SPECIFIC DIVERSITY AND MORPHOLOGICAL INDICES OF MURIFORM RODENTS IN SOME AREAS
OF SEMIPALATINSK TEST RANGE ZONE**

I.N. Magda , A.B. Chernykh, A.E. Morozov, I.A. Bushneva, A.G. Ponyavkina

Institute of Zoology, Ministry of Education and Science, Almaty

There were presented the results of the preliminary estimation of comparative specific diversity and morphological indices of muriform rodents inhabiting separate areas of the Semipalatinsk test site.

УДК 597-19+15(574-925.21)

МОРФО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ГОЛЬЦОВ (BALITORIDAE, NEMACHEILUS) В УСЛОВИЯХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА**Матмуратов С.А., Митрофанов И.В.***Институт зоологии, Алматы*

Обследованы гольцы из трех мест обитания зоны влияния СИП и контрольная популяция из р. Аягуз. По всем популяциям кроме Шаганского водохранилища проведены повторные исследования. Для всех популяций отмечается небольшая зависимость показателей от года исследования. Для популяций зоны влияния СИП выявлено уменьшение общей изменчивости за счет генетической составляющей, что выражается в потере популяциями внутреннего разнообразия. Кроме того, у популяций в зоне влияния СИП отмечается повышенная асимметрия билатеральных признаков и увеличение доли стохастической изменчивости, что может быть связано с нарушениями в генетической структуре этих популяций.

ВВЕДЕНИЕ

Подрод *Deuterophysa* (= *Triplophysa*) рода *Nemacheilus* включает всего четыре вида гольцов. Среди них серый голец имеет наиболее широкий ареал, включающий горную и предгорную часть Сырдарьинского, Балхашского и Чуйского бассейнов, а также бассейн Тарима. Недавно этот вид был обнаружен нами в горной части левобережных притоков Иртыша [5]. Ареалы пятнистого губача и одноцветного губача перекрываются и лежат полностью внутри ареала серого гольца. Четвертый вид – голец Северцова имеет очень узкий ареал, ограниченный устьями притоков реки Или в ее равнинной части. Вполне вероятно, что ареал последнего вида гораздо шире [1]. Каждый из видов предпочитает определенные биотопы. Так серый голец обычно обитает в небольших прудах, болотцах и мелких речках между ними. Одноцветный голец предпочитает крупные и средние реки с быстрым течением и многочисленными перекатами. Пятнистый губач типичный обитатель озер, прудов, затишных мест в больших реках. Однако эти предпочтения не являются абсолютными. Очевидно, что они приспособляются к условиям, изменяющимся под влиянием человека и часто обитают в несвойственных им ранее стациях. На территории Семипалатинского Испытательного Полигона (СИП) нами обнаружен только серый голец. В ближайших реках обнаружены серый голец в р. Шаган, пятнистый и одноцветный губачи в реках Баканас и Аягуз. В притоке р. Аягуз – реке Нарын – обнаружен также и серый голец.

Неблагоприятное влияние внешней среды на рыб в первую очередь выражается в появлении в популяциях особей с уродливым развитием – монстров, а также изменении различных показателей изменчивости. Эти же нарушения следует ожидать и при воздействии радиационного фактора. В то же время следует отметить, что такие показатели как упитанность, скорость роста, плодовитость, предельные размеры рыб мало зависят от радиационного фона. В большей мере эти показатели зависят от обеспеченности пищей и, как правило, могут значительно

меняться в популяциях год от года. С другой стороны показатели изменчивости более стабильны и в значительной степени обусловлены как прямым воздействием неблагоприятных факторов среды на фенотипические признаки, так опосредованно через изменения, происходящие в геноме. Общая дисперсия является одной из важнейших характеристик изменчивости признаков. Генетическая составляющая изменчивости может быть определена через ковариацию признака, а степень воздействия внешней среды через стохастическую составляющую общей дисперсии. Стабильность индивидуального развития, выраженная через изменчивость билатеральных признаков, может служить обобщенным показателем степени неспецифического негативного воздействия окружающей среды на состояние популяций.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКИ

Рыбы отлавливались в реках Шаган, Узунбулак и Аягуз в 1993-1995 и 1999-2001 годах. Реки Шаган и Узунбулак находятся в зоне непосредственного влияния СИП, а реки Баканас и Аягуз обладают схожими гидрологическими характеристиками и удалены от полигона на сотни километров. Отлов проводился с помощью мелкоячеистых жаберных сетей, мальковой волокуши и рыболовного сака. Отловленные рыбы фиксировались на месте раствором 4% нейтрального формалина и предварительной префиксацией в 1% растворе нейтрального формалина в течение 2-4 часов. Основные промеры проведены по рекомендациям [7] с небольшими дополнениями и изменениями в соответствии с особенностями внешней морфологии гольцов. Билатеральные меристические признаки учитывались отдельно для левой и правой сторон. Определение возраста проводилось по [8] с использованием в качестве регистрирующих структур плоских костей дерматокраниума.

Для определения случайной составляющей изменчивости проводили подсчет некоторых меристических признаков с левой и правой сторон тела: количество ветвистых лучей в парных плавниках,

количество жаберных тычинок. Определяли среднее различие между сторонами тела (M_d), а также дисперсию флуктуирующей асимметрии (σ_d^2) в каждой выборке [2].

$$M_d = \sum d_{l-r} / n$$

и

$$\sigma_d^2 = \sum (d_{l-r} - M_d)^2 / (n-1),$$

где d_{l-r} – различия между значениями признака на левой и правой сторонах тела у отдельной особи; n – количество особей в выборке.

Ковариацию ($cov_{l,r}$) значений признака с обеих сторон тела рассчитывали по формуле [4]:

$$cov_{l,r} = (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y}) / (n-1),$$

где X_i и Y_i – значения признака на левой и правой сторонах тела у i -той особи; $\bar{X}$ и $\bar{Y}$ – средние значения признаков на левой и правой сторонах тела.

Случайную компоненту общей дисперсии определяли по формуле [3]:

$$\sigma_s^2 = \sigma_d^2 (n-1) / 2n$$

Так как ковариация и случайная дисперсия являются двумя составляющими общей дисперсии, долю стохастической компоненты определяли по формуле [3].

$$P(\sigma_s^2) = \sigma_s^2 / (\sigma_s^2 + cov_{l,r})$$

Оценку стабильности индивидуального развития особей в популяции оценивали с использованием среднего показателя асимметрии, который определяли как среднее количество асимметричных признаков на особь.

$$As = \sum H / (n * m),$$

где H – количество асимметричных признаков в популяции; n – количество особей в выборке; m – количество исследованных признаков.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По своим гидрологическим характеристикам реки Шаган и Аягуз довольно схожи. Бассейны обеих рек обследовались нами несколько раз в нескольких местах. Нами рассчитаны некоторые показатели, характеризующие изменчивость признаков, а также отмечены некоторые аномалии внешнего строения рыб.

Шаганское водохранилище. Обследовано в 1995 году. Позднее водохранилище было спущено. Минерализация воды резко возросла и оно стало абсолютно безрыбным. Обследовано 17 экземпляров серого гольца (*N. dorsalis*). Кроме гольцов в водохранилище обитали сазан, линь, елец, озерный голянь. Никаких аномалий внешнего строения обнаружено не было. При вскрытии рыб все внутренние органы без патологий. Возраст до 6 лет. Из 17 экземпляров отмечена только одна самка, все остальные самцы.

Таблица 1. Показатели изменчивости признаков гольца из Шаганского водохранилища 1995 г.

	P	V	Sp.br.
M_d	0.82	0.31	0.76
σ^2	0.82	0.12	0.76
σ_d^2	0.65	0.22	0.30
σ_s^2	0.31	0.10	0.14
$cov_{l,r}$	0.51	0.015	0.62
$P(\sigma_s^2)$	37.55	87.39	18.35
As	0.64	0.29	0.71

Примечания: P – количество лучей в грудных плавниках;

V – количество лучей в брюшных плавниках;

Sp.br. – количество жаберных тычинок на первой жаберной дуге

Средний показатель асимметрии 0.55, что свидетельствует о неблагополучии популяции. Уровень изменчивости достаточно высокий, при этом стохастическая составляющая, определяемая исключительно влиянием среды очень велика для количества ветвистых лучей в парных плавниках и заметно ниже для количества жаберных тычинок. Отмечается обратная корреляция между долей стохастической составляющей и показателем асимметрии по каждому из признаков.

Верхнее течение р. Шаган. Река Шаган на выходе из гор обследована трижды в 1993, 1995 и 2000 гг. За три года обследовано 33 экземпляра серого гольца (*N. dorsalis*). Кроме гольца в реке обнаружены: линь, елец, пескарь, обыкновенный голянь и озерный голянь. В 1995 г. отмечалось резкое сокращение численности всех видов рыб, и гольцов в том числе. Показатели упитанности также в 1995 г. были несколько ниже обычных. Показатели изменчивости приведены в таблице 2.

Таблица 2. Показатели изменчивости признаков гольца из р. Шаган 1993 г., 1995 г. и 2000 г.

	P			V			Sp.br.		
	1993	1995	2000	1993	1995	2000	1993	1995	2000
M_d	0.82	0.40	0.35	0.27	0.60	0.12	1.18	1.20	0.94
σ^2	0.58	0.37	0.82	0.30	0.22	0.12	1.47	0.78	1.85
σ_d^2	0.16	0.30	0.24	0.21	0.30	0.11	0.89	0.70	0.87
σ_s^2	0.07	0.12	0.11	0.10	0.12	0.05	0.41	0.28	0.41
$cov_{l,r}$	0.50	0.25	0.71	0.20	0.10	0.07	1.06	0.50	1.44
$P(\sigma_s^2)$	13.04	32.43	14.06	33.37	54.45	41.73	27.71	35.90	22.30
As	0.82	0.40	0.35	0.27	0.60	0.12	0.73	0.80	0.65

В 1993 г. была отмечена одна "горбоносая" особь. В 2000 г. у одной особи отмечены сильно выпуклые "рачь" глаза. Других аномалий внешнего

строения не отмечено. Внутренние органы без видимых нарушений строения. По всем трем исследованным признакам в 1995 г. отмечается заметное

снижение общей изменчивости при одновременном возрастании доли стохастической составляющей. Это означает, что произошло резкое сокращение изменчивости, обусловленной генотипом, т.е. резко сократилось генетическое разнообразие. В то же время показатели асимметрии возросли, что обусловлено в первую очередь негативным влиянием окружающей среды. Показатели асимметрии 0.61 и 0.60, отмеченные для гольцов в 1993 и 1995 годах соответственно являются экстремально высоким и свидетельствуют об угрожаемом положении популяции. Показатель асимметрии 0.37 (2000 г.) также является очень высоким и свидетельствует о неблагоприятном состоянии популяции. Такой уровень асимметрии наблюдается либо в популяциях, обитающих в сильно загрязненных районах, либо с серьезными нарушениями в генетической структуре популяции.

Таблица 3. Показатели изменчивости признаков гольца из р. Узунбулак 1993 г. и 2000 г.

	P			V			Sp.br.		
	1993 левый	2000 правый	2000 левый	1993 левый	2000 правый	2000 левый	1993 левый	2000 правый	2000 левый
M_d	0.69	0.25	0.40	0.35	0.12	0.10	1.15	0.62	0.50
σ^2	0.49	0.24	0.39	0.25	0.18	0.26	1.33	0.81	0.82
σ_d^2	0.30	0.21	0.27	0.24	0.12	0.10	0.85	0.55	0.50
σ_s^2	0.14	0.09	0.12	0.11	0.05	0.05	0.41	0.24	0.23
$cov_{l,r}$	0.34	0.14	0.27	0.14	0.12	0.22	0.92	0.57	0.60
$P(\sigma_s^2)$	29.62	39.69	38.57	46.02	30.43	16.98	30.83	29.77	27.27
As	0.65	0.25	0.40	0.35	0.12	0.10	0.69	0.5	0.40

Почти все показатели изменчивости несколько уменьшились в 2000 г. С другой стороны показатели изменчивости, отмеченные для левого и правого рукавов, в 2000 г. практически совпадают. В 2000 г. уменьшилась как генетическая, так и стохастическая составляющие изменчивости. Это означает, что с одной стороны сократилось генетическое разнообразие гольцов, а с другой стороны неблагоприятное влияние окружающей среды стало несколько меньше. Показатели асимметрии для левого и правого рукавов в 2000 г. практически совпадают 0.29 и 0.30, соответственно. Это заметно меньше, чем было отмечено в 1993 г. – 0.56. В целом можно констатировать, что состояние популяции несколько улучшилось, однако продолжает оставаться напряженным. Особую тревогу вызывает значительное сокращение генетического разнообразия.

Среднее течение р. Аягуз. Река Аягуз обследована нами многократно, однако специальные исследования изменчивости проведены только в 1995 и 1999 гг. В настоящей статье приводятся данные только по одному виду гольцов – пятнистому губачу (*N. strauchi*). Кроме него в реке были также отмечены следующие виды: сибирский елец, плотва, голый осман, маринка, обыкновенный голянь, балхашский голянь, пескарь, амурский чебачек, одноцветный губач. В 1999 г. обнаружено 6 экземпляров "горбоносой" формы. Других аномалий внешнего и внут-

Р. Узунбулак в горном массиве Дегелен обследован в 1993 и 2000 гг. В 2000 г. обследованы гольцы из двух рукавов. По всей видимости, рыбы из двух рукавов образуют самостоятельные популяции, так как в настоящее время связь между ними отсутствует, и между рыбами существуют различия по некоторым морфологическим признакам. Другие виды рыб в ручье не обнаружены. У двух рыб отмечены "горбоносый" профиль головы и "рачьи" глаза. Рыбы из одного из рукавов, обследованных в 2000 г., обладают сильно укороченными усиками. Данная аномалия встречена впервые. У некоторых рыб усики редуцированы до состояния небольших бугорков. Других аномалий внешнего и внутреннего строения не выявлено. Показатели изменчивости признаков приведены в таблице 3.

ренного строения не найдено. Показатели изменчивости приведены в таблице 4.

Таблица 4. Показатели изменчивости признаков гольца из р. Аягуз 1995 г. и 1999 г.

	P		V		Sp.br.	
	1995	1999	1995	1999	1995	1999
M_d	0.57	0.27	0.14	0.07	0.82	0.53
σ^2	0.44	0.60	0.36	0.29	1.28	0.83
σ_d^2	0.32	0.17	0.13	0.07	0.59	0.41
σ_s^2	0.15	0.08	0.06	0.03	0.28	0.64
$cov_{l,r}$	0.29	0.52	0.31	0.26	1.00	0.64
$P(\sigma_s^2)$	34.71	13.28	16.73	10.73	22.14	22.89
As	0.54	0.27	0.14	0.07	0.64	0.47

В 1999 г. по сравнению с 1995 г. показатели изменчивости для лучей в грудных плавниках слегка увеличились, причем в основном за счет генетической составляющей. Изменчивость же двух других признаков несколько уменьшилась, причем также за счет генетической составляющей. Стохастическая составляющая, обусловленная влиянием окружающей среды, несколько уменьшилась для парных плавников и увеличилась для жаберных тычинок. В целом общая изменчивость популяции осталась на том же уровне. Можно отметить относительно низкую долю стохастической составляющей в общей изменчивости, что свидетельствует о преобладании генетического разнообразия. Показатели асимметрии достаточно высокие в 1995 г. (0.44) заметно снижаются к 1999 г. (0.27).

В водоемах зоны влияния СИП изменчивость признака "количество жаберных тычинок" практически не отличается от таковой у контрольной популяции из р. Аягуз. Общий уровень изменчивости колеблется от 0.76 у гольцов из Шаганского водохранилища до 1.47 у гольцов из р. Шаган. У контрольной популяции эти показатели изменяются от 0.83 до 1.28. Доля стохастической составляющей несколько выше у гольцов из р. Узунбулак, и практически одинакова у гольцов из р. Шаган, Шаганского водохранилища и р. Аягуз. Уровень асимметрии по этому признаку достаточно высокий для всех исследованных популяций.

Общий уровень изменчивости по признаку "количество лучей в грудных плавниках" также примерно одинаков для всех популяций. В то же время можно отметить, что доля стохастической изменчивости сильно меняется по годам, т.е. сильно зависит от условий существования в каждый конкретный год (точнее в год развития молоди, так как определяется в момент закладки органа в первый месяц существования). Для всех популяций отмечено увеличение доли стохастической изменчивости в 1995 г., не зависимо от места обитания. В целом доля стохастической изменчивости для этого признака и уровень его асимметрии несколько выше для популяций, обитающих в зоне влияния СИП, чем у контрольной популяции из р. Аягуз.

Признак "количество лучей в брюшных плавниках" отличается очень высоким уровнем генетической составляющей у контрольной популяции. Доля стохастической изменчивости не превышает 20%. В то же время по этому признаку для всех популяций в зоне влияния СИП отмечается резкое увеличение именно стохастической составляющей в общей изменчивости при одновременном сокращении общей изменчивости. Уровень асимметрии по этому признаку у популяций зоны влияния СИП также

заметно повышен. Интересно отметить, что признак "количество лучей в брюшных плавниках" обычно является одним из самых консервативных, с очень высокой степенью наследуемости. Нестабильность этого признака у популяций зоны влияния СИП может объясняться несбалансированностью генома этих популяций.

Аналогичные результаты были получены нами ранее при анализе изменчивости и билатеральной асимметрии другого вида – ельца [6]. Для водоемов зоны влияния СИП также было отмечено возрастание асимметрии билатеральных признаков и увеличение частоты встречаемости аномалий чешуйного покрова. В тоже время существенных различий в изменчивости отмечено не было.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Все популяции, обитающие в зоне влияния СИП обладают несколько повышенной асимметрией билатеральных признаков, особенно выраженной у признака "количество лучей в брюшных плавниках" с высокой степенью наследуемости. Кроме того у них, как правило, снижено генетическое разнообразие и увеличена доля стохастической изменчивости. В отсутствии высоких концентраций таких сильных загрязнителей как хлорорганические соединения, тяжелые металлы и производные нефти, нестабильность индивидуального развития, уменьшение генетического разнообразия и увеличение стохастической составляющей общей изменчивости может объясняться несбалансированностью генома данных популяций. Вероятно, длительное обитание этих популяций в зоне влияния СИП привело к нарушениям в генетической структуре их популяций. С другой стороны нами не отмечено значительных аномалий внешнего и внутреннего строения и физиологическое состояние всех исследованных рыб удовлетворительное.

ЛИТЕРАТУРА

1. Mitrofanov I. V. Phenetic diversity and taxonomy of stone loaches subgenus *Deuterophysa* (Balitiridae) // *Tethys Aqua Zoological Research*, 2002, P 123-128.
2. Захаров В.М. Асимметрия животных. - М.:Наука. -1987. -216 с.
3. Кожара А. В. Адаптивная стратегия изменчивости и возрастная обусловленность гомеореа развития у некоторых карповых рыб // *Вопросы ихтиологии*. – 1988 - Т. 28.- Вып. 1. - С. 63-69.
4. Лакин Г.Ф. Биометрия. - М. - 1990. - 352 с.
5. Митрофанов И. В. Гольцы реки Шаган (бассейн Иртыша) – Селевиния. – 1994. - N 2. - С. 24-28.
6. Митрофанов И. В., Матмуратов С. А. Состояние популяций рыб в водоемах, прилегающих к Семипалатинскому полигону //Сб. "Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан". – Алматы. - 1997. - С. 111-120.
7. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. - М. - 1966. - 376 с.
8. Чугунова Н.И. Методики изучения возраста и роста рыб.- М. - 1952. - 115 с

**СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫ АЙМАҒЫНДА САЛПЫ ЕРІНДЕРДІҢ
(BALITORIDAE, NEMANEILUS) МОРФОЛОГИЯЛЫҚ ӨЗГЕРГІШТІГІ**

С.А. Матмуратов, И.В. Митрофанов

Зоология институты, Алматы

Семей сынақ полигоны аймағының және Аягөз өзенінен алынған салпы еріннің популяциялары зерттелінді. Барлық популяцияларда жылдарға байланысты аздаған өзгерістік байқалынады. ССП аймағындағы зерттелінген популяцияларда жаяны генетикалық көрсеткіштері төмендеу бұл популяцияның ішкі алуан түрліктігінің азаюына байланысты. Сонымен бірге ССП аймағындағы популяцияда билатералды асимметрия белгілерінің жоғарлауы және стохастикалық ұлғаюы байқалынады.

**MORPHO-ECOLOGICAL VARIABILITY OF STONE LOACHES
(BALOTORIDAE, NEMACHEILUS) IN THE AREA OF SEMIPALATINSK RANGE INFLUENCE**

S.A. Matmuratov, I.V. Mitrofanov

Institute of Zoology, Almaty

Stone loaches from three locations inside Semipalatinsk Range and one control population were investigated. Sampling from all locations except Shagan reservoir was duplicated in several years. There was some depending of all characteristics from the year of sampling. General variability of all population from Semipalatinsk Range was decreased due to decreasing of its genetic part. It means that populations lose part of its genetic diversity. More over, populations from Semipalatinsk Rang had increasing stochastic part of general variability and increasing asymmetry of bilateral characteristics. This means that genetic diversity and structure of these populations can be

УДК 577.391: 581.5: 57.042: 57.084.5: 575.224.46

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ СЛАБЫХ И СОЧЕТАННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ У РАСТЕНИЙ В СВЯЗИ С ПРОБЛЕМОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

¹Гераськин С.А., ¹Дикарев В.Г., ²Евсеева Т.И., ¹Удалова А.А., ¹Дикарева Н.С., ¹Васильев Д.В.

¹ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН, Обнинск, Россия

²Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия

Сопоставлены санитарно-гигиенический и экологический подходы к нормированию действия ионизирующего излучения. Рассмотрены особенности формирования цитогенетических эффектов у растений в условиях раздельного и сочетанного с факторами другой природы действия низких доз ионизирующего излучения.

Оценка воздействия ионизирующего излучения на объекты окружающей среды и его нормирование могут быть произведены исходя из двух принципов - гигиенического и экологического. Предложенный Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ) гигиенический принцип радиационной защиты человека базируется на трех постулатах: 1) оправданности использования источников ионизирующих излучений (польза от их применения должна превышать ущерб); 2) оптимизации (ALARA), т.е. поддержания доз облучения на минимально возможном с учетом социальных и экономических факторов уровне (максимально возможное ограничение проявления стохастических - канцерогенных и генетических - эффектов облучения) и 3) не превышения дозовых пределов облучения человека, ведущих к проявлению детерминированных эффектов.

Научные основы радиационной защиты биоты также базируются на разработанных МКРЗ принципах, важнейший из которых может быть сформулирован следующим образом: "Если защищен человек, то защищена и окружающая его природная среда". При таком подходе объекты внешней среды рассматриваются как источники внешнего или внутреннего облучения человека, а содержание радионуклидов в них нормируется по санитарно-гигиеническому принципу. В то же время основанные на этих принципах нормативы, обеспечивая защиту человека, не всегда позволяют в равной степени защитить другие объекты живой природы. При нормировании по этому принципу предполагается, что поглощенные человеком и прочими объектами окружающей среды дозы близки, а, значит, низкие

дозы облучения населения автоматически обеспечивают низкие дозы облучения других живых организмов. Однако это не всегда соответствует действительности. Так, сформированные в условиях крупных радиационных аварий дозы облучения животных и растений на единицу плотности радиоактивного загрязнения могут превышать дозу на человека в 10-100 раз [1]. С учетом близкой радиочувствительности человека и ряда эдификаторных, определяющих функционирование и устойчивость экосистем видов (хвойные породы растений, многие млекопитающие), становится понятным, что такое соотношение поглощенных человеком и другими объектами живой природы доз требует особого внимания к защите растений, животных и их сообществ. Таким образом, принимая принцип санитарно-гигиенического нормирования как основной при обеспечении радиационной безопасности человека, следует признать целесообразным его дополнение нормативами, предусматривающими сохранение биоты в целом.

Формой реального существования растений и животных в природе является популяция, поэтому при переходе от санитарно-гигиенических к экологическим принципам нормирования происходит (Табл. 1) не только изменение показателей, по которым оно осуществляется, хотя и здесь изменения носят впечатляющий характер, но и смена самого объекта, к которому эти показатели применяются. В его роли выступают не индивидуумы, как это было в рамках санитарно-гигиенического подхода, но системы надорганизменного уровня - популяции, биоты, экосистемы.

Таблица 1. Различия санитарно-гигиенического и экологического подходов к нормированию действия ионизирующего излучения

	Санитарно-гигиенический	Экологический
Поглощенные человеком и биотой дозы	Близки	Существуют радиозэкологические ситуации, когда некоторые представители биоты получают дозу в 10-100 раз выше, чем человек
Объект нормирования	Человек	Системы надорганизменного уровня (популяции, биоты, экосистемы)
Показатели, по которым осуществляется нормирование	Детерминистские и стохастические эффекты	Сохранение структуры и устойчивое функционирование систем надорганизменного уровня

Различия в дозах облучения человека и биоты сильнее всего проявляются в условиях крупных радиационных аварий, когда формируются очень высокие (более 10 Гр) дозовые нагрузки на природные экосистемы. Примерами таких катастрофических событий являются аварии на Южном Урале (1957 г.) и Чернобыльской АЭС (1986 г.). Но, как показал опыт ликвидации их последствий, даже в этом случае, за исключением хвойных лесов, полного летального поражения на экосистемном уровне отмечено не было.

Диапазон мощностей доз, в пределах которого реально происходит облучение биоты, охватывает пять порядков. В таблице 2 представлены рекомендованные международными организациями пределы дозового воздействия на человека и биоту, а также мощности доз хронического облучения, индуцирующие эффекты на разных уровнях биологической

организации. Из сопоставления этих данных следует, что облучение с мощностью до 10 Гр/год не ведет к необратимым изменениям природных растительных сообществ. Если сопоставить эту величину с предельной дозой облучения населения (1мЗв/год), то различие составит 4 порядка, что заведомо перекрывает возможные различия в полученных человеком и биотой дозах за счет неэквидозности воздействия. Поэтому в подавляющем большинстве реально имеющих место экологических ситуаций предложенный МКРЗ принцип радиационной защиты биоты - "если защищен человек, то защищена и окружающая его природная среда" - не нарушается. Но при этом вполне возможно теоретически и реально регистрируется на практике [2,20,21] присутствие на радиоактивно загрязненных территориях особей, популяций и даже сообществ, с явными признаками радиационного воздействия.

Таблица 2. Сопоставление рекомендованных международными организациями пределов дозового воздействия на человека и биоту с мощностями доз хронического облучения, индуцирующими эффекты на разных уровнях биологической организации [1-3]

Биологический эффект	Мощность дозы, Гр/год
Предельная доза облучения населения (МКРЗ, 1990)	10⁻³
Нерегулярное выявление генетических эффектов	0.05
Устойчивая регистрация генетических эффектов у чувствительных видов	0.1
Предел дозы для детерминированных эффектов (МКРЗ, 1990)	0.15
Увеличение средних популяционных значений радиоустойчивости	0.2
Безопасный уровень облучения биоты (МАГАТЭ, 1980)	0.4
Ингибирование роста и развития радиочувствительных видов	1-3
Выпадение из биологических сообществ чувствительных видов	4
Радиационное поражение экосистем:	
Хвойные леса	10
Лиственные леса	30
Посевы сельскохозяйственных культур	50
Травяные фитоценозы	70

С другой стороны, являясь необходимым для сохранения биоты на популяционном уровне, этот принцип не является достаточным для исключения возможности существенных изменений внутри популяции, ведущих к нарушениям связей между отдельными элементами экосистем, и, в конечном итоге, к разрушению и коренной перестройке природных сообществ. Иерархическая структурно-функциональная организация живой материи предполагает многоуровневую систему ответных реакций на внешнее воздействие. В этой связи возникает вопрос: изменения на каком уровне биологической организации первыми свидетельствуют о негативных изменениях в окружающей среде?

Из представленных в таблице 2 данных следует, что генетические эффекты и изменение генетической структуры популяций растений и животных наблюдаются при мощностях доз, ниже принятого МАГАТЭ за безопасный для биоты уровня. Тем не менее, именно изменения на базовом, молекулярно-клеточном уровне организации живой материи, позволяют получить [4] наиболее ранние и достоверные сведения о происходящих в окружающей среде негативных процессах. К тому же генетические тес-

ты фиксируют наиболее серьезные последствия загрязнения окружающей среды - усиливающееся мутагенное давление на биосферу, проявляющееся в увеличении частоты канцерогенеза и наследственных заболеваний, возрастании генетического груза в популяциях человека, животных и растений, изменении генетической и видовой структуры биоценозов. Следовательно, именно генетические критерии должны использоваться для ранней диагностики изменений, возникающих в результате хозяйственной деятельности человека.

Рассмотрим подробнее, какие же изменения на цитогенетическом уровне могут индуцировать низкие дозы ионизирующего излучения в условиях раздельного и сочетанного с факторами другой природы действия? Важными особенностями биологического действия низких доз ионизирующего излучения, которые не следуют из широко известных закономерностей действия больших и средних доз, являются:

- нелинейность дозовой зависимости;
- повышенная вероятность возникновения синергических и антагонистических эффектов при сочетании действия факторов разной природы;

- индуцированная реплицирующаяся нестабильность генома;
- феномен радиоадаптации.

Именно на ясном понимании этих закономерностей и того вклада, который они вносят в ответную реакцию биологических объектов на раздельное и сочетанное с другими антропогенными факторами действие низких доз ионизирующего излучения, должна базироваться разработка новой концепции радиационной защиты человека и биоты.

Предпринятый нами [5,6] анализ экспериментально наблюдаемых реакций клеток на низкодозовое облучение позволил сделать заключение о том, что закономерности выхода цитогенетических нарушений в этом диапазоне существенно нелинейны и имеют универсальный характер, различаясь для разных объектов значениями доз, при которых происходит изменение характера зависимости. Для верификации сформулированного положения был проведен эксперимент на проростках ячменя [7], результаты которого (Рис. 1), даже без использования точных количественных критериев свидетельствуют о том, что основанная на предложенной нами [6,8] концепции биологического действия низких доз ионизирующего излучения кусочно-линейная модель существенно лучше линейной описывает экспериментальные данные о выходе цитогенетических нарушений в исследованном диапазоне. При этом улучшение качества аппроксимации, и это важно, достигается не столько за счет усложнения модели, сколько потому, что на множестве кусочно-линейных функций удастся достигнуть взаимного соответствия биологического явления и его математической модели. Об этом свидетельствуют и приведенные в таблице 3 результаты сопоставления качества аппроксимации экспериментальных данных моделями разной сложности с помощью наиболее распространенных количественных критериев.

Таблица 3. Сопоставление качества аппроксимации экспериментальных данных о выходе цитогенетических нарушений в облученных проростках ячменя с помощью моделей разной сложности

Модель	$S^2_{\text{ош}}$	F	$R^2, \%$	T	Найек
Линейная	1.35	62.7	88.7	0.34	14.232
Кусочно-линейная	0.03	1829.3	99.7	0.03	
Квадратичная	0.87	88.5	92.7	0.37	1.951
Кубическая	0.49	139.2	95.9	0.33	3.23
Полином 4 степени	0.14	435.8	98.9	0.14	6.699
Полином 5 степени	4.25	7.2	64.3	6.37	1.653

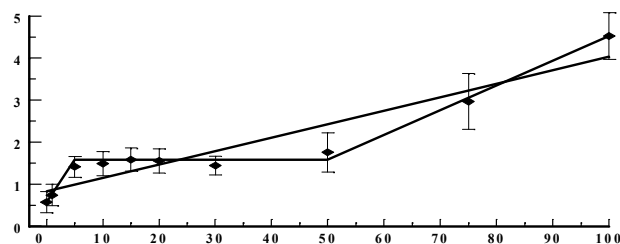


Рисунок 1. Сопоставление качества аппроксимации экспериментальных данных о выходе цитогенетических нарушений в проростках ячменя с помощью линейной и кусочно-линейной моделей. По оси абсцисс – доза, сГр. По оси ординат – частота aberrантных клеток, %

Практически полное отсутствие достоверной экспериментальной информации о биологических эффектах, которые может индуцировать облучение в дозах менее 1 сГр, а также существование альтернативных подходов к объяснению причин нетривиального хода дозовой зависимости в этом диапазоне, обусловили необходимость проведения новых экспериментальных исследований. В ходе предпринятых нами [9] экспериментов на клетках волосков тычинок традесканции (клон 02) удалось (Рис. 2) не только подтвердить реальность существования показанного на проростках ячменя плато (для традесканции, в силу большей чувствительности, этот диапазон сдвинут в область меньших доз), но и экспериментально обосновать следствие концепции о существовании диапазона доз (в данном случае – менее 1 сГр), в котором выход генетических нарушений не превышает спонтанный. Отметим, что следующий из представленных результатов вывод о нелинейном характере дозовой зависимости основан исключительно на экспериментальных данных и не опирается на какие-либо гипотезы и экстраполяционные модели.

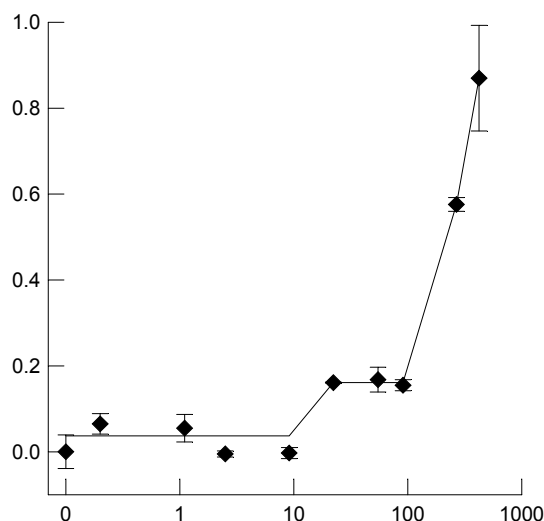


Рисунок 2. Частота соматических мутаций в волосках тычинок традесканции (клон 02) в зависимости от дозы γ-облучения. По оси абсцисс - доза, сГр. По оси ординат - инкремент частоты соматических мутаций, %

В наших исследованиях [9-12] на яровом ячмене, луке репчатом и традесканции в условиях сочетанного действия таких распространенных агентов как острое и хроническое γ -облучение, пестициды, тяжелые естественные радионуклиды, соли тяжелых и щелочных металлов, была показана принципиальная возможность возникновения синергических и антагонистических эффектов. В связи с рассматриваемой темой важными являются следующие два вопроса. Первый – существует ли диапазон доз и концентраций, при сочетании которых нелинейные эффекты наблюдаются особенно часто? Оказывается, существует, причем именно при сочетании низких доз и концентраций [9-13] синергические эффекты наблюдаются с повышенной частотой. Второй вопрос вытекает из первого – насколько велик вклад нелинейных эффектов в ответную реакцию биологических объектов в этом диапазоне? Ведь если вклад нелинейных эффектов незначителен, то ими можно пренебречь и оценивать результаты сочетанного действия, опираясь на известные результаты раздельного, что, безусловно, гораздо проще и удобнее. В работе [12], при исследовании выхода цитогенетических нарушений в интеркалярной меристеме ярового ячменя, произрастающего в условиях сочетанного загрязнения почвы радиоактивным цезием и нитратом кадмия показано (Рис. 3), что эффект совместного действия низких концентраций этих агентов на 70% превышает ожидаемый исходя из аддитивной модели. И наоборот, при загрязнении почвы радиоактивным цезием, свинцом и пестицидами наблюдаемый эффект составляет [12] лишь 50% от ожидаемого исходя из аддитивной модели. В связи с этим отметим, что рассчитанные по нашим экспериментальным данным [9-12] значения коэффициентов взаимодействия, свидетельствующие о достоверном отличии реально наблюдаемых частот цитогенетических нарушений при совместном применении агентов от ожидаемых аддитивных, а также оцененный с помощью дисперсионного анализа высокий вклад нелинейных эффектов, позволяют сделать вывод о недопустимости использования результатов изучения раздельного действия для прогноза биологических эффектов сочетанного. Достоверно высокий вклад нелинейных эффектов взаимодействия ионизирующего излучения и факторов другой природы в формирование ответной реакции биологических систем, с повышенной частотой наблюдающийся при сочетании низких доз и концентраций, наряду с принципиальной нелинейностью зависимости выхода цитогенетических нарушений от дозы облучения, служит серьезным аргументом в пользу необходимости пересмотра некоторых принципов санитарно-гигиенического нормирования.

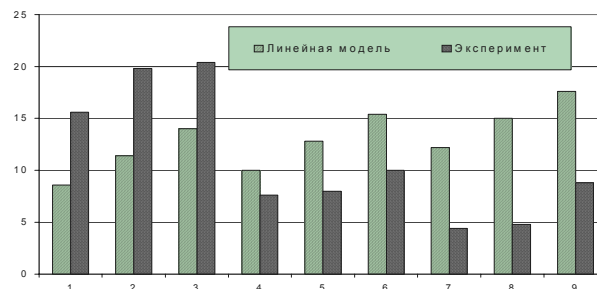


Рисунок 3. Выход цитогенетических нарушений в интеркалярной меристеме ярового ячменя в условиях комбинированного загрязнения почвы ^{137}Cs и Cd : 1 – $1.48 \text{ МБк/м}^2 + 2 \text{ мг/кг}$; 2 – $1.48 \text{ МБк/м}^2 + 10 \text{ мг/кг}$; 3 – $1.48 \text{ МБк/м}^2 + 50 \text{ мг/кг}$; 4 – $7.4 \text{ МБк/м}^2 + 2 \text{ мг/кг}$; 5 – $7.4 \text{ МБк/м}^2 + 10 \text{ мг/кг}$; 6 – $7.4 \text{ МБк/м}^2 + 50 \text{ мг/кг}$; 7 – $14.8 \text{ МБк/м}^2 + 2 \text{ мг/кг}$; 8 – $14.8 \text{ МБк/м}^2 + 10 \text{ мг/кг}$; 9 – $14.8 \text{ МБк/м}^2 + 50 \text{ мг/кг}$

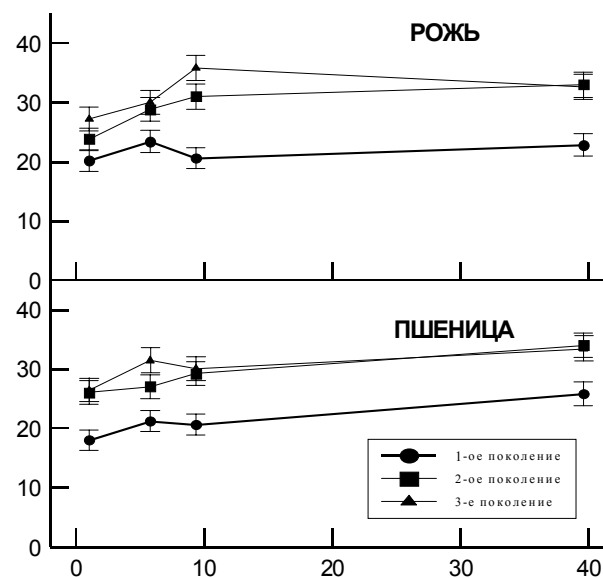


Рисунок 4. Изменение частоты абберрантных клеток в интеркалярной меристеме трех последовательных поколений озимых ржи и пшеницы, выращенных на контрастных по уровню радиоактивного загрязнения участках 30-км зоны ЧАЭС. По оси абсцисс – доза, сГр; по оси ординат – % абберрантных клеток

В 1987-1989 гг. в 10-км зоне Чернобыльской АЭС нами был проведен [14] эксперимент, одна из целей которого состояла в анализе цитогенетической изменчивости в трех последовательных поколениях озимых ржи и пшеницы, выращиваемых на четырех контрастных по уровню радиоактивного загрязнения участках. При этом доза на конус нарастания за вегетационный период 1987-1988 гг. на разных участках менялась в пределах 18-717 сГр, а в 1988-1989 гг. – в пределах 11-417 сГр. Из представленных на рисунке 4 результатов этого эксперимента следует, что осенью 1989 г. частота абберрантных клеток в листовой меристеме озимой ржи и пшеницы во втором и третьем поколениях достоверно превышала этот показатель для первого поколения на экспериментальных участках, характеризующихся

наибольшим уровнем радиоактивного загрязнения. Различия между цитогенетическими показателями, полученными для второго и третьего поколений, малы и статистически недостоверны, т.е. наблюдаемый эффект носит пороговый характер.

Важно, что выход цитогенетических нарушений анализировался именно в интеркалярной меристеме растений, а не в корневой меристеме семян. Поэтому подавляющее большинство накопленных за предыдущую вегетацию индуцированных прямым действием излучения повреждений реализовалось в мутации задолго до того, как были зафиксированы образцы для цитогенетического анализа. Поскольку осенью 1989 г. растения всех трех поколений развивались в идентичных условиях и получили одинаковые дозы, наиболее вероятное объяснение выявленного феномена связано с дестабилизацией генома растений, выращенных из подвергшихся радиационному воздействию семян. С этих позиций полученные в наших экспериментах результаты, свидетельствующие в пользу порогового характера индукции генетической нестабильности, являются отражением первого этапа процесса цитогенетической адаптации, т.е. хроническое облучение выступает в этом случае как экологический фактор, создающий предпосылки к изменению генетической структуры популяции.

Вопрос о направленности таких изменений был рассмотрен в ходе другой нашей работы. Нами изучался выход цитогенетических нарушений в вегетативных и репродуктивных органах сосны обыкновенной из микропопуляций, произрастающих в контрастных по уровню радиоактивного загрязнения участках 30-км зоны ЧАЭС, а также в районе расположения предприятия по переработке и хранению радиоактивных отходов ЛСК "Радон" (г. Сосновый Бор, Ленинградская обл.). Результаты этих исследований (Рис. 5, 6) свидетельствуют о наличии в исследованных районах факторов, индуцирующих выраженные генотоксические эффекты у растений. При этом если для микропопуляций из района Чернобыльской АЭС наблюдалась корреляция уровня цитогенетических нарушений с мощностью экспозиционной дозы, то для микропопуляций из сосновоборского района такая связь отсутствует.

Выявленный феномен заставил нас провести более тщательный анализ этих экспериментальных данных. Анализ спектра структурных мутаций показал [15] присутствие в зафиксированных в Сосновоборском районе образцах и отсутствие во всех контрольных и чернобыльских вариантах редко встречающегося типа цитогенетических нарушений - трехполосных митозов, появление которых связывают [16] с повреждением веретена деления. В исследовании [17] было показано, что увеличение выхода трехполосных митозов у сирени и абрикоса связано с загрязнением смесью тяжелых металлов почвы, на которой произрастали экспериментальные

микропопуляции этих растений. В совокупности с данными дозиметрического контроля представленные результаты позволяют сделать вывод о том, что в отличие от 30-км зоны ЧАЭС, в сосновоборском районе значительный вклад в загрязнение окружающей среды вносят химические агенты.

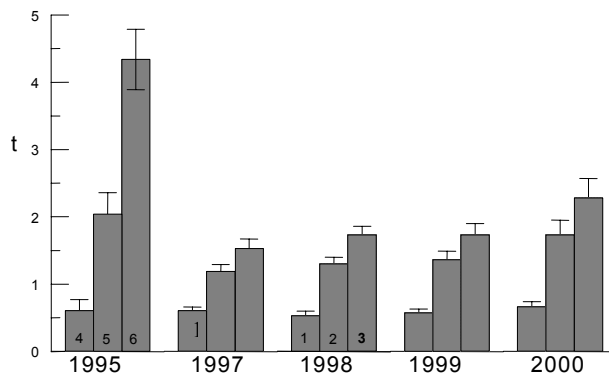


Рисунок 5. Частота aberrантных клеток в корневой меристеме проростков семян *Pinus sylvestris* L. Цифрами обозначены экспериментальные участки: 1 – Большая Ижора (контроль, Ленинградская обл.); 2 – Сосновый Бор (Ленинградская обл.); 3 – ЛСК "Радон" (Ленинградская обл.); 4 – Обнинск (контроль, Калужская обл.); 5 – Черевач (30-км зона ЧАЭС); 6 – АБЗ (30-км зона ЧАЭС). По оси ординат – % aberrантных клеток

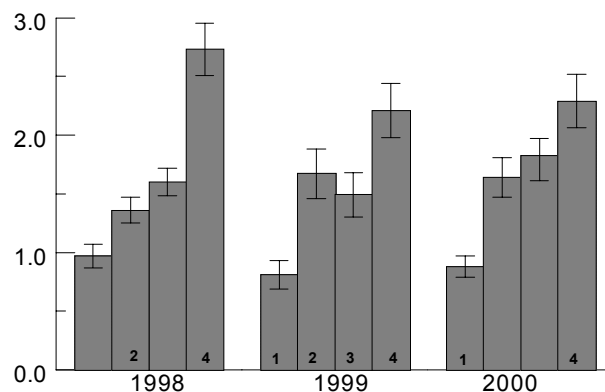


Рисунок 6. Частота aberrантных клеток в интеркалярной меристеме хвои *Pinus sylvestris* L. из контрастных по уровню антропогенного загрязнения микропопуляций Ленинградской области. Цифрами обозначены экспериментальные участки: 1 – Большая Ижора (контроль); 2 – Сосновый Бор; 3 – ограда ЛСК "Радон"; 4 – ЛСК "Радон". По оси ординат – % aberrантных клеток

В условиях, когда антропогенное воздействие на биоту стало одним из наиболее значимых экологических факторов, особую актуальность приобрела оценка адаптивных возможностей природных популяций. Одним из следствий индуцированных хроническим радиационным воздействием процессов на популяционном уровне является обнаруженное в исследованиях на Восточно-Уральском радиоактивном следе [2,18] и выявляемое при анализе результатов дополнительного острого γ -облучения семян,

увеличение средних популяционных значений радиационной устойчивости, получившее название "феномен радиоадаптации".

Позже было показано [2,19], что дивергенция популяций по радиационной устойчивости связана с изменением эффективности систем репарации и не сопровождается видимыми морфологическими изменениями.

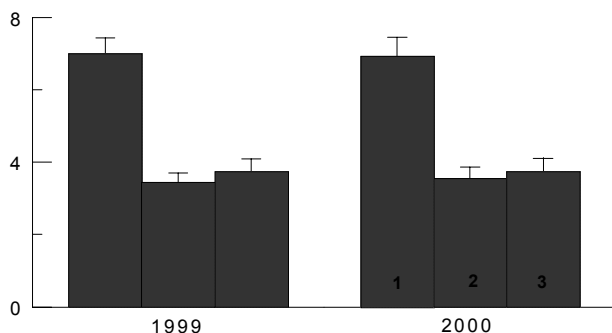


Рисунок 7. Частота aberrантных клеток в корневой меристеме проростков семян *Pinus sylvestris* L., подвергнутых острому γ -облучению дозой 15 Гр. 1 – Большая Ижора (контроль); 2 – Сосновый Бор; 3 – ЛСК "Радон".

По оси ординат – % aberrантных клеток

Часть собранных в 1999-2000 гг. в Сосновоборском районе семян была подвергнута острому γ -облучению. На рисунке 7 представлены результаты этого эксперимента из которых видно, что семена сосны обыкновенной из микропопуляций, произрастающих в центре г. Сосновый Бор и на территории ЛСК "Радон", достоверно устойчивее к острому γ -излучению, чем контрольные. Заметим, что в отличие от полученных на ВУРС данных, сменившихся за время существования ЛСК и Ленинградской атомной станции поколений сосны явно недостаточно для того, чтобы произошел отбор на эффективность систем репарации в классическом его понимании. Существуют разные объяснения наблюдаемого феномена, связанные как с направленным против радиочувствительных клеток отбором [20], так и с наследуемым изменением спектра функционально активных генов [2], но в любом случае из представленных данных следует, что в изу-

ченных популяциях идут процессы цитогенетической адаптации, выявляемые при помощи дополнительного острого γ -облучения семян.

Из представленных в работе результатов следует, что используемые в настоящее время для оценки биологических эффектов низкодозового облучения и сочетанного действия низких доз и концентраций факторов разной природы модели, основанные на линейной беспороговой концепции и гипотезе аддитивного сложения эффектов, носят экстраполяционный характер, не имеют прочного биологического обоснования и входят в противоречие с имеющимися экспериментальными данными. Закономерности выхода цитогенетических нарушений в области низких доз характеризуются ярко выраженной нелинейностью и имеют универсальный характер, различаясь для разных объектов значениями доз, при которых происходит изменение характера зависимости. Хроническое радиационное воздействие, начиная с определенной мощности дозы, способно выступать как экологический фактор, меняя генетическую структуру природных популяций. Дальнейшее развитие исследований в этой области должно привести к разработке теоретических основ и практических методик экологического нормирования, учитывающих новые экспериментально подтвержденные факты существования таких принципиально важных особенностей биологического действия низких доз ионизирующего излучения как нелинейность дозовой зависимости, повышенная (на единицу дозы) эффективность облучения с низкой мощностью, наследуемая генетическая нестабильность, феномен радиоадаптации, повышенная вероятность возникновения синергических и антагонистических эффектов при сочетанном действии с низкими дозами и концентрациями факторов иной природы. Именно на ясном понимании этих закономерностей и того вклада, который они вносят в ответную реакцию биологических объектов на раздельное и сочетанное с другими антропогенными факторами действие низких доз ионизирующего излучения, должна базироваться разработка новой концепции радиационной защиты человека и биоты.

ЛИТЕРАТУРА

1. Романов Г.Н., Спирин Д.А. Воздействие ионизирующих излучений на живую природу при уровнях, предусмотренных современными нормами радиационной безопасности // Доклады Академии наук СССР. - 1991. - Т. 318. - С. 248-251.
2. Шевченко В.А., Печуренков В.Л., Абрамов В.И. Радиационная генетика природных популяций. - М.: Наука, 1992. - 221 с.
3. Alexakhin R.M., Geraskin S.A., Fesenko S.V. The accident at the Chernobyl nuclear power plant and the problem of estimating the consequences of radioactive contamination of natural and agricultural ecological systems. In: Proceedings of an international symposium of ionising radiation. - V. 2. Stockholm, 1996. - pp. 516-521.
4. Гераськин С.А., Козьмин Г.В. Оценка последствий воздействия физических факторов на природные и аграрные экологические системы // Экология. 1995. - № 6. - С.419-423.
5. Гераськин С.А. Критический анализ современных концепций и подходов к оценке биологического действия малых доз ионизирующего излучения // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1995. - Т.35. - № 5. - С.563-571.
6. Гераськин С.А. Закономерности формирования цитогенетических эффектов малых доз ионизирующего излучения. Автореф. дисс. докт. биол. наук. - Обнинск, 1998. - 50 с.

7. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Удалова А.А., Дикарева Н.С. Закономерности индукции малыми дозами ионизирующего излучения цитогенетических повреждений в корневой меристеме проростков ячменя // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1999. - Т.39. - № 4. - С.373-383.
8. Гераськин С.А. Концепция биологического действия малых доз ионизирующего излучения на клетки // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1995. - Т.35. - № 5. - С. 571-580.
9. Евсеева Т.И., Гераськин С.А. Раздельное и сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на транскариотическую. Екатеринбург: УрО РАН. - 2001. - 156 с.
10. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Удалова А.А., Дикарева Н.С. Влияние комбинированного действия ионизирующего излучения и солей тяжелых металлов на частоту хромосомных aberrаций в листовой меристеме ярового ячменя // Генетика. - 1996. - Т. 32. - № 2. - С.279-288.
11. Евсеева Т.И., Гераськин С.А., Храмова Е.С. Цитогенетические эффекты раздельного и совместного действия нитратов ^{232}Th и Cd на клетки корневой меристемы *Allium cepa* // Цитология. - 2001. - Т.43. - № 8. - С.803-808.
12. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Дикарева Н.С. Влияние сочетанного радиоактивного и химического (тяжелые металлы, гербициды) загрязнения на выход цитогенетических нарушений в интеркариальной меристеме ярового ячменя // Радиационная биология. Радиоэкология. - 2002. - Т. 42. - № 4.
13. Петин В.Г., Жураковская Г.П., Пантюхина А.Г., Рассохина А.В. Малые дозы и проблемы синергического взаимодействия факторов окружающей среды // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1999. - Т.39. - № 1. - С.113-126.
14. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Удалова А.А. и др. Анализ цитогенетических последствий хронического облучения в малых дозах посевов сельскохозяйственных культур // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1998. - Т.38. - Вып.3. - С.367-374.
15. Гераськин С.А., Зимица Л.М., Дикарев В.Г. и др. Сравнительный анализ методами биоиндикации антропогенного загрязнения района расположения предприятия по переработке и хранению радиоактивных отходов и 30-км зоны ЧАЭС // Экология. - 2000. - № 4. - С. 300-303.
16. Алиева И.Б., Воробьев И.А. Поведение клеток и распределение центриолей при многополюсном митозе, индуцированном действием нокадазола // Цитология. - 1989. - Т.31. - № 6. - С.633-641.
17. Бессонова В.П. Состояние пыльца как показатель загрязнения среды тяжелыми металлами // Экология. - 1992. - № 4. - С.45-50.
18. Черезанова Л.В., Алексахин Р.М. О биологическом действии повышенного фона ионизирующих излучений и процессах радиоадаптации в популяциях травянистых растений // Журнал общей биологии. - 1975. - Т.36. - № 2. - С.303-311.
19. Сергеева С.А., Семов А.Б., Абрамов В.И., Шевченко В.А. Изучение репарации радиационных повреждений у растений, произрастающих в условиях хронического β -облучения // Радиобиология. - 1985. - Т.25. - Вып.6. - С.774-777.
20. Кальченко В.А., Федотов И.С. Генетические эффекты острого и хронического воздействия ионизирующих излучений на *Pinus sylvestris* L., произрастающих в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Генетика. - 2001. - Т.37. - № 4. - С.437-447.
21. Кривоуцкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. - М.: Наука, 1994. - 269 с.

ЭКОЛОГИЯЛЫҚ МӨЛШЕР МӘСЕЛЕСІНЕ БАЙЛАНЫСТЫ ӨСІМДІКТЕРДІҢ ӘЛСІЗ ЖӘНЕ ҮЙЛЕСІМДІ ЫҚПАЛЫНЫҢ ЦИТОГЕНЕТИКАЛЫҚ ӘСЕРІ

¹С.А. Гераськин, ¹В.Г. Дикарев, ²Т.И. Евсеева, ¹А.А. Удалова, ¹Н.С. Дикарева, ¹Д.В. Васильев

¹Бүкілресейлік аулаураушылық радиология және агроэкология ҒЗИ РАОФ. Обнинск қаласы, Ресей.

²Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар қаласы

Иондаушы сәулелердің іс-әрекетін мөлшерлеуге санитарлық-гигиеналық және экологиялық ыңғайын келтіріліп салыстырылады. Өсімдіктерде цитогенетикалық әсерлердің жеке жағдайларды қалыптастыру ерекшеліктері және иондалған сәулелердің төмен дозасы әсер еткен басқа табиғат факторлар мен үйлесімділігі қарастырылды.

CYTOGENETIC EFFECTS OF WEAK AND COMBINED ACTIONS IN PLANTS IN CONNECTION WITH A PROBLEM OF ECOLOGICAL RATING

¹S.A. Geras'kin, ¹V.G. Dikarev, ²T.I. Evseeva, ¹A.A. Oudalova, ¹N.S. Dikareva, ¹D.V. Vasil'ev

¹ARSRI of agricultural radiology and agroecology RAAS, Obninsk, Russia

²Komi Institute of Biology of NC URS RAS, Sykt'yvkar, Russia

It is compared sanitary-hygienic and ecological approaches to rating of ionising radiation action. The features of formation of cytogenetic effects in plants in conditions of separate and combined with factors of other nature action of ionising radiation low doses are considered.

УДК 574:539.163+762.039.7

НАКОПЛЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs БЕРЕЗОЙ И ИВОЙ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПОДВЕРЖЕННЫХ И НЕ ПОДВЕРЖЕННЫХ ЗАТОПЛЕНИЮ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ**Юшков П.И., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н.***Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург*

Приведены некоторые результаты радиоэкологического обследования Ольховского болота в окрестностях Белоярской АЭС (Свердловская область, Средний Урал), в которое в течение длительного времени сбрасывались канализационные стоки г. Заречного и дебалансные воды станции. Представлены данные о содержании ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ в почве и грунтах обследованной территории. Показаны особенности накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs надземными органами березы и ивы, произрастающими на постоянно затопленной части, на периодически затопляемых болотной водой берегах и на водораздельных участках (контроль), не подвергающихся влиянию болота. Установлено, что концентрации обоих радионуклидов в деревьях березы и ивы на болоте и прибрежной территории в несколько раз превышают таковую на контрольных участках. Показаны сходство и различие в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs разными надземными органами обоих древесных пород. Распределение ^{137}Cs в древесных растениях, произрастающих на затопленной части болота и на суше, существенно различается. Рассматриваются факторы, обуславливающие накопление и распределение обоих радионуклидов у березы и ивы на этих территориях и возможные изменения в радиоэкологической обстановке на Ольховском болоте в связи с прекращением сброса в него канализационных и дебалансных вод.

ВВЕДЕНИЕ

Важную роль в системе радиационной безопасности Белоярской АЭС играет Ольховское болото, которое является биогеохимическим барьером на пути транспорта в р.Пышму различных веществ, в том числе и радиоактивных, поступающих в него с жидкими сбросами атомной станции. Торфянистые грунты болота и почва прибрежной зоны суши накопили значительное количество таких долгоживущих радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs . В процессах аккумуляции радионуклидов на территории болота принимают определенное участие и растения [5,10,12,13,17,18].

Большая буферная роль лесов установлена в исследованиях, посвященных изучению судьбы глобальных выпадений и распространению радиоактивных материалов по воздуху при ядерных авариях [1,3,7,14,15,16,20]. Если радионуклиды, попадающие с листьями на поверхность почвы, сравнительно быстро включаются в соответствующие циклы круговорота веществ в биогеоценозах, то значительная часть радионуклидов, депонированная в осевых органах деревьев, на то или иное время выводится из этого круговорота. Для окрестностей Белоярской АЭС характерны сосново-березовые леса с примесью осины, ольхи и различных видов ивы. На территории Ольховского болота преимущественно произрастают береза, ива и ольха.

Цель настоящей статьи – изучить особенности накопления и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в надземных органах и частях березы и ивы, произрастающих на территориях с разными уровнями и характером радиоактивного загрязнения: в постоянно затопленной части Ольховского болота, на прибрежных периодически затопляемых участках суши и в контрольных лесных насаждениях, не подвер-

женных воздействию болота, а также дополнить имеющуюся в литературе радиоэкологическую характеристику окрестностей Белоярской АЭС.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Ольховское болото находится в 5 км к юго-востоку от Белоярской АЭС. Оно вытянуто с юго-запада на северо-восток и имеет протяженность около 3 км. Через сбросной канал в юго-западную часть болота поступают хозяйственно-бытовые сточные воды АЭС. Лишь в последние годы прекращен сброс в него дебалансных слаборадиоактивных вод атомной станции и канализационных стоков г. Заречного, что привело к изменению гидрологического режима на территории болота и прилегающих к нему участков суши. Из северо-восточной оконечности болота вытекает речка Ольховка (Рис.). Запас радионуклидов (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) в болоте оценивается более чем в 100 Ку, причем большее количество его приходится на ^{137}Cs [4].

Для восточной и юго-восточной частей болота и его окраин характерны березовые формации [13]. Кроме этого, встречаются разных размеров куртины ивы серой (*Salix cinerea* L.) и группы деревьев ивы пятичлениковой (*S.pentandra* L.), а также отдельные деревья сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). В августе 1991 г. были подобраны четыре участка (1,2 и 15,16) находящиеся вне сферы прямого влияния на них болота, пять участков суши (3-6, 8), примыкающих к болоту и подвергающихся периодическому затоплению болотной водой, четырех постоянно затопленных участка Ольховского болота (9-12) (Рис.).

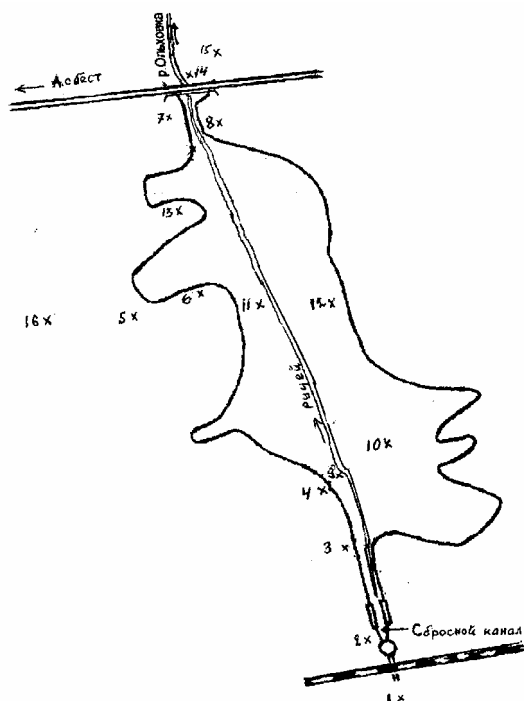


Рисунок Схема района исследований на Ольховском болоте и места отбора проб (x1-x16) березы и ивы

Участок 1 находится юго-западнее сбросного канала и железнодорожного пути Баженово – Асбест, участок 2 – в начале сбросного канала, на высоком левом берегу и не подвергается затоплению водами, поступающими в канал с АЭС. Участки 3-7 находятся вдоль северного края болота ниже окончания сбросного канала и до восточной оконечности болота (причем участок 5 на восточной опушке леса в 50 м к северу от кромки болота). Участок 8 расположен на небольшом возвышении в 5-10 м к югу от края болота, участок 14 – восточнее шоссе, соединяющего районный центр Белоярский и г. Асбест, в пойме р. Ольховки. Участки 3-8, 14 периодически затопляются. Участок 10 расположен на болоте в 50 м к юго-востоку от участка 9. Далее к востоку находятся участки 11 и 12, причем участок 12 – вблизи южной кромки болота. В 50-60 м восточнее шоссе, и в 75 м к югу от правого высокого берега р. Ольховки был заложен участок 15, не подверженный прямому воздействию болота. Участок 16, расположенный на водоразделе в 2 км к северу от Ольховского болота, как и участки 1, 2 и 15, использовали в качестве контрольного. Радиоэкологическая характеристика почвенно-растительного покрова и донных отложений указанных выше участков исследовалась в 1978-1986 и в 1999-2001 гг. приведена в ряде работ [4, 5, 8, 10, 11]. Торфяные, илистые и сапропелевые

отложения достигают толщины до 1-1,5 м. Максимальная глубина торфяной залежи – 3,5 м. На участках 3 и 6 было отобрано по два, на остальных участках – по три 30-35-летних дерева березы (*Betula pendula Roth.*), находившихся на расстоянии 5-15 м друг от друга. Каждое дерево разделяли на листья, ветки, вершинную, среднюю и нижнюю (комель) части ствола. У нескольких деревьев участки стволов были разделены на кору и древесину. На участках с ивой пятитычинковой (участки 1,8), взято по 3 дерева, а на участках с ивой серой (участки 2,4,7,9,11,12,14) срезали на уровне грунта по 4-5 толстых скелетных ветвей по 2,5-3 м каждая. Деревья ивы пятитычинковой разделяли на листья, мелкие ветки, ствол, который расчленили на верхнюю и нижнюю части, скелетные ветви ивы серой – на листья, мелкие ветки, осевую часть (далее называемую стволом), которую расчленили на нижние и верхние отрезки. Как правило, осевые органы не разделяли на кору и древесину.

Полученный материал высушивали до воздушно-сухого состояния и после взвешивания образцы озоляли при 450°C. Концентрацию ^{137}Cs в золе измеряли на многоканальном анализаторе АМА-02Ф1 с полупроводниковым детектором, а также на гамма-спектрометрической установке фирмы Canberra-Packard с германиевым детектором. Содержание плутония в почвенных образцах и грунте определяли на альфа-спектрометрической установке фирмы Canberra-Packard. Содержание ^{90}Sr определяли радиохимически по дочернему ^{90}Y , радиометрию которого проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 при ошибке счета не свыше 15%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исследования в районе Ольховского болота, проводимые с 1978 г., дают возможность проследить за изменением радиоэкологической ситуации на этом природном объекте на протяжении почти 25 лет. Как видно из таблицы 1, основным радионуклидом-загрязнителем болота является ^{137}Cs , концентрации которого в грунте составляют десятки кБк/кг, а концентрации ^{60}Co и ^{90}Sr – единицы и десятые-сотые доли кБк/кг. Было также установлено, что 60-70% радионуклидов сосредоточено в верхнем 50-см слое грунта, на глубине 100-125 см содержатся единицы процентов от суммарного их количества в слое донных отложений [8]. В образцах грунта, отобранных в 1999 и 2000 гг. на различных участках болота, обнаружено дальнейшее снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs (Табл.1).

**НАКОПЛЕНИЕ ^{90}Sr и ^{137}Cs БЕРЕЗОЙ И ИВОЙ НА ТЕРРИТОРИЯХ,
ПОДВЕРЖЕННЫХ И НЕ ПОДВЕРЖЕННЫХ ЗАТОПЛЕНИЮ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ**

Таблица 1. Концентрация радионуклидов в донных отложениях Ольховского болота в период с 1978 по 1986 гг. и в 1999 г., кБк/кг воздушно-сухой массы (в скобках пределы колебаний по годам)

Место отбора проб	Тип донных отложений	1978-1986 гг.			1999-2000 гг.	
		^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Сбросной канал	Песок Ил	4,0 (1,6-6,0) 5,0 (3,0-46,0)	0,07(0,02-0,10) 0,20 (0,06-0,27)	16,0(7,0-25,0) 22,0(18,0-28,0)	0,009*	3,2(2,7- 3,8)*
Ольховское болото начало середина	Ил Ил	34,0 (1,0-60,0) 3,0 (1,0-7,0)	1,80 (0,48-3,80) 1,20 (0,07-3,40)	58,0 (9,0-111,0) 27,0 (7,2-65,0)	0,11(0,03- 0,19)	15,4(7,4-19,6)
Р. Ольховка исток	Песок Ил	0,12 (0,10-0,15) 1,40 (0,77-2,30)	0,03 (0,02-0,15) 0,19 (0,06-0,87)	20,0 (10,0-30,0) 30,0 (8,0-51,0)	- 0,04(0,03-0,05)**	- 6,2(5,5- 7,0)**
Устье	Песок Ил	0,30 (0,14-0,50) 03,90 (0,15-2,10)	0,06 (0,01-0,17) 0,14 (0,01-0,24)	16,0 (3,0-26,0) 34,0 (7,0-86,0)	- -	- -

* Песчано-илистый грунт

** Ил + затопленная почва

В исследованиях 1999-2000 гг. получены также данные о площадном и вертикальном распределении на территории Ольховского болота. Средняя концентрация $^{239,240}\text{Pu}$ в грунтах вблизи сбросного канала равна 6,0 Бк/кг, ^{238}Pu – 4,5 Бк/кг, в районе истока р. Ольховки – соответственно 12,0 и 8,9 Бк/кг (в слое 0,5 см), 0,88 и 0,67 Бк/кг (в слое 5-10 см). В почвах вблизи истока р. Ольховки $^{239,240}\text{Pu}$ обнаруживается до глубины 920-25 см. При этом концентрация его снижается от 18,2 Бк/кг в слое 0-5 см до 10,0 Бк/кг в слое 10-15 см и до 0,07 Бк/кг в слое 20-25 см. На водоразделе концентрация этих нуклидов в слоях почвы 0-3 и 8-13 см составляет около 1 Бк/кг.

Исследования показали, что на прибрежных участках суши, периодически затопляемых болотной водой, и на водоразделе вертикальное распределение ^{90}Sr по профилю почв сходно. Максимальные концентрации радионуклида достигают 170 Бк/кг. Основная масса ^{137}Cs на периодически затопляемых почвах сосредоточена в верхнем 3-см слое при максимальной концентрации 3,9 кБк/кг. В почвах водораздела основное количество нуклида находится в слое 0-4 см, а наибольшая его концентрация равна 0,47 кБк/кг [11]. Почти во всех органах и частях деревьев березы, произрастающих на постоянно затопленной части болота, концентрация ^{90}Sr выше, чем у деревьев с водораздела. Это превышение в листьях составило 2- 12 раз, а в ветках и нижней части ствола (комле) - соответственно в 3-10 и 2,7-9 раз. Содержание радионуклида в мелких ветках близко к таковому в листьях. В стволах березы на болоте и в контроле концентрация радионуклида ниже, чем в листьях и мелких ветках. Следует отметить, что распределения ^{90}Sr по длине стволов у деревьев с болота и прибрежных участков суши сходно, при этом концентрация радионуклида в нижней части стволов почти в 2 раза ниже, чем в выше расположенных частях. Ранее акропетальный характер распределения ^{90}Sr в стволе был обнаружен у сосны [9].

Из таблицы 2 видно, что концентрация ^{90}Sr в надземных органах деревьев березы, произрастающих на прибрежной периодически затопляемой болотной водой части суши, как правило, выше, чем у деревьев на контрольных водораздельных участках.

В листьях содержание радионуклида у деревьев на берегу находится в пределах от 55 до 310 Бк/кг воздушно-сухой массы, что в среднем в 4 раза больше по сравнению с контролем. Концентрации ^{90}Sr в мелких ветках оказались сходными с таковыми в листьях (имеющиеся различия статистически недостоверны, $t=1,6 < t_{0,05\text{табл.}}=2,2$). В стволе деревьев с прибрежных участков концентрация радионуклида находится в пределах 20-140 Бк/кг и в комлевой части превышает контроль в среднем в 4,6 раза. Следует отметить, что концентрации ^{90}Sr в надземных органах и частях у березы на участке 8 ближе к контрольному уровню, чем к таковому у остальных деревьев этого участка. У деревьев березы, произрастающих на болоте и на прилегающих к нему участках суши (за исключением участка 8), концентрация ^{137}Cs значительно превышает концентрацию ^{90}Sr (Табл.2). Содержание ^{137}Cs в листьях деревьев березы на берегу и на болоте колеблется от 1265 до 9480 Бк/кг и примерно на два порядка величин выше, чем у деревьев водораздельных участков. (Исключение представляют деревья с участка 8, у которых концентрация радионуклида всего в 2-2,7 раза превышает контрольный уровень). Концентрация ^{137}Cs в мелких ветках оказалась более высокой, чем в стволах, но ниже по сравнению с листьями. Содержание радионуклида в стволах также изменяется в широких пределах: от 185 до 10655 Бк/кг. При этом в нижней части ствола оно более чем на 1-3 порядка величин превышает таковое в контроле (7,5 Бк/кг воздушно-сухой массы). На участках 9 и 10 концентрация ^{137}Cs в средней и нижней частях стволов такая же, что и в листьях, или даже выше. Распределение ^{137}Cs по длине стволов у березы с болота и берега существенно различается: концентрация этого радионуклида в нижней части стволов у деревьев на берегу в среднем в 1,6 раза меньше, а у деревьев на болоте, наоборот, в среднем в 3,2 раза выше, чем в вершинной их части. Полагаем, что указанные различия связаны с особенностями режима корневого питания, структуры и свойств среды, в которой формируются и функционируют корневые системы березы на болоте и прибрежных участках суши, спецификой поведения радионукли-

да и соотношением различных его физико-химических форм в этих средах. Так, на участках суши, периодически заливаемых в половодье болотными водами вертикальная миграция радионуклида, поступившего в почву, приводит к размещению его во все большей толще корнеобитаемого слоя, что способствует увеличению поступления радионуклида в надземные органы и, в частности, в стволы деревьев. В почвах прибрежных и водораздельных участков источником ^{137}Cs являются его водорастворимая, обменная и кислоторастворимая фракции. Значительная часть радионуклида в почвенном поглощающем комплексе находится в фиксированном состоянии и недоступна для корней. Так, на долю этой фракции в верхних слоях почвенного профиля приходится 73,9-84,4, а в слое 15-20 см - около 20% запасов радионуклида (Караваева и др., 1993). На болото радионуклиды поступают из сбросного канала с водой, насыщающей на своем пути островки с торфянисто-илистым грунтом, на которых растут деревья. Корневые системы березы, погруженные в радиоактивную воду и грунт, поглощают радионуклиды из обеих сред. В период интенсивного формирования радиоактивного загрязнения Ольховского болота в 1972-1975 г.г. [6], когда деревьям, отобраным для анализа в 1991 г., было по 6-11 лет, видимо, основным источником радионуклидов для деревьев

на болоте была вода, в которой до 95,2-99,1% ^{90}Sr и до 87,8-92,5% ^{137}Cs находилось в форме истинных растворов (Караваева и др., 1993). В последующие годы по мере перехода радионуклидов из воды в грунт, в котором оказалось до 99% радионуклидов [4], роль последнего как источника ^{90}Sr и ^{137}Cs для деревьев возрастала.

Стволы деревьев с высоким содержанием ^{137}Cs , сформировавшиеся в течение периода интенсивного поступления радионуклидов в болото, к 1991 г. стали морфологически нижними частями стволов и в значительной степени обусловили в них повышенные концентрации радионуклида. Кроме того, этот радионуклид возможно, как и ^{90}Sr [1], поступает из молодых наружных годичных слоев во внутренние живые слои древесины березы, что приводит к возрастанию радиоактивности последних.

Поскольку часть корневых систем деревьев березы находится в прямом контакте с протекающей по болоту водой, то определенный интерес представляют данные о содержании в ней радионуклидов. Так, в воде сбросного канала и болота содержание ^{90}Sr в 1989-1991 годах (0,3-1,6 Бк/л) осталось почти таким же, какое было зафиксировано в период с 1978 по 1989 г. (0,1-2,5 Бк/л), а содержание ^{137}Cs снизилось с 2,3-49,2 до 2,4-24,1 Бк/л [4].

Таблица 2. Накопление и распределение радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr , под чертой – ^{137}Cs) у березы, произрастающей в районе Ольховского болота в окрестностях Белоярской АЭС, Бк/кг воздушно-сухой массы

Местоположение участков	№ участка	Листья		Мелкие ветки		Часть ствола					
		M±m	CV, %	M±m	CV, %	вершинная		средняя		нижняя	
						M±m	CV, %	M±m	CV, %	M±m	CV, %
Берег	3	100± 25 4675±1210	35 36	125± 64 1320±180	72 19	85± 35 485±265	20 77	75± 4 345± 15	75 6	25± 8 175± 75	45 60
	4	310± 78 9480±2050	99 37	160± 55 1825±165	48 15	95± 9 650±285	16 75	140± 85 825±380	105 79	85± 28 605± 83	57 23
	6	300± 91 4220± 943	52 38	270± 78 800±135	50 29	55± 14 180± 30	44 28	35± 8 305± 75	39 42	40± 10 285± 26	43 15
	8	55± 10 135± 25	25 26	125± 42 75± 11	47 20	- -	- -	- -	- -	20± 5 15,5± 2,4	35 21
	Среднее	191±50 4628±640	53 34	170±31 1005±70	54 21	78±13 438±130	27 60	83±28 492±130	50 42	42,5±7,8 270±29	45 30
Болото	9 10	155± 30 2700± 682	33 43	430±113 865±105	45 21	110± 10 440±180	18 35	100± 43 460±210	74 79	80± 24 680±245	52 62
	10 11	250± 95 5180±1430	65 47	- -	- -	95± 10 2615±536	15 73	65± 25 6985±995	66 39	50± 20 10655±895	69 14
	11 12	540± 216 4815±1165	69 41	185± 65 -	60 -	155± 44 1080± 45	13 32	75± 27 106± 24	62 39	80± 15 895± 86	32 16
	12 13	150± 49 1265± 330	56 45	- -	- -	25± 2 185± 35	44 28	19± 3 1660±115	27 12	10± 1,0 1455± 300	17 35
	Среднее	274±60 5010±499	56 43	308±32,5 865±105	77 23	96±11 1080±142	23 42	65±14 2303±256	57 42	55±9 3421±245	42 32
Водораздел	15 (контроль)	50± 6 50± 4	20 13	45± 25 30± 2	96 11	- -	- -	- -	- -	9,5± 1,5 8,0± 0,7	27 15
	16 (контроль)	45± 5 51± 6	19 20	40± 13 28± 3	56 18	- -	- -	- -	- -	9,0± 1,0 7,0± 0,6	19 14
	Среднее	48±4,6 50±3,6	20 17	42,5±14 29±1,8	76 15	- -	-- -	-- -	-- -	9,3±0,9 7,5±0,5	23 15

Примечание. Здесь и далее знак “-” означает, что содержание радионуклида не определялось.

Снижение концентрации ^{137}Cs в воде по окончании периода интенсивного формирования радиоактивного загрязнения болота обусловило в последующем меньшие концентрации его во вновь образующихся вершинных участках стволов деревьев. На концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в мелких ветках и вершинных участках стволов при радиометрии без разделения их на кору и древесину оказывает заметное влияние соотношения массы этих тканей и концентрации радионуклидов в них. Это связано с тем, что в коре березы концентрация обоих радионуклидов в несколько раз выше, чем в древесине, а весовая доля древесины в массе осевого органа снижается от вершины к комлю. У одного из деревьев на участке 8 концентрации нуклидов в комлевой части ствола оказались равными соответственно в коре 48,0 и 950,0, в древесине - 18,0 и 300,0 Бк/кг воздушно-сухой массы.

В контрольном насаждении концентрация первого радионуклида составила соответственно в коре дерева 25,5 и второго - 6,5, в древесине - 15,0 и 3,0 Бк/кг воздушно-сухой массы, что согласуется с данными, имеющимися в литературе [1, 19]. Однако, если радиометрия проводится без предварительного разделения на древесину и кору средних и комлевых участков ствола, то на радиоактивность последних в условиях корневого поступления не оказывает су-

щественного влияния более высокая концентрация радионуклидов в коре из-за ее относительно малой доли в суммарной массе этих частей деревьев. На содержание радионуклидов в комлевой части стволов при измерении его без разделения последних на кору и древесину может оказывать некоторое влияние загрязнение коры [7]. Концентрации обоих радионуклидов в деревьях березы на прибрежном участке и болоте сильно колеблются, о чем свидетельствуют высокие коэффициенты вариации, тогда как в контроле - они, как правило, ниже (Табл. 2). Значительная вариабельность содержания радионуклида у деревьев в пределах участка очевидно отражает его неравномерное распределение в почве и донных отложениях [4, 10], обусловленное особенностями формирования радиоактивного загрязнения.

Из таблицы 3 видно, что в различных частях деревьев с участков 15 и 16, находящихся вне прямого влияния на них болота или р. Ольховки, отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ близко к 1 или несколько выше его. У деревьев, произрастающих на берегу болота и на постоянно затопленной части болота, отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ оказалось значительно меньше 1 и, как правило, значительно ниже, чем в аналогичных частях деревьев с водораздельных участков.

Таблица 3. Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ у березы, произрастающей в районе Ольховского болота в окрестностях Белярской АЭС

Местонахождение участка	№ участка	Листья	Мелкие ветки	Часть ствола		
				вершинная	средняя	нижняя
Берег	3	0,02	0,10	0,18	0,21	0,14
	4	0,03	0,09	0,14	0,17	0,14
	6	0,07	0,34	0,31	0,11	0,14
	8	1,10	1,67	-	-	1,29
	Среднее	0,28	0,55	0,21	0,16	0,43
Болото	9	0,06	0,05	0,25	0,22	0,12
	10	0,05	-	0,04	0,01	0,01
	11	0,11	-	0,14	0,05	0,01
	12	0,12	-	0,14	0,03	0,01
	Среднее	0,09	0,05	0,14	0,08	0,04
Водораздел (контроль)	15	1,00	1,50	-	-	1,19
	16	0,88	1,43	-	-	1,29
	Среднее	0,94	1,47	-	-	1,24

Исключение составили деревья с участка 8, у которых это отношение находится в пределах от 1,10 до 1,67, что близко к таковому у деревьев на водоразделе. Уровни данного показателя в различных частях и органах деревьев березы с болота и его берегов в определенной степени отражают соотношение концентраций этих радионуклидов в субстратах. У деревьев с постоянно затопленной части болота, где депо радионуклидов являются вода и донные отложения, выявить аналогичную четкую закономерность не представляется возможным поскольку эти среды заметно различались по величине отношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ [4, 5, 11]. Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в средней и нижней частях ствола на большинстве участков ниже, а в вершинных частях ствола выше, чем в донных отложениях (0,03-0,04) и в воде (0,07-

0,15), либо равно ему. Определенная корреляция наблюдается между концентрацией радионуклидов и зольностью данного органа или части растения. По зольности органы и части деревьев березы с Ольховского болота располагаются следующим образом (%): листья ($5,90 \pm 0,10$) < ветки ($2,86 \pm 0,24$) < кора верхней и средней частей ствола ($2,40 \pm 0,10$) < кора нижней части ствола ($1,38 \pm 0,18$) < древесина ($0,44 \pm 0,02$). Сходные величины зольности различных частей и органов березы уральского региона приведены в работе [1]. В таком же порядке располагаются эти органы и части березы с Ольховского болота и других насаждений по концентрации в них ^{90}Sr . Аналогичная закономерность, как правило, характерна и для распределения у березы ^{137}Cs .

К уровню содержания ^{90}Sr в надземных органах березы с Ольховского болота близки произрастающие там же ивы (Табл. 4). Растения обеих древесных пород почти не различаются и по содержанию ^{137}Cs . Концентрация ^{90}Sr в листьях и мелких ветках ивы с контрольных участков 1, 2 составляет соответственно 35 и 30 Бк/кг, что вдвое выше, чем в верхней и нижней частях ствола. При этом среднее содержание этого радионуклида в надземных органах, как правило, почти в 2-5 раз меньше, чем ^{137}Cs . В листьях ивы на контрольных участках концентрация ^{137}Cs в два раза выше, чем в мелких ветках, и в 11 и 6 раз превышает таковую в верхней и нижней частях стволов. У кустарников ивы серой, находящихся на прибрежной территории суши, концентрация ^{90}Sr в листьях в 5 раз, в мелких ветках и скелетных сучьях

– в 5-12 раз выше по сравнению с контрольными растениями. При этом содержание данного радионуклида в листьях близко к содержанию его в верхних частях побегов. В пределах обследованной зоны по концентрации ^{90}Sr в надземных органах кусты ивы различаются в 3-5 раз. На постоянно затопленной территории болота средняя концентрация ^{90}Sr в листьях и осевых органах (139-283 Бк/кг) сходна с его концентрацией в этих органах ивы на периодически затопляемых участках суши (108-200 Бк/кг). В пределах прибрежной территории суши и постоянно затопленной части болота содержание ^{137}Cs в иве с разных участков значительно различалось. Так, на берегу концентрация радионуклида в листьях находилась в пределах 620-5500 Бк/кг, на болоте – в пределах 2280-8070 Бк/кг.

Таблица 4. Накопление радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr , под чертой – ^{137}Cs) ивой, произрастающей в районе Ольховского болота в окрестностях Белоярской АЭС, Бк/кг воздушно-сухой массы

Местонахождение участка	№ участка	Листья	Мелкие ветки	Части ствола	
				Верхняя	Нижняя
Берег	4	$\frac{190\pm95}{1080\pm270}$	$\frac{230\pm293}{150\pm29}$	$\frac{195\pm17}{170\pm27}$	$\frac{150\pm22}{160\pm31}$
	8	$\frac{260\pm50}{5500\pm2050}$	$\frac{140\pm51}{1420\pm910}$	$\frac{255\pm97}{1790\pm370}$	$\frac{130\pm14}{1180\pm385}$
	14	$\frac{70\pm8}{620\pm110}$	$\frac{40\pm6}{240\pm25}$	$\frac{110\pm8}{240\pm65}$	$\frac{45\pm4}{180\pm25}$
	Среднее	$\frac{200\pm53}{2400\pm690}$	$\frac{137\pm20}{603\pm304}$	$\frac{187\pm33}{733\pm126}$	$\frac{108\pm9}{506\pm129}$
Болото	9	$\frac{190\pm24}{8070\pm1210}$	$\frac{155\pm21}{4855\pm2230}$	$\frac{195\pm17}{3120\pm1620}$	$\frac{90\pm7}{3120\pm16}$
	10	$\frac{370\pm25}{4220\pm1640}$	$\frac{310\pm53}{1850\pm860}$	$\frac{185\pm20}{880\pm170}$	$\frac{170\pm24}{1170\pm340}$
	11	$\frac{380\pm20}{2580\pm945}$	$\frac{340\pm65}{1010\pm120}$	$\frac{150\pm25}{1170\pm340}$	$\frac{135\pm16}{880\pm170}$
	7	$\frac{190\pm95}{2280\pm500}$	$\frac{165\pm52}{650\pm220}$	$\frac{200\pm24}{390\pm105}$	$\frac{160\pm73}{390\pm150}$
	Среднее	$\frac{283\pm25}{4288\pm575}$	$\frac{241\pm25}{2090\pm600}$	$\frac{183\pm11}{1390\pm417}$	$\frac{139\pm20}{1390\pm102}$
Водораздел (контроль)	1	$\frac{40\pm2}{110\pm64}$	$\frac{30\pm5}{40\pm20}$	$\frac{15\pm9}{7\pm4}$	$\frac{15\pm8}{10\pm6}$
	2	$\frac{30\pm4}{220\pm57}$	$\frac{30\pm4}{120\pm40}$	$\frac{15\pm2}{20\pm8}$	$\frac{10\pm2}{45\pm16}$
	Среднее	$\frac{35\pm10}{165\pm43}$	$\frac{30\pm3}{80\pm22}$	$\frac{15\pm7}{14\pm4}$	$\frac{13\pm4}{28\pm8}$

Среднее содержание ^{137}Cs в листьях ивы на берегу и болоте превышало контроль в 15 и 26 раз, а в осевых органах до 50 и 100 раз соответственно. Средняя концентрация нуклида в осевых органах была в 2-4 раза ниже, чем в листьях.

На участке 7, который после прекращения сброса в болото канализационных и дебалансных вод перешел из категории постоянных затопленных в периодически затопляемые, а также на участке 8 и контрольном в августе 2001 г. были взяты пробы растений ивы серой. Оказалось, что концентрация ^{137}Cs в листьях составила на этом участке 1720 Бк/кг, на участке 8 и контрольном – соответственно 4,2 и 2,6 Бк/кг, то есть значительно меньше, чем 1991 г. Дальнейшие исследования позволят выяснить, связано ли это снижение с изменением гидрологического режима на Ольховском болоте. Дан-

ные таблице 5 показывают, что листья и осевые органы ивы обоих видов, накапливают, как правило, в несколько раз больше ^{137}Cs , чем ^{90}Sr , что наблюдается и у березы (Табл. 3). Исключение составили лишь осевые органы ив, произрастающих на участках, которые не подвержены затоплению болотными водами (контрольные участки) или менее подвержены (участок 14) такому воздействию. Из представленных выше данных (Табл. 2 и 4) видно, что ^{137}Cs накапливается преимущественно в листьях, меньше – в мелких ветках и еще меньше – в ствольных частях. В распределении ^{90}Sr по органам наблюдаются различия между березой и ивой. Так, в березе радионуклид одинаково накапливается в листьях и мелких ветках и несколько меньше в стволе. У ивы концентрация ^{90}Sr в листьях значительно выше, чем в мелких ветках, а в последних – одинаковая со

**НАКОПЛЕНИЕ ^{90}Sr и ^{137}Cs БЕРЕЗОЙ И ИВОЙ НА ТЕРРИТОРИЯХ,
ПОДВЕРЖЕННЫХ И НЕ ПОДВЕРЖЕННЫХ ЗАТОПЛЕНИЮ РАДИОАКТИВНЫМИ ВОДАМИ**

стволовой частью. Концентрация ^{90}Sr в листьях и мелких ветках оказалась близкой у березы и ивы, а в ствольных органах у растений, произрастающих на периодически затопляемых участках, она выше, чем у растений на постоянно затопленных участках. На болоте и на контрольных участках концентрация ^{137}Cs в листьях березы значительно выше, чем в листьях ивы. На водоразделе и на постоянно затопленных участках содержание этого радионуклида в

мелких ветках также больше у березы, а на периодически затопляемых участках между этими видами отсутствуют различия.

Сравнительную оценку перехода радионуклидов в надземные органы березы из почвы можно получить, используя следующее отношение:

$$\frac{\text{концентрация радионуклида в растении, Бк/кг}}{\text{плотность загрязнения, кБк/м}^2}$$

Таблица 5. Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ у ивы, произрастающей в районе Ольховского болота в окрестностях Белярской АЭС

Местонахождение участка	№ участка	Листья	Мелкие ветки	Части ствола	
				верхняя	нижняя
Берег	4	0,18	1,53	1,14	0,94
	8	0,05	0,10	0,14	0,11
	14	0,11	0,17	0,46	0,21
	Среднее	0,11	0,06	0,58	0,42
Болото	9	0,02	0,03	0,06	0,03
	10	0,09	0,17	0,21	0,15
	11	0,15	0,34	0,13	0,15
	7	0,08	0,25	0,51	0,41
	Среднее	0,09	0,20	0,23	0,19
Водораздел (контроль)	1	0,36	0,75	2,14	1,50
	2	0,14	0,25	0,75	0,22
	Среднее	0,25	0,50	1,45	0,86

Таблица 6. Коэффициенты перехода (K_n) радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr , под чертой – ^{137}Cs) из почвы в надземные органы березы и ивы в районе Ольховского болота

Порода	Местонахождение участков	Листья	Мелкие ветки	Части ствола		
				вершинная	средняя	нижняя
Береза	Берег	99,5	88,5	40,6	43,7	22,1
		93,9	20,4	8,9	10,0	5,5
	Водораздел	22,0	19,5	-	-	4,1
		5,6	3,2	-	-	0,8
Ива	Берег	91,7	62,8	97,4	-	56,3
		48,7	12,2	14,9	-	10,3
	Водораздел	16,1	13,7	6,9	-	6,0
		18,4	8,9	1,6	-	3,1

Средняя плотность загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почв на периодически затопляемых прибрежных участках 3,4,6,8 составляет соответственно 1,92 и 49,3, на водоразделе (участки 15 и 16) – 2,18 и 9,0 кБк/м² при отношении $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$, равном соответственно 0,04 и 0,24 [11]. Для листьев березы у деревьев с берега болота рассчитанный указанным выше способом коэффициент перехода для ^{90}Sr в среднем составляет 99,5, для ^{137}Cs – 93,9, у контрольных деревьев – соответственно 22,0 и 5,6, что свидетельствует об относительно более активном поступлении в листья ^{90}Sr по сравнению с поступлением ^{137}Cs (Табл. 6). Аналогичная закономерность характерна и для других надземных частей деревьев березы. Следует также отметить, что коэффициент перехода обоих радионуклидов из почвы в листья выше у деревьев с берегов болот по сравнению деревьями с водораздельных участков. На более высокий коэффициент перехода ^{90}Sr из субстрата в надземные части березы по сравнению с ^{137}Cs указывают и данные исследования, проведенного в насаждении, находящемся в 75 км к юго-западу от Ольховского болота и подвергшемся только глобальному радиоактивному

загрязнению. Так, коэффициент перехода для листьев по ^{90}Sr равняется 30, по ^{137}Cs – 6,1, для древесины – соответственно 4,1 и 0,4 при отношении $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в почве, равном 0,26 [19].

В 30-км зоне аварии на Чернобыльской АЭС концентрация радиостронция в листьях березы в 4,7-10,5, в коре – в 1,3-3,5 раза превосходила концентрацию радиоцезия [21] при отношении $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в почве равном 0,04-0,33 (Молчанова и др., 1990).

Средний коэффициент перехода ^{90}Sr в листьях ивы, произрастающей на периодически затопляемых прибрежных участках составил 91,7, что вдвое выше K_n ^{137}Cs . На участках, не подверженных затоплению водами Ольховского болота, коэффициент перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs для листьев ивы (около 17) оказался в несколько раз ниже, чем на прибрежном участке. Аналогичная картина характерна и для осевых органов ивы, K_n для которых, как правило, существенно ниже, чем для листьев.

Анализ представленных выше результатов исследования и литературных данных показывает, что накопление радионуклидов древесными растениями в районе Ольховского болота обусловлено в основ-

ном корневыми поступлениями. Этот вывод находится в согласии с заключением об отсутствии заметного загрязнения радионуклидами окрестностей Белоярской АЭС за счет газоаerosольных выбросов станции [8]. Таким образом, в затопленной части болота вода, содержащая ^{137}Cs в состоянии истинного раствора, и, следовательно, в легко доступной для корней форме, является важным депо этого радионуклида для древесных растений. Прибрежные участки, на которые ^{137}Cs переносится болотными водами, и на водоразделах, куда он поступил с глобальными выпадениями, большую роль в качестве источников радионуклида играют обменная и кислоторастворимая фракции.

Конечно, определенный вклад в радиоактивное загрязнение среды и растений приходится на глобальные выпадения из атмосферы, а также на воздушный перенос радионуклидов в предшествующие исследованию годы из зоны аварии на Чернобыльской АЭС. Так, в мае 1986 г. в окрестностях Белоярской АЭС было обнаружено двух-, трехкратное повышение концентрации ^{90}Sr в свежесформированном лесном опаде, 35-кратное и 65-кратное повышение концентрации ^{137}Cs в растительном опаде соответственно на лесном участке и поляне (Караева и др., 1993).

Представленные выше данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в деревьях березы и ивы, произрастающих на Ольховском болоте и прилегающей к нему территории суши, актуальны, поскольку они являются реперными для последующих оценок радиэкологической обстановки в окрестностях Белоярской АЭС и, в частности, в районе Ольховского болота, на котором в настоящее время произошло резкое изменение гидрологического режима. До этого времени в течение длительного времени существовала квазистационарная динамическая гидрологическая обстановка, характеризовавшаяся, в частности, наличием на значительной части территории болота слоя воды толщиной до 0,5 м, стекавшей к истоку р. Ольховки. Прекращение сброса в него дебалансных вод атомной станции и канализационных стоков г. Заречного уже привело к исчезновению участков с открытым зеркалом воды, снижению оводненности грунтов. Сток воды по болоту в настоящее время в основном происходит по руслу ручья (Рис.). Это привело к изменению экологической, а также и радиэкологической обстановки. При этом постоянно затопленные участки болота перешли в категорию периодически затопляемых. Полагаем, что Ольховская болотно-речная экосистема перешла из квазистационарного в переходное состояние. Действительно, за счет стока воды из бывших постоянно затопленных участков в ручей и далее за пределы болота будет происходить дальнейшее уменьшение оводненности грунтов, что приведет, очевидно, и к изменению в них сезонных вертикальных миграций радионуклидов, что характерно, в частности, для

торфяных болот [7], к изменению соотношения физико-химических форм нуклидов и, следовательно, их доступности для корневых систем растений, к изменению выносимого количества радиоактивного материала из болота в р. Ольховку и далее в р. Пышму. Разумеется, эти процессы на территории Ольховского болота происходят на фоне снижения запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs за счет естественного радиоактивного распада.

Широкое распространение березы и ивы на территории Ольховского болота и особенности накопления надземными органами этих древесных пород ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также хозяйственная их значимость и представленные выше данные свидетельствуют о целесообразности использования их надземных органов при проведении радиэкологического мониторинга территорий, подверженных воздействию ядерных предприятий. Особенно удобными и ценными для этих целей являются листья и мелкие ветки, обладающие высокой накопительной способностью по отношению к ^{90}Sr и ^{137}Cs как при корневом, так и при аэральном поступлении их в растения, и позволяющие длительное время использовать одни и те же деревья. Результаты настоящего исследования могут использоваться в качестве реперных при последующих обследованиях радиэкологического состояния окрестностей Белоярской АЭС.

В заключение отметим, что в соответствии с ГОСТ Р 50801-95 по содержанию ^{137}Cs береза и ива с Ольховского болота не могут использоваться в качестве топлива и для изготовления изделий, так как концентрация этого радионуклида в осевых органах превышает допустимую удельную активность $1,9 \times 10^2$ Бк/кг.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 01-05-96463).

Выводы

1. Средняя концентрация ^{90}Sr в надземных органах березы на болоте и прибрежной части суши Ольховского болота в 4 раза превышает таковую в контроле. При этом по средней концентрации ^{90}Sr в надземных органах дерева березы, произрастающих на периодически затопляемых и на постоянно затопленных участках, мало различаются, а в листьях и мелких ветках содержание радионуклида в 2-4 раза выше, чем в стволе.
2. Средняя концентрация ^{90}Sr в листьях, мелких ветках и верхней части растений ивы практически одинакова (137-200 Бк/кг) и в 1,5 раза выше, чем в нижней части стволов.
3. На периодически затопляемых участках концентрация ^{137}Cs в листьях ивы (2400 Бк/кг) в 4-5 раз, на постоянно затопленных участках - в 2 раза выше, чем в мелких ветках и стволе. На контрольных участках содержание ^{137}Cs в листьях ивы (165 Бк/кг) выше, чем в мелких ветках и в стволах 2 и 6-12 раз соответственно.

4. Средняя концентрация ^{90}Sr в листьях и мелких ветках березы и ивы одинакова, а в стволе у березы в два раза больше, чем у ивы.
5. На постоянно затопленных участках в стволах березы концентрация ^{137}Cs , как правило, к комлевой части возрастает, а на периодически затопляемых - снижается, что обусловлено сильным радионуклидным загрязнением болота в первые годы эксплуатации АЭС (во многом определившим ход накопления и вертикального распределения радионуклидов в грунтах и почвах этих участков), а также и особенностями формирования подземных и надземных органов березы и ивы.
6. У ивы на обоих участках болота ^{137}Cs распределен равномерно по высоте ствола, что, видимо, связано с более поздним, по сравнению с березой, ее появлением на данных участках.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М.: "Наука". - 1977. - 144 с.
2. ГОСТ Р 50801-95. Древесное сырье, лесоматериалы, полуфабрикаты и изделия из древесины и древесных материалов. - М.: Госстандарт России.
3. 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. 64. - Вып. 1. - С. 28-40.
4. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Радиоэкологический мониторинг в зоне влияния жидких сбросов Белоярской АЭС. // Дефектоскопия. - 1995. - № 4. - С. 62-67.
5. Караваева Е.Н., Куликов Н.В., Молчанова И.В. Радиоэкологические исследования природных экосистем в зоне сбросов жидких отходов Белоярской АЭС на Урале. // Экология регионов атомных станций. Сб. статей. - Вып. 1. - М., - 1994. - С. 105-143.
6. Колтик И.И. Разработка методических основ оценки радиационного состояния внешней среды в районе расположения атомной станции (на примере Белоярской АЭС). Автореферат канд. дисс. - Екатеринбург, 1997. - 27 с.
7. Краснов В.П. Радиоэкологія лісів Полісся України. Житомир: Видавництво "Волинь". - 1998. - 112 с.
8. Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. - Свердловск: УрО РАН. - 1990. - 173 с.
9. Махонина Г.И., Юшков П.И., Волкова М.Я., Тимофеев-Ресовский Н.В. Распределение Sr^{90} и Ru^{106} по основным органам сосны. // Доклады Академии наук СССР. - 1963. - т. 151. - № 6. - С. 1456-1457.
10. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС. // Экология. - 1985. - № 5. - С. 30-34.
11. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. - Екатеринбург: УрО РАН. - 2001. - 161 с.
12. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы в зоне Белоярской АЭС. // Экология. - 1982. - № 2. - С. 45-49.
13. Нифонтова М.Г., Маковский В.И. Содержание радионуклидов в торфяной залежи низинных болот. // Экология. - 1995. - № 6. - С. 448-454.
14. Орлов О.О., Ірклієнко С.П., Турко В.М. Вміст ^{137}Cs в компонентах біогеоценозів мезооліготрофних боліт Українського Полісся та роль сфагнового покриву у перерозподілі потоків калію та ^{137}Cs в їх екосистемах. // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Випуск 6. Наукові праці. Видавництво "Волинь", Житомир: - 1999. - С. 26-33.
15. Орлов А.А., Краснов В.П., Прищепа А.Л. Радиоактивно загрязненные леса как критические ландшафты: радиоактивность пищевых продуктов и влияние на формирование дозы внутреннего облучения населения (аналитический обзор). Житомир: ЖИТИ. - 2002. - 202 с.
16. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Радиоэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской аварий в лесных экосистемах. // Экология регионов атомных станций. Сб. статей. - Вып. 1. - М. - 1994. - С. 71-88.
17. Юшков П.И. Накопление и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs у березы в зоне воздействия жидких сбросов Белоярской АЭС. // Экология. - 2000. - С. 106-112.
18. Юшков П.И. Накопление и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs у ивы в районе Ольховского болота вблизи Белоярской АЭС. // Радиационная безопасность человека и окружающая среда. Межвузовский сб. науч. тр. - Екатеринбург. - 1977. - С. 25-29.
19. Karavaeva E., Kulikov N.V., Molchanova I., Pozolotina V., Yushkov P.I. Accumulation and distribution of long-living radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym accident zone. // The Science of the Total Environment. - 1994. - Vol. 157 - P. 147-151.
20. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. The radioecological consequences of the Kyshtym and Chernobyl radiation accidents for forests ecosystems. // Proceedings of Seminar on Comparative Assessment on the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxemburg. 1-5 October, 1990, Report EUR - 1991, 1. - P. 867-877.
21. Yushkov P.I., Chueva T.A., Kulikov N.V. Accumulation of radionuclides by some plant species in the 30-km zone of the Chernobyl reactor accident. // Proceedings of I.U.R. Soviet Branch Seminar on the Radioecology and Counters-measures. - Kiev. - 27 April-2 May 1991. - 1992, Doc UIR. - P. 137-139.

**РАДИОАКТИВТІ СУМЕН ЛАСТАНҒАН ЖӘНЕ ЛАСТАНБАҒАН ЖЕРЛЕРДЕ
ӨСЕТІН ҚАЙЫҢ МЕН ТАЛДА ^{90}Sr МЕН ^{137}Cs ЖИНАЛУЫ**

П.И. Юшков, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская

Өсімдіктер мен жануарлар экологиясы институты ОрБ РФА, Екатеринбург

Мақалада Белоярск атом электростанциясының маңындағы (Свердловск облысы, Орал орталығы) Ольховск саз-батпақты алаңын радиоэкологиялық тұрғыда тексерудің кейбір нәтижелері берілді. Бұл өңірге Заречинск қаласы мен станцияның суы ұзақ уақыт бойы төгілген болатын. Осы алаңның топырағында кездесетін радионуклидтер: ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239-240}\text{Pu}$ туралы мәліметтер көрсетілген. Радиоактивті сумен ластанған және ластанбаған (бақылау) жерлерде өсетін қайың мен талдың вегативті органдарында ^{90}Sr және ^{137}Cs жиналу ерекшеліктері айқындалған. Жоғарыда көрсетілген екі радионуклидтердің шоғырлануы ластанған жерде өсетін қайың мен талда таза жермен салыстырғанда бірнеше есе жоғары. Сонымен қатар бұтақты өсімдіктердің вегативті органдарында ^{90}Sr және ^{137}Cs радионуклидтерінің жиналу ерекшеліктері мен ұқсастықтары көрсетілді. Осы өңірде өсетін қайың мен талда ^{90}Sr және ^{137}Cs жиналуына себепші болатын факторлар іздестірілуде. Канализациядан және станциядан келетін суларды тоқтатқан кезде Ольховск сазды-батпақты ауданында мүмкін болатын радиоэкологиялық жағдайдың өзгеруі зерттелуде.

**ACCUMULATION ^{90}Sr AND ^{137}Cs BY A BIRCH AND WILLOW ON TERRITORIES,
SUBJECT AND NOT SUBJECT FLOODING BY RADIOACTIVE WATERS**

P.I. Yushkov, I.V. Molchanova, Ye.N. Karavaeva, L.N. Mikhaylovskaya

Institute of Ecology of Plants and Animal, Urals Division of RAS, Ekaterinburg, Russia

Some outcomes of a radioecological investigation of Olkhovka bog in the vicinity of Beloyarskaya NPP (Sverdlovsk region, Middle Ural) are indicated, in which the sewer waters of taun Zarechny and unbalanced weakly radioactive water of station were for a long time dropped. The datas on the contents ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239, 240}\text{Pu}$ in soil and grounds of inspected territory are represented. The features of accumulation ^{90}Sr and ^{137}Cs by overground organs of a birch and willow, wich grow on the constantly flooded part, on shores, periodically flooded by marsh water, and on watershed plots, where plants are not subjected to influence of a bog (control) are shown. Is established, that concentration of both radionuclides in trees of a birch both the willows on a bog and coastal territory in some times exceed those on control plots. Are shown a likeness and difference in accumulation ^{90}Sr and ^{137}Cs different by overground organs of both wood breeds. The distribution and ^{137}Cs in wood plants, wich grow on the flooded part of a bog and on land, essentially differs. The distribution ^{90}Sr in a trunk of a birch has a acropetal character. The factors stipulating accumulation and distribution of both radionuclides at a birch and a willow on these territories are considered.

The factors stipulating accumulation and distribution of both radionuclides at a birch and a willow on these territories and probable modifications in ecological conditions on bog in connection with the discontinuance of discharge in it sewer and unbalanced waters are considered.

УДК 631.039.9:546.42:546.36:546.212(574)

МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ И РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОНУКЛИДНОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ ВОД РАЗЛИЧНЫХ РЕГИОНОВ КАЗАХСТАНА, СОПРИЧАСТНЫХ К ЯДЕРНЫМ ВЗРЫВАМ

Степанов В.М., Казачевский И.В., Кнатова М.К., Солодухин В.П.,
Князев Б.Б., Лукашенко С.Н., Хажекбер С., Габдуллин Р.М.

Институт ядерной физики ИЯЦ РК, Алматы

В работе представлена разработанная в ИЯФ ИЯЦ РК методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239 + 240), стронция –90, цезия –137 в природных водах методом концентрирования с использованием радиоактивных изотопных меток для определения химического выхода. Концентрирование проводится из одной пробы воды объемом до 30 л. С использованием модельных растворов определены оптимальные условия концентрирования и метрологические параметры. Методика была использована для определения содержания искусственных радионуклидов в водах мест ядерных испытаний и прилегающих территориях Казахстана (СИП, Азгир, Лира и др.). Предел определения искусственных радионуклидов находится на уровне мБк/л. Методика аттестована Госстандартом РК.

ВВЕДЕНИЕ

Решение задач контроля и мониторинга уровня загрязнения природных вод искусственными долгоживущими радионуклидами, главными из которых являются: ^{90}Sr , ^{137}Cs и изотопы плутония (^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{238}Pu) во многом зависит от методического обеспечения. Основные проблемы, возникающие при разработке аналитических методик определения искусственных радионуклидов в природных водах, связаны с рядом объективных обстоятельств. Главными из них являются:

- Широкий диапазон концентраций искусственных радиоизотопов - от единиц мБк/л до десятков Бк/л.
- Большое различие химических свойств и форм нахождения искусственных радионуклидов. Как хорошо известно, стронций относится к типичным щелочноземельным элементам, аналогам кальция и бария. Цезий - щелочной элемент, существующий в воде в виде одновалентного иона. Плутоний, в зависимости от параметров раствора, может находиться в различных валентных (от +3 до +6) состояниях.
- Каждая проба воды является в определенном смысле "уникальной", т.к. различные факторы - метеорологические, сезонные и т.д. могут изменить концентрацию радионуклидов и, кроме того, отбор проб и их подготовка к анализу, во многих случаях, достаточно трудоемкая процедура.
- Большое разнообразие анионного и катионного состава и степени минерализации природных вод.
- Радиохимические процедуры для получения рабочего образца, в котором определяются активности радионуклидов, содержат несколько стадий - концентрирование, разделение, очистка от мешающих радионуклидов, выделение аналитических радионуклидов и т.д., требуют контроля химического выхода.

Эти обстоятельства во многом препятствуют разработке достаточно универсальной методики

определения в одной пробе воды ^{90}Sr , ^{137}Cs и изотопов плутония. В литературе описано много методик концентрирования и определения радионуклидов в природных водах.

Одна из трудностей методик концентрирования связана с малым содержанием определяемых радионуклидов. Последнее условие требует увеличения объема анализируемой пробы воды и использования концентрирования. Самым простым из методов концентрирования является упаривание, однако выпаривание больших объемов воды связано со значительными затратами времени и энергии. Для проб воды, имеющих значительную минерализацию, возникает проблема большой массы солей.

В работе [1] дан достаточно полный обзор работ, связанных с предварительным концентрированием трансурановых (ТУЭ) и трансплутониевых (ТПЭ) элементов в объектах окружающей среды. Концентрирование осуществляется соосаждением на общих для всех ТУЭ и ТПЭ коллекторах BaSO_4 , CaC_2O_4 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, LaF_3 , NdF_3 и др. Дальнейшая радиохимическая очистка отдельных радионуклидов проводится методиками экстракции, распределительной хроматографии, ионного обмена и электроосаждения. Описаны методы концентрирования плутония из больших объемов природных вод соосаждением их с гидроксидами железа, диоксидом марганца, фторидами редкоземельных элементов.

Имеются три группы синтетических ионно-обменников, которые успешно используются для концентрирования цезия: цеолиты, гидроксиды многовалентных металлов и гексацианоферраты металлов [2,3]. Сорбенты каждой из перечисленных групп проявляют повышенную избирательность к цезию в растворах и водах достаточно разнообразного минерального состава.

Используются методики, основанные на осаждении карбонатов, а также с применением упаривания и комплексообразующих сорбентов [4,5]. В ряде

работ описаны методики одновременного выделения стронция-90 и цезия-137.

Одной из проблем радиохимических методик, имеющих большое количество стадий концентрирования и выделения радионуклидов, является определение химического выхода аналитического изотопа. Чаще всего используются методы получения весовых форм конечного спектрометрического источника, однако этот метод может приводить к значительным ошибкам определения и не обладает достаточной универсальностью. Более эффективен метод определения химического выхода по радиоактивным изотопным меткам. К недостаткам этого метода можно отнести относительно короткие периоды полураспада изотопных меток (трассеров) стронция-85 и иттрия-88 и необходимость использования измерительной аппаратуры с достаточно высокими параметрами.

В Казахстане было проведено большое количество ядерных испытаний, поэтому мониторинг водопроявлений на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, является актуальной задачей. С другой стороны, уровень концентраций радионуклидов, общая минерализация и солевой состав вод этих территорий различен. Кроме того, каждая отобранная проба воды является уникальным объектом.

В связи с этим, в задачу настоящей работы входило исследование комбинированной методики определения искусственных радионуклидов - изотопов плутония, стронция-90 и цезия-137 в природных водах с использованием радиоактивных изотопных меток для определения химического выхода.

МЕТОДИКА И АППАРАТУРА

В качестве способов концентрирования радионуклидов были выбраны для плутония – осаждение на гидроксиде железа; для цезия - осаждение на ферроцианиде меди; для стронция – осаждение карбонатов с последующим накоплением дочернего

иттрия-90. Одним из вариантов методики, который может быть использован при достаточно больших концентрациях стронция-90, является определение иттрия-90 в осадке гидроксида железа.

Изотопными метками (трассерами) были плутоний-242 (или плутоний-236), стронций-85, иттрий-88 и цезий-134. В качестве методики радиохимической очистки использовались основные этапы комбинированной методики [11], по этой же методике готовились спектрометрические источники для измерений. Определение оптимальных параметров (рН растворов, активность трассеров, осадителей и т.д.) проводилось с использованием модельных растворов различного солевого состава.

Методика концентрирования. Пробу воды отфильтровывают для удаления грубых взвесей и органических остатков через крупнопористый фильтр в полиэтиленовую бутылку или в специальную емкость. Фильтрат консервируют добавлением 3М азотной кислоты до рН=2, одновременно в пробу вносятся трассеры. Активность трассеров во многом зависит от используемой спектрометрической аппаратуры и требуемого предела определения. В рамках этой работы в большинстве случаев активность вносимых изотопов составляла: $^{88}\text{Y} \approx 10$ Бк, $^{236}\text{Pu} \approx 0,2$ Бк, ($^{242}\text{Pu} \approx 0,1$ Бк), $^{134}\text{Cs} \approx 10$ Бк, $^{85}\text{Sr} \approx 10$ Бк. Для исключения возможных больших потерь при концентрировании в пробу добавляют 10÷20 мг нерадиоактивных Cs, Sr, Y в виде азотнокислых солей. Точное значение активности введенных изотопных меток ^{134}Cs и ^{85}Sr определяется по измерению активности образца "свидетеля" - такой же аликвоты раствора изотопных меток, нанесенных и высушенных на фильтре.

Общая схема определения радионуклидов приведена на рисунке 1.

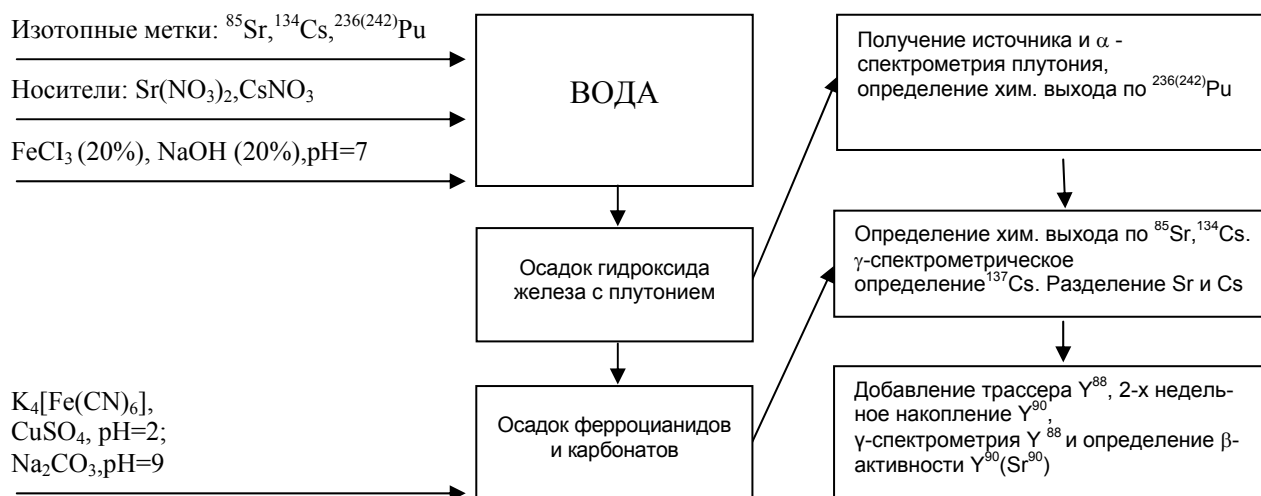


Рисунок 1. Общая схема методики концентрирования радионуклидов

Концентрирование плутония. В подготовленную пробу вносят 2 мл 20%-ого раствора хлорного железа (III), (Fe^{3+} -7 мг/см³) для проб воды объемом до 20 л. В полученный раствор добавляют порциями 10% раствор NaOH для осаждения гидроксида железа, до pH=7 при перемешивании, и продолжают перемешивание еще 30 мин. Раствор с осадком отстаивают 12 часов и декантируют надосадочную жидкость. Осадок центрифугируют. Осадок гидроксида железа является концентратом плутония. Выделение плутония из осадка проводят в соответствии с методикой [8] МВИ - 06-7-98.

Концентрирование радионуклидов цезия и стронция. После осаждения и отделения гидроксида железа декантат и центрифугат объединяют и используют для выделения цезия и стронция. Для осаждения цезия необходимо приготовить суспензию: в 30 мл дистиллированной воды вносят 3-4 капли 3М HNO_3 , затем 8 см³ 0.25М раствора $\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ и 10 см³ 0.5М раствора CuSO_4 . Полученную суспензию перемешивают 1 минуту, отстаивают 10 минут, а затем перемешивают еще 20 секунд, и сразу же вносят в раствор при перемешивании.

Перемешивание продолжают в течение 15 минут. При этом происходит осаждение ферроцианидов с которыми соосаждается Cs. В раствор с осадком ферроцианидов вносят 10%-ый раствор Na_2CO_3 до pH=9 и перемешивают в течение 30 минут. При этом происходит осаждение карбонатов и осаждается Sr. Раствор с осадком ферроцианидов и карбонатов отстаивают в течение 12 ч., надосадочную жидкость декантируют и фильтруют осадок ферроцианидов и карбонатов на воронке Бюхнера через фильтр средней пористости. Осадок промывают 100÷150 см³ дистиллированной воды и высушивают в сушильном шкафу при 50 °С до воздушно-сухого состояния. Осадок ферроцианидов и карбонатов является источником для определения химического выхода стронция по изотопной метке ^{85}Sr .

Осадок ферроцианидов и карбонатов измеряют на γ -спектрометре и по измеренной активности ^{85}Sr определяют химический выход стронция. После измерения активности ^{85}Sr осадок переносят в стакан и добавляют порциями по 3÷5 см³ 6 М соляную кислоту, нагревают до 50÷60 °С и добавляют соляную кислоту до прекращения выделения CO_2 . Не растворившаяся часть (черный осадок ферроцианидов) отфильтровывают на воронке Бюхнера. Осадок промывают дистиллированной водой и высушивают. После высушивания фильтр с осадком покрыва-

ют липкой лентой. Этот осадок является спектрометрическим γ -источником для определения ^{137}Cs .

В фильтрат, содержащий Sr, добавляют 5 см³ раствора азотнокислого иттрия (1 мг/см³) и изотопную метку $^{88}\text{Y} \approx 10$ Бк.

После двухнедельного накопления ^{90}Y из ^{90}Sr в фильтрате его осаждают в виде оксалата иттрия, добавлением щавелевой кислоты. Раствор фильтруют на воронке Бюхнера. Осадок после высушивания под лампой покрывают липкой лентой. Этот осадок является β -источником для определения ^{90}Sr по ^{90}Y .

АППАРАТУРА

Измерения спектрометрических источников проводилось с использованием α -спектрометра "CANBERRA" - 7401, сцинтилляционного β -спектрометра с кристаллом антрацена 3х40 мм², γ -спектрометров с детекторами из сверхчистого германия фирм "ORTEC" и "CANBERRA" и спектрометрических линеек "Аспект" (Дубна). Обработка информации выполнялась с использованием программного обеспечения, разработанного в ИЯФ НЯЦ РК. Вся спектрометрическая аппаратура поверялась органами Госстандарта РК.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Опыты с модельными растворами, в которые вводилось различное количество радионуклидов (аналитических и тассеров) от десятков Бк/л до мБк/л позволили оценить метрологические параметры и определить оптимальные химические параметры методики. В таблице 1 приведены данные определения химического выхода для модельных растворов с различным солевым составом и рабочих проб, отобранных в местах проведения ядерных взрывов. Как показывают результаты таблицы, химический выход во всех случаях лежит в пределах 50÷100 %.

Метрологическое исследование, выполненное для подготовки методики для аттестации, показало, что воспроизводимость результатов измерений и предел определения имеют удовлетворительные значения. Предел определения и погрешность, в основном, зависят от используемой спектрометрической аппаратуры (фон, разрешение) и возможностью проведения длительных измерений.

В таблицах 2, 3 и 4 приведены результаты анализа реальных проб, отобранных из различных мест ядерных испытаний. Пробы воды отбирались полевыми отрядами ИЯФ.

**МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ И РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОНУКЛИДНОГО АНАЛИЗА
ПРИРОДНЫХ ВОД РАЗЛИЧНЫХ РЕГИОНОВ КАЗАХСТАНА, СОПРИЧАСТНЫХ К ЯДЕРНЫМ ВЗРЫВАМ**

Таблица 1. Химический выход радионуклидов (по активности трассеров) для различных проб воды(%)

Анализируемый радионуклид	изотопная метка, трассер	Модельный раствор		Слабоминерализованная вода		Сильноминерализованная вода	
		1л	10л	1л	10л	3л	30л
Pu-239+240	Pu-236(242)	80-90	80-90	70-90	70-90	60-80	60-80
Cs-137	Cs-134	80-90	80-90	80-90	80-90	70-80	70-80
Sr-90(Y-90)	Sr-85	50-70	50-70	50-70	50-70	60-70	60-70
Sr-90(Y-90)	Y-88	80-100	80-100	80-100	80-100	80-100	80-100
Sr-90*	Y-88	80-100	80-100	80-100	80-100	80-100	80-100

* – Определение ^{90}Sr по ^{90}Y без осаждения карбонатов, при соосаждении ^{90}Y на гидроксиде железа.

Таблица 2. Результаты определения концентрации радионуклидов вблизи полигона "Азгир"

Место отбора	Объем пробы, л	Sr-90, Bq/l	Cs-137, Bq/l	Pu-239+240, mBq/l
Колодец, с.Суюндук	3	<0.02	< 0.05	2.5 ± 1.1
кол.Бозкол	3	<0.03	< 0.01	4.4 ± 2.1
А - 1	3	<0.03	< 0.02	<1.5
с.Азгир, кол.Маер	3	<0.05	< 0.02	2.6 ± 1.4
Колодец, с.Батырбек	3	<0.04	< 0.03	3.1 ± 1.5
с.Балкудук	3	<0.03	< 0.05	3.5 ± 1.3
А - 9, озеро	3	<0.01	< 0.02	4.3 ± 1.5
с.Азгир, кол.Шаки	3	<0.04	< 0.01	5.6 ± 1.5

Таблица 3. Результаты определения концентрации радионуклидов на СИП

Место отбора	Объем пробы, л	Cs-137, Bq/L	Sr-90, Bq/L	Pu-239, Bq/L
Дегелен, шт.№104	3	408 ± 3	2572 ± 3	0.56 ± 0.04
Дегелен, шт.№504	3	879 ± 8	646 ± 4	0.13 ± 0.02
Дегелен, шт.№609	3	452 ± 3	842 ± 3	0.71 ± 0.04
Дегелен, ДЗ	3	< 0.20	<0.05	0.08 ± 0.01
Телкем1, 4м гл.вост.ст.	3	< 0.15	177 ± 5	0.33 ± 0.03
Телкем1, западн.берег	3	0.19 ± 0.12	-	0.31 ± 0.03
Телкем1, восточн. берег	3	0.27 ± 0.17	136 ± 8	0.27 ± 0.03
Телкем2, поверхн.слой	3	0.20 ± 0.10	89.8 ± 6	0.17 ± 0.01
Телкем2, поверхн.слой	3	-	60 ± 4	0.19 ± 0.02
Телкем2, поверхн.слой	3	< 0.23	94 ± 5	0.16 ± 0.01
Телкем2, поверхн.слой	3	-	104 ± 7	0.23 ± 0.02

Таблица 4. Результаты определения радионуклидов на объекте "Лура"

Место отбора	Объем, л	Cs-137, мБк/л	Sr-90, мБк/л	Pu-239, мБк/л
Скважина КН4/1	30	15.0 ± 1.7	-	< 0.04
Скважина 31РР/1	30	< 1.7	< 1.6	< 0.02
Карачаганак, колодец № 2	30	< 4.3	-	-
Карачаганак, колодец № 3	30	< 3.3	-	-
Миргородка, колодец № 1	20	< 5.0	-	-
Скважина РГ3/1	30	< 1.7	< 1.5	< 0.04
Скважина РГ5/1	30	-	-	0.06 ± 0.03
Скважина РГ6/1	30	< 1.3	< 1.7	-
Скважина КН12/1	30	< 1.0	-	0.18 ± 0.08
Скважина РГ1/2	30	< 1.7	< 1.7	-
Скважина РГ2/2	30	-	-	< 0.07
Скважина 27РР/1	30	-	-	< 0.06
Скважина 28РР/1	30	< 1.3	7.4 ± 1.4	< 0.18
Облавка, колодец № 1	30	< 3.0	-	-
Облавка, колодец № 2	30	< 2.3	-	-
Облавка, колодец № 3	30	< 3.0	-	-
Скважина РГ3/2	30	-	-	0.19 ± 0.04
Скважина 28РР/2	30	< 5.2	< 1.6	< 0.05
Березовка, 1 км выше по течению	30	-	-	0.08 ± 0.02

Результаты таблиц 2-4 показывают, что во многих случаях реальный предел определения лежит на уровне менее миллиБеккереля на литр.

Разработанная методика аттестована Госстандартом РК.

Выводы

1. Разработана методика определения содержания искусственных изотопов плутония, стронция-90, цезия-137 в природных водах методом концентрирования с использованием радиоактивных трассеров для определения химического выхода.

2. Метрологическое исследование, выполненное на модельных растворах, показало, что воспроизводимость результатов измерений лежит на уровне 20-30% для концентраций радионуклидов порядка 5 мБк/л, для проб объемом до 30 л.
3. Разработанная методика аттестована Госстандартом РК.

4. Методика использована для определения радионуклидного состава природных вод мест ядерных испытаний и прилегающих к ним территориям (СИЯП, Азгир объект "Лира").

Материалы настоящей работы представлены на Международной "14 Радиохимической конференции" в Чехии [9].

ЛИТЕРАТУРА

1. Павлоцкая Ф.И., Поспелов Ю.Н. Мясоедов Б.Ф. Поведение трансплутониевых элементов в окружающей среде. /Радиохимия. –1991.- Т.33. - С. 112-118.
2. Holgye Z. Fresenius Determination of ^{134}Cs and ^{137}Cs in fresh waters by sorption on freshly prepared Cu(II) hexacyanoferrate using gamma spectrometry. //J.Anal.Chem. – 1991.-V.340. - №1. – P. 59-60.
3. Caletka R., Munster H., Krivan V. Preconcentration of radiocaesium from water samples on zinc hexacyanoferrate bounded in agar-agar gel. /" Fresenius'Z, Journal Anal. Chem." – 1987. –327.- №1. P.19-20.
4. Nam Chang Sun, Kim Hyong Chol. Метод выделения стронция-90 и цезия-137 из воды при помощи природных неорганических сорбентов. /"Punsok Hwahak.Anal.Chem." –1981. -№1. - С.7-10.
5. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф. Применение краун-6 эфиров при определении стронция-90. // Радиохимия. 1984. -Т.26. - №4.- С.554-567.
6. МВИ 06-7-98 Методика определения изотопов плутония – (239+240), стронция-90, америция-241 в объектах окружающей среды. – Алматы. - 1998.
7. Kazachevskii I.V., Lukashenko S.N., Chumicov G.N., Chakrova E.T., Smirin L.N., Solodukhin V.P., Khazhekber S., Berdinova N.M., Ryazanova L.A., Bannyh V.I., Muratova V.M.// Combine radiochemical procedure for determination of plutonium, americium and strontium-90 in the soil samples from SNTS./ Czechoslovak Journal of Physics. - Vol.49(1999).
8. Методические рекомендации по определению радиоактивного загрязнения водных объектов. Под ред. Вакуловского С.М. - Л.: Гидрометеиздат. - 1986.
9. V.M. Stepanov, I.V.Kazachevskiy, M.K.Knatova B.B. Knyazev, S.N. Lukashenko, V.P. Solodukhin, S. Khazhekber, R.M. Gabdulin. Determination of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in waters With using of preliminary concentration.in Proc. 14th Radiochemical Conference, 14-19 April 2002, Marianske Lazne, Czech. Republic, p.99.

ЯДРОЛЫҚ ЖАРЫЛЫСТАРҒА ҚАТЫСТЫ ҚАЗАҚСТАН АЙМАҚТАРЫНДАҒЫ ТАБИҒИ СУЛАРДЫҢ РАДИОНУКЛИДТІК ҚҰРАМЫ ЖӘНЕ ОНЫ АНЫҚТАУ ӘДІСТЕМЕЛЕРІМЕН ПАНЫМДАУ

**В.М. Степанов, И.В. Казачевский, М.К. Кнатова, В.П. Солодухин,
Б.Б. Князев, С.Н. Лукашенко, С. Хажекбер, Р.М. Габдулин**

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Ядролық физика институты, Алматы

Плутоний (239+240), стронций-90, цезий-137 радионуклидтерін табиғи суларда анықтау үшін ҚР ҰЯО ЯФИ жасалған әдістеме баяндалады. Радионуклидтерді 30 литр Судан шоғырландыру әдісі қолданылған. Шоғырлану пайызы изотоптық белгілеу әдісі арқылы анықталған. Шоғырландырудың оқтайлы жағдайын және метрологиялық параметрлерін үлгі сұйықтарды қолданып анықтаған. Әдістемемі Қазақстан аймақтарында ядролық сынақ жүргізілген (ССП, Азғыр, Лира т.б.) және соларда шектес жатқан жерлердің суында жасанды радионуклидтерді анықтау үшін пайдаланған. Бұл әдістемеден жасанды радионуклидтерді мБк/л деңгейінен жоғары анықтауға болады. Әдістемемі ҚР Мемлекеттік стандарты бекіткен.

METHODICAL SUPPLY AND RESULTS OF THE RADIONUCLIDE ANALYSIS OF NATURAL WATERS OF VARIOUS KAZAKHSTAN REGIONS, INVOLVED IN NUCLEAR TESTS

**V.M. Stepanov, I.V.Kazachevskiy, M.K.Knatova B.B. Knyazev,
S.N. Lukashenko, V.P. Solodukhin, S. Khazhekber, R.M. Gabdulin**

Institute of Nuclear Physics NNC RK

In operation the procedure for determination of the content of artificial radionuclides ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr , ^{137}Cs , in natural waters by a method of pre-concentrating with using tracers ^{236}Pu (^{240}Pu), ^{85}Sr , ^{88}Y , ^{134}Cs for determination of a chemical yield is introduced. The concentrating will be carried out from one probe of water of volume up to 30 L. With use of model solutions the optimal requirements of concentrating and metrological parameters are spotted. The procedure utilised for determination of the content of artificial radionuclides in waters of nuclear tests places and contiguous at Kazakhstan territories (SNTS, Azgir, Lira etc.). The limit of definition of synthetic radionuclides is at a level mBq/L.

УДК 550.835.002.56

РАДИОМЕТРИЧЕСКИЙ МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ПРОБАХ ВОДЫ

Ларин В.Н.

Институт радиационной безопасности и экологии ИЯЦ РК, г. Курчатов

Проведены исследования по разработке экспрессного радиометрического метода определения радиостронция в воде. Разработанный метод показал приемлемую сходимость результатов по сравнению с классическим радиохимическим методом определения радиостронция. Приводятся преимущества разработанного метода.

ВВЕДЕНИЕ

Водный перенос радионуклидов (грунтовые и поверхностные воды) является на сегодняшний день одним из основных механизмов миграции радионуклидов во внешней среде, наряду с пылевым переносом в приземном слое воздуха. Так, на горном массиве Дегелен имеется множество ручьев, вытекающих из штолен, которые переносят в своих потоках большие количества радионуклидов, в числе которых стронций-90 (^{90}Sr), на довольно большие расстояния. В связи с этим актуальной является проблема оценки содержания ^{90}Sr в воде. В Институте Радиационной Безопасности и Экологии до сих пор использовался классический радиохимический метод определения ^{90}Sr [2]. Он основан на очистке радиостронция от сопутствующих элементов и радионуклидов с последующим выделением иттрия-90 в виде оксалата, по активности которого рассчитывается содержание ^{90}Sr . Классический метод определения радиостронция позволяет получить достаточно точные результаты. Однако сам процесс длителен, трудоемок и требует больших затрат. Поэтому были выполнены исследования по разработке экспрессного метода определения радиостронция в воде. Он основан на радиометрии осадка карбонатов, полученного в результате первичной обработки воды.

ОСНОВНАЯ ЧАСТЬ

Первичная обработка проб воды основана на том, что биокarbonаты кальция и магния, находящиеся в воде в растворенном состоянии (их присутствием обусловлена временная жесткость воды), при добавлении углекислого натрия и раствора аммиака переходят в малорастворимые соединения – карбонаты кальция и магния. Радиоактивный стронций вместе со своим носителем – стабильным изотопом – соосаждается с карбонатами указанных щелочно-земельных элементов [2]. Полученный осадок переносится на подложку, закрепляется спиртом, высушивается, взвешивается. Вес позволяет определить коэффициент самопоглощения излучения ^{90}Sr и ^{90}Y в счетном образце. Полученный образец измеряется на радиометре [1]. В таблице 1 приведены содержания ^{90}Sr в пробах воды, полученные разными методами определения.

Во время первичной обработки воды путем карбонатного осаждения достигается очистка ^{90}Sr от мешающих определению элементов, в том числе и β -излучателей. В таблице 2 приведены данные γ -спектрометрического анализа проб воды и осадков после осаждения карбонатов. Из таблицы видно, что находящиеся в воде ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th остаются в растворе.

Измерение счетных образцов производится через 15 дней после накопления ^{90}Y . Содержание ^{90}Sr рассчитывается по формуле [3]:

$$Q = \frac{N_c}{f_{\text{Sr}}(K_{\text{Sr}} + K_{\text{Y}}) \times \eta \times V}; \quad (1)$$

где f_{Sr} – выход стронция после осаждения карбонатов, в относительных единицах; K_{Sr} , K_{Y} – коэффициент самопоглощения излучения ^{90}Sr и ^{90}Y в счетном образце, в относительных единицах; N_c – скорость счета препарата, имп/сек; η – счетность установки по $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ для тонкого источника, имп/сек*Бк; V – объем воды, л.

Коэффициент самопоглощения рассчитывается по формуле:

$$K_{\text{en}} = \frac{d_{1/2}}{0,693 \times d} \left[1 - \exp\left(-0,693 \frac{d}{d_{1/2}}\right) \right]; \quad (2)$$

где $d_{1/2}$ – массовый слой половинного ослабления излучения с данной энергией в алюминии, мг/см² (полагая, что эффективный атомный номер осадка равен эффективному атомному номеру алюминия); d – толщина препарата, мг/см²

Если необходимо быстро получить значения о содержании ^{90}Sr , тогда проводят измерения дважды, первый раз после осаждения карбонатов, второй – через 2-4 дня.

Содержание ^{90}Sr рассчитывается по формуле:

$$Q = \frac{N_2 - N_1 \times e^{-\lambda \Delta t}}{f_{\text{Sr}}(K_{\text{Sr}} + K_{\text{Y}}) \times (1 - e^{-\lambda \Delta t}) \times \eta \times V}; \quad (3)$$

где N_1 , N_2 – скорость счета препарата соответственно при первом и втором измерениях, имп/сек; Δt – промежуток времени между измерениями, сек; λ – постоянная распада ^{90}Y , сек⁻¹.

РАДИОМЕТРИЧЕСКИЙ МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В ПРОБАХ ВОДЫ

Таблица 1. Содержание ^{90}Sr в пробах воды

Место отбора	Удельная активность ⁹⁰ Sr, Бк/л		% расхождения
	Метод определения		
	Радиометрический	Радиохимический	
штольня 177	922±120	1040(170)	-13
штольня 176	122(16)	100(16)	+22
скважина 385	1,3(0,18	1,3(0,15	0
р. Байтлес	1,09(0,15	1,06(0,2	+3
штольня 609	199(30	199(37	0
штольня 104	557(73	493(79	+13
штольня 156	79(11	87(14	-10
скважина 14	5,9(0,8	6,6(1,2	-12
штольня 165	760(100	820(140	-8
скважина 8	0,13(0,05	0,15(0,06	-15

Таблица 2. Данные гамма-спектрометрического анализа проб воды и осадков карбонатов

Место отбора	Вид пробы	Удельная активность радионуклидов, Бк/л				объем воды, взятой для анализа, л
		^{40}K	^{137}Cs	^{232}Th	^{238}U	
штольня 177	вода	<10	2,7±2	1,8±0,5	<1	0,5
	осадок	<5	<1	<0,5	<0,5	1,0
штольня 176	вода	200±26	86(11)	<1	<1	0,5
	осадок	<5	<1	<0,5	<0,5	1,0
скважина 385	вода	<10	<2	<1	<1	0,5
	осадок	<1	<0,2	<0,07	<0,07	8,0
р. Байтлес	вода	<10	3,5(1,9)	<1	<1	0,5
	осадок	<1	<0,2	<0,07	<0,07	8,0
штольня 609	вода	94(12)	209(27)	5(3)	<1	0,5
	осадок	<5	<1	<0,5	<0,5	1,0
штольня 104	вода	150(20)	218(17)	<1	11(6)	0,5
	осадок	<5	<1	<0,5	<0,5	1,0
штольня 156	вода	<10	<2	1,7(0,5)	<1	0,5
	осадок	<2,5	<0,5	<0,3	<0,3	2,0
скважина 14	вода	<10	5(2)	1(0,5)	2(0,8)	0,5
	осадок	<2	<0,2	<0,2	<0,2	4,0
штольня 165	вода	70(10)	351(40)	9(3)	9(6)	0,5
	осадок	<5	<1	<0,5	<0,5	1,0
скважина 8	вода	16(14)	15(2)	<1	2,4(0,9)	0,5
	осадок	<2	<0,3	<0,2	<0,2	3,0

В таблице 3 приведены сравнительные данные по содержанию ^{90}Sr в пробах воды, рассчитанные по формуле (3).

Таблица 3. Сравнительные данные по содержанию ^{90}Sr в пробах воды

Место отбора	Удельная активность ^{90}Sr , Бк/л		
	№ измерения		
	1-3	1-2	2-3
штольня 609	199	194	199
штольня 104	552	557	552

Предел обнаружения данной установки при экспозиции фона и счетного образца 60 мин определяется по следующей формуле:

$$A = \frac{2\sqrt{N_{\phi}}t_{\phi} \times 2\sqrt{2}}{t_{\phi} \times \eta \times V \times f_{\text{Sr}}} = \frac{4\sqrt{2} \times \sqrt{49,6 \times 60}}{3600 \times 0,244 \times 10 \times 0,8} = 0,044 \text{ Бк / л} \quad (4)$$

$N_{\phi}=49,6$ имп/мин; $t_{\phi}=t_{\text{ф}}=60$ мин; $\eta=0,244$; $V=10$ л; $f_{\text{Sr}}=0,8$.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ полученных результатов показал, что данный метод может успешно использоваться для оперативной оценки содержания ^{90}Sr в пробах воды. Разработанный метод показал приемлемую сходимость результатов в сравнении с классическим радиохимическим методом определения радиостронция. При небольших расхождениях в значениях активности, этот метод выигрывает в простоте и оперативности проведения, а также в более низкой стоимости лабораторных анализов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Максимов М.Т., Оджагов Г.О. Радиоактивные загрязнения и их измерение. – Москва: Энергоатомиздат. - 1989 .
2. Инструкции и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. Утверждены Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР, 17.03.1989 г.
3. Козлов А.И. Измерение β -активности в пробах внешних сред./ Методика измерений.- НПО "Тайфун".

СУДАҒЫ СТРОНЦИЙ-90-ДЫ АНЫҚТАУДЫҢ РАДИОМЕТРИЯЛЫҚ ӘДІСІ

В.Н. Ларин

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

Судағы радиостронцийды анықтау радиометриялық жедел әдіспен жасап шығару бойынша зерттеулер жүргізілді. Радиостронцийды анықтаудың классикалық радиохимиялық әдістемесін салыстырғанда нәтижелерді қабылдауға болатын үйлесімділігін көрсетті. Жасалған әдістеменің басымдылығы көрсетілген.

RADIOMETRIC DETERMINATION OF STRONTIUM-90 CONTENT IN WATER SAMPLES

V.N. Larin

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov

Studies have been conducted to develop an express radiometric method for radiostrontium determination in water. This method showed an acceptable correlation of results as compared to a conventional radiochemical method of radiostrontium determination. The paper presents advantages of the method developed.

УДК 574:546.799:546.799.4:539.16:631.4:543.08

КОНЦЕНТРАЦИИ И СООТНОШЕНИЯ ТРАНСУРАНОВЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НА РАЗЛИЧНЫХ УЧАСТКАХ СИП ПО ДАННЫМ ИНСТРУМЕНТАЛЬНОГО АНАЛИЗА

Князев Б.Б., Солодухин В.П., Казачевский И.В., Лукашенко С.Н., Кнатов М.К., Каширский В.В.

Институт ядерной физики ИЯЦ РК

Разработан метод прямого инструментального определения изотопов плутония в образцах почв и донных отложений. Для разработанного метода создана специальная программа обработки спектров и расчета активности. Предел определения $^{239+240}\text{Pu}$ в отсутствии мешающего излучения составил около 200 Бк/кг (по критерию 3.3 σ). Приведены примеры применения разработанного метода для изучения радионуклидного состава почв на отдельных участках СИП. Показано, что для различных изучаемых объектов степень корреляции между активностями плутония и америция может сильно меняться.

ВВЕДЕНИЕ

При изучении радионуклидного состава мест проведения ядерных испытаний центральное место занимает анализ содержания плутония. Вместе с оценкой таких радионуклидов, как ^{137}Cs , ^{60}Co , изотопы европия, ^{241}Am и ^{90}Sr , определение содержания изотопов плутония в почвенных образцах позволяет дать исчерпывающее представление о характере и времени проведения испытания. Вместе с тем, при детальных исследованиях даже не очень больших по площади объектов, включающих изучение форм нахождения радионуклидов, распределение их по гранулометрическому и магнитным фракциям, построение карт пространственного распределения по глубине и по площади, число анализируемых образцов может достигать нескольких сотен. Анализ большинства из указанных радионуклидов традиционно проводится инструментальным γ -спектрометрическим методом с чувствительностью, достаточной для радиоэкологических исследований. Исключение составляют ^{90}Sr и изотопы плутония ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu), концентрации которых обычно определяются с использованием предварительного радиохимического выделения и анализа α - и β -спектров полученных образцов. Однако трудоемкость и низкая производительность радиохимического метода практически исключает его использование в качестве базового в задачах с большим объемом аналитических определений. С другой стороны, за последние годы достигнут значительный прогресс в разработке γ -детекторов с большой активной поверхностью и высоким энергетическим разрешением. Новые аппаратные возможности обращают внимание исследователей на инструментальные методы определения содержаний плутония и америция [3].

Вышесказанное свидетельствует о необходимости разработки и применения достаточно точного и высокопроизводительного метода определения изотопов плутония. Разработанный за последние два года в ИЯФ прямой инструментальный метод [1] показал хорошие возможности его применения при детальных исследованиях нескольких объектов СИП.

В настоящей работе отражены некоторые особенности метода и показаны примеры его использования при радиоэкологических исследованиях объектов "Опытное поле" и "Телкем-2".

ОПИСАНИЕ АНАЛИТИЧЕСКОГО МЕТОДА

Основу метода составляет использование интенсивного рентгеновского излучения, сопровождающего распад изотопов плутония. Относительно высокие квантовые выходы этого излучения позволяют проводить количественные определения суммы изотопов плутония в образцах почв и донных отложений, начиная с нескольких сотен Бк/кг. Активность плутония рассчитывается в соответствии с выражением:

$$A_{\text{Pu}} = S_{\text{PuLx}}/S_{\text{AmLx}} * A_{\text{Am}} * AC * P_{\text{AmLx}}/P_{\text{PuLx}}, \quad (1)$$

где A_{Pu} – суммарная активность изотопов плутония; A_{Am} – активность ^{241}Am , определенная по интенсивной гамма линии (59.537 keV); S_{PuLx} – площади пиков всех рентгеновских линий Pu; S_{AmLx} – площади пиков всех рентгеновских линий Am; AC – коэффициент, учитывающий различие в самопоглощении и эффективности регистрации рентгеновских линий Am и Pu, является постоянным для фиксированной геометрии измерений, близок к единице; P_{AmLx} – квантовый выход на распад рентгеновского излучения Am, постоянный коэффициент, равный – 0,388; P_{PuLx} – средневзвешенный квантовый выход на распад рентгеновского излучения Pu, коэффициент, зависящий от соотношения активностей отдельных изотопов плутония (^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu).

Последний коэффициент рассчитывается в соответствии с выражением:

$$P_{\text{AmLx}} = \Sigma(P_i * A_i) \Sigma(A_i),$$

где P_i – квантовые выходы рентгеновского излучения отдельных изотопов плутония; A_i – активности отдельных изотопов плутония в анализируемом образце.

В общем случае для каждого исследуемого участка должны устанавливаться соотношения активностей изотопов плутония. Однако масс-спектрометрические измерения соотношений изотопов плутония в образцах с различных участков показа-

ли, что реальные их изменения от площадки к площадке невелики. Исключение составляют некоторые объекты со специфическим характером испытаний, к числу которых можно отнести объект "Балапан".

Из выражения (1) видно, что с уменьшением активности америция увеличивается неопределенность в определении активности плутония. В этих случаях активность плутония рассчитывается традиционно – как отношение скорости счета рентгеновского излучения к его эффективности регистрации и средневзвешенному квантовому выходу. Поправка на самопоглощение рассчитывается исходя из усредненного элементного состава анализируемых почв или донных отложений. Очевидно, что при этом точность определений за счет колебаний элементного состава заметно снижается, однако подобные случаи характерны для низких концентраций плутония, где основным источником неопределенности является статистическая составляющая. Предел определения метода при 6-часовых измерениях на планарном детекторе с активной площадью 1000 мм^2 в отсутствии ^{241}Am достигает 200 Бк/кг $^{239+240}\text{Pu}$.

ПРОГРАММА ОБРАБОТКИ СПЕКТРА

Точность определений плутония в значительной степени определяется точностью определения площадей рентгеновских линий плутония и америция. Сложность спектра и сильное наложение спектральных линий требуют особо тщательного подхода к обработке спектров. По этим причинам была разработана специализированная программа для обработки рентгеновских спектров плутония и америция. Специфика ее заключается в максимально полном математическом описании формы линий, включая низкоэнергетические хвосты, пики вылета от мешающих линий и динамическую корректировку градуировки спектрометра по энергии и форме линии.

Для математического описания формы спектра использованы до 20 рентгеновских линий, как плутония, так и америция. Столь подробная параметризация необходима для достаточно точного определения площадей пиков в спектрах с большими отношениями скоростей счета как плутония к америцию, так и наоборот. Динамическая корректировка градуировки спектрометра обеспечена использованием нелинейного метода наименьших квадратов. При этом одновременно оцениваются как параметры градуировки, так и амплитуды пиков. Для получения реалистичных результатов обработки были использованы экспериментальные соотношения отдельных линий рентгеновской L-серии урана и нептуния. Фон под спектром описывался полиномом второй степени, параметры которого оценивались в процессе обработки спектра.

В процессе расчета активности плутония рассчитывалась активность ^{241}Am . Разработанная программа включает алгоритм учета геометрических размеров образцов цилиндрической формы. Этот математиче-

ский алгоритм был также разработан и реализован в различных программах γ спектрометрического анализа в ИЯФ НЯЦ РК [2]. Примеры графических окон программы обработки спектров приведены на рисунке 1 и 2. На первом рисунке показаны результаты обработки спектра почвенного образца, содержащего 4800 Бк/кг $^{239+240}\text{Pu}$ и 580 Бк/кг ^{241}Am . На втором рисунке – обработка спектра образца, содержащего 600 Бк/кг $^{239+240}\text{Pu}$ и 80 Бк/кг ^{241}Am . На обоих рисунках темно-серым цветом выделены площади пиков плутония, светло-серым – америция. В распределении фона можно увидеть небольшие пики вылета от гамма линии ^{241}Am (26.345 кэВ) и рентгеновских линий ^{137}Cs (32.08 кэВ).

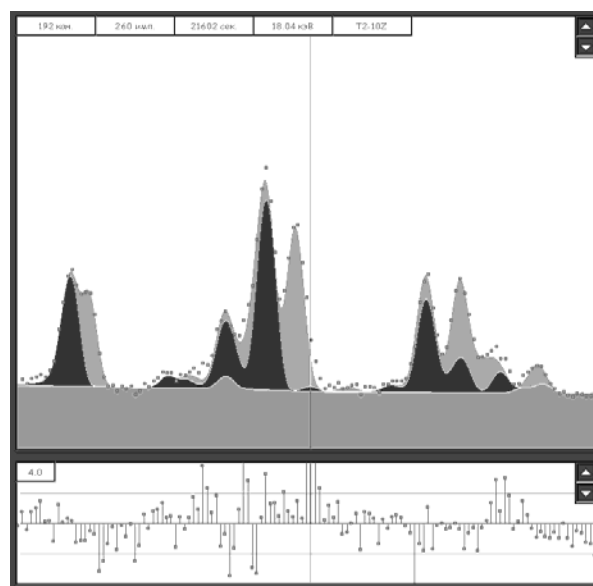


Рисунок 1. Спектр образца, содержащего 4800 Бк/кг $^{239+240}\text{Pu}$

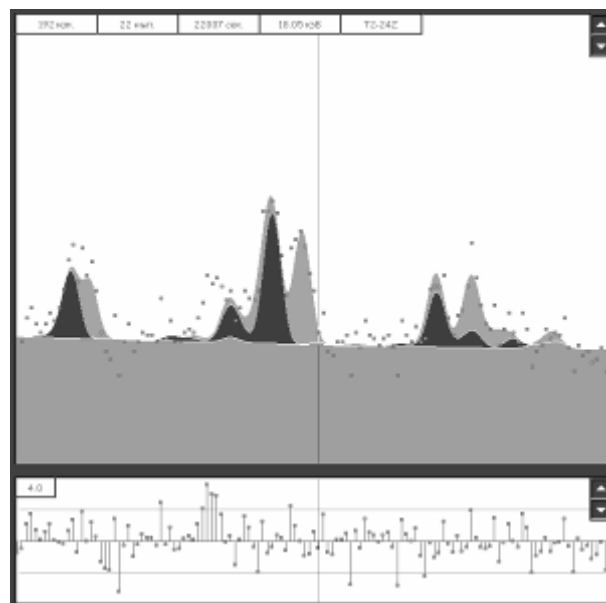


Рисунок 2. Спектр образца, содержащего 600 Бк/кг $^{239+240}\text{Pu}$

ПРОЦЕДУРА ИЗМЕРЕНИЯ

Измерения проводились на High Pure Ge детекторе планарного типа, с площадью активной поверхности 1000 мм^2 и толщиной кристалла 10 мм. Входное окно детектора выполнено из Be толщиной 0.25 мм. Разрешение детектора по линии 5.9 кэВ – 280 эВ. Образец помещался в кюветы диаметром от 10 до 70 мм, в зависимости от массы анализируемого материала. Дно кювет было выполнено из полиэтиленовой пленки толщиной 150-200 мкм. Для измерения кюветы располагались непосредственно на входном окне детектора. Спектры набирались в течение 6 часов. Набранный спектр передавался в компьютер для обработки.

ПРИМЕНЕНИЕ РАЗРАБОТАННОГО МЕТОДА И ВЫВОДЫ

Разработанный метод был использован для детального изучения объекта "Телкем-2" и некоторых участков объекта "Опытное поле" СИП. Отличие изучаемых объектов заключалось в разном характере проведенных на них испытаниях. Озеро "Телкем-2" - результат экскавационного взрыва трех однотипных зарядов небольшой мощности. Это привело к образованию вытянутой воронки, которая со временем заполнилась водой. Объект "Опытное поле" характерен тем, что на его территории в разное время проводились испытания, различные как по типу испытаний, так и по мощности. Отмеченные для этих объектов особенности наглядно отражены корреляционными зависимостями содержаний америция и плутония. На рисунке 3 приведена зависимость содержания плутония от содержания америция по результатам анализа образцов, отобранных на некоторых участках "Опытного поля". Такая же зависимость для объекта "Телкем-2" приведена на рисунке 4. В каждом случае было проанализировано более двухсот образцов. На этих рисунках видно, что степень корреляции америция и плутония различна. Менее сильная корреляция для объекта "Опытное поле" объясняется более сложной и длительной историей формирования его радионуклидного загрязнения.

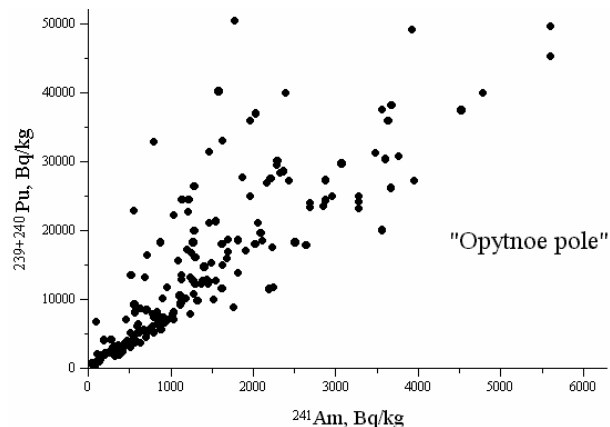


Рисунок 3. Зависимость концентрации Pu от концентрации Am на "Опытном поле"

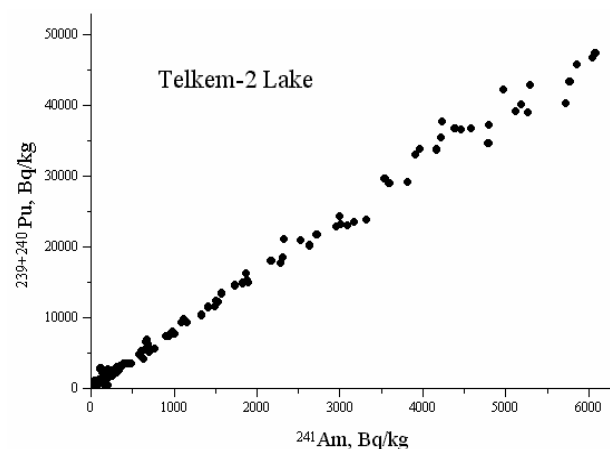


Рисунок 4. Зависимость концентрации Pu от концентрации Am на озере "Телкем"

На основании полученных данных можно сделать один достаточно важный вывод. Некоторые исследователи часто используют америций в качестве индикатора загрязнения плутонием изучаемого объекта. В задачах локализации или оконтуривания участка по уровню загрязнения такой подход представляется вполне оправданным и обоснованным. Более того, в случаях, схожих с ситуацией на "Телкеме-2", возможны также и количественные оценки по плутонию, основанные на определении активности америция. Однако, в более сложных (и, к сожалению, более распространенных) случаях, таких как участок "Опытное поле", для количественных оценок содержания плутония предпочтительно его прямое определение.

К настоящему времени метод был применен при обследовании таких участков СИП, как "Телкем-2", "Телкем-1", горный массив "Дегелен", "Опытное поле", "Балапан". Проведены анализы около 1500 образцов.

Материалы настоящей работы представлены на Международной "14 Радиохимической конференции" в Чехии [4].

ЛИТЕРАТУРА

1. Knyazev B.B. and al.: The Instrumental method of plutonium determination. 3rd International Conference on "Nuclear and Radiation physics", 4-7 June 2001, Almaty, Kazakhstan, Abstracts.
2. Kazachevskiy I.V., Knyazev B.B., Kashirskiy V.V. and Gabdulin R.M.: The calculation of the absolute efficiency in a γ -spectrometry analysis. 3rd International Conference on "Nuclear and Radiation physics", 4-7 June 2001, Almaty, Kazakhstan, Abstracts.
3. Bushuev A.V. and al.: ^{241}Am and Pu content determination in soil samples from peaceful nuclear explosions conduction areas using γ/X spectrometry method. International Conference on Non-Proliferation Problems, 4-12 September 1997, Almaty-Kurchatov, Kazakhstan, Abstracts.
4. B.B. Knyazev, I.V. Kazachevskiy, V.P. Solodukhin, S.N. Lukashenko, M.K. Knatova and V.V. Kashirskiy. The instrumental method of Plutonium determination. in Proc. 14th Radiochemical Conference, 14-19 April 2002, Marianske Lazne, Czech. Republic, p.189.

ССП-НЫҢ ӘР АЛҚАБЫНА ТАРАЛҒАН ТРАНСУРАН РАДИОНУКЛИДТЕР МӨЛШЕРІ ЖӘНЕ ОЛАРДЫҢ СПЕКТР ҚҰРАЛЫМЕН АНЫҚТАЛҒАН МАҒЫНАЛАРЫНЫҢ ҚАТЫНАСЫ

Б.Б. Князев, В.П. Солодухин, И.В. Казачевский, С.Н. Лукашенко, М.К. Кнатова, В.В. Каширский

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Ядролық физика институты, Алматы

Плутоний изотоптарын топырақ және су тұнбаларында спектр құралымен тікелей анықтау әдісі жасалған. Бұл әдісті қолдану үшін спектрден радионуклид мөлшерін есептейтін арнайы программа жасалған. $^{239+240}\text{Pu}$ спектріне әсер ететін радионуклид жоқ жағдайда оны 3.3σ дәлдігімен Бк/кг деңгейінен жоғары анықтауға болады жасалған әдісті. ССП-ның әр алқабынан алынған топырақтары радионуклидтер құрамын зерттеуге қолданған туралы мысалдар келтірілген. Плутониймен америцийдың корреляциялық қатынасы әр тарапта әр түрлі екені көрсетілген.

CONCENTRATIONS AND RATIO'S OF TRANSURANIUM RADIONUCLIDES ON VARIOUS REGIONS SNTS ON DATA OF THE INSTRUMENTAL ANALYSIS

B.B. Knyazev, V.P. Solodukhin, I.V. Kazachevskiy, S.N. Lukashenko, M.K. Knatova and V.V. Kashirskiy

Institute of Nuclear Physics NNC RK

The method of direct instrumental determination of plutonium isotopes in soil samples designed. For the designed method the special program of spectra processing and activity calculation is created. The limit of determination $^{239+240}\text{Pu}$ in absence of interfering radiation has made about 200 Бк/кг (by 3.3σ criteria). There were given examples of the designed method application for study of radionuclide soil composition in separate objects of SNTS. It is shown that for different studied objects the degree of correlation between plutonium and americium activities may change greatly.

УДК 577. 391: 591.15

ДРОЗОФИЛА В ЭКСПЕРИМЕНТАХ С ОБЛУЧЕНИЕМ В МАЛЫХ ДОЗАХ

^{1,2}Зайнуллин В.Г., ¹Москалев А.А., ¹Шапошников М.В., ²Шептякова А.И.¹Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
²Государственный Университет, Сыктывкар, Россия

В экспериментах *in vivo* на дрозофилах (линии *Drosophila melanogaster*) при облучении в малых дозах получены новые факты, свидетельствующие об участии механизмов индуцированной генетической нестабильности в радиоиндуцированном изменении генотипа. Это относится к повышению уровня генетической изменчивости за счет изменения уровня транспозиций, изменению приспособительных признаков в связи с модификацией геной экспрессии, а также связанных с процессами мутабельности, репарации и апоптоза.

Еще в 1962 г. была показана возможность использования *Drosophila melanogaster* в изучении генетических эффектов облучения в малых дозах [4]. Полученная ими при облучении в дозе 0,2 Гр частота РСПЛМ превышала контрольный уровень в 2-4 раза, в зависимости от характеристики излучения. Без сомнения, это одна из немногих публикаций того времени, в которой была показана большая эффективность облучения в малых дозах, нежели величина, полученная при простой экстраполяции величины эффекта обнаруживаемого при облучении в больших дозах на малые. Сегодня большинство исследований свидетельствуют о высокой генетической эффективности облучения в малых дозах [5].

Проблема действия малых доз весьма обширна и затрагивает практически все вопросы развития жизни на Земле, поскольку с самого начала своего возникновения все живое сталкивается с облучением в малых дозах.

Существует два аспекта формирования радиобиологических эффектов в диапазоне малых доз: физический и биологический [2,10,12,42]. Согласно современным представлениям, механизмы взаимодействия излучения с веществом остаются неизменными во всем диапазоне доз, при этом вероятность повреждения биологической структуры находится в линейной зависимости от дозы облучения. Следовательно, малые дозы соответствуют наименьшему воздействию на биологическую структуру, когда происходит только одно действие ионизирующей частицы на заданный биологический объем [12]. Согласно НКДАР ООН, для излучений с низкой величиной линейной потери энергии (ЛПЭ) малыми дозами радиации можно считать дозы не превышающие 0,2 Гр. [55]. Считают, что облучение в дозах такой мощности не приводит к вредным для организма последствиям, поскольку наблюдаемый уровень индуцированных повреждений ДНК в несколько раз ниже уровня спонтанных повреждений [19].

Однако, как мы уже отметили выше, облучение в дозе 0,2 Гр приводит к достоверно значимому повышению частоты рецессивных мутаций у дрозофилы, что показывает на существование сложных эпигенетических механизмов, модифицирующих

радиобиологические реакции на воздействие в диапазоне малых доз [21,37].

Механизмы, лежащие в основе формирования генетической нестабильности еще не выявлены [57]. Допускают, что может существовать субпопуляция клеток (клеток онтогенетического резерва) которые обладают повышенной чувствительностью к облучению и отвечают за формирование эффектов генетической нестабильности [12,30,29]. Поскольку прямого воздействия облучения на ДНК не происходит, предполагают, что в формировании нестабильности могут участвовать эпигенетические механизмы [36]. Кроме того, процессу генетической нестабильности способствует дефицит репаративной активности, нарушения в контроле клеточного цикла и апоптотической гибели клеток [36].

Явление генетической нестабильности также может быть обусловлено активностью мобильных генетических элементов. В отличие от непосредственных повреждений ДНК, которые устраняются в процессе репарации или закрепляются в виде стабильных мутаций, активация мобильных генетических элементов может вести к нескольким циклам транспозиций, вызывать образование нестабильных мутаций и способствовать многократному увеличению повреждений ДНК после действия облучения, что и может приводить к "аномально" высокому уровню мутабельности.

Итак, отсутствие порога в индукции генетических нарушений под действием облучения не вызывает сомнений. С другой стороны малые дозы являются индуктором ряда генетических и эпигенетических механизмов, могущих существенно модифицировать результат действия облучения, и что позволяет предполагать сложность предсказания величины конечных радиобиологических реакций. Основным компонентом в определении эффектов малых доз облучения является индуцированная генетическая нестабильность, на фоне которой возможна реализация разнообразных радиобиологических реакций, приводящих как к стимуляции, так и значимому угнетению жизненно важных функций клетки или организма. Механизмы, обуславливающие ее возникновение, на сегодняшний день исследу-

дованы не полностью, однако первостепенное значение могут иметь процессы репарации, перемещения мобильных генетических элементов и программируемой гибели клетки.

Известно, что при воздействии радиации на генетический материал клетки, формируется несколько основных типов повреждений ДНК. Прежде всего, к ним относятся модифицированные основания, одно и двунитевые разрывы ДНК, сшивки молекулы ДНК с белками и между собой [43,58]. В клетке, как показано, существуют системы репарации, которые распознают и восстанавливают различные типы радиационно-индуцированных повреждений ДНК. В тоже время при нарушении процессов репарации организмы могут иметь повышенную чувствительность к мутагенному действию различных факторов [11,35]. Поэтому использование таких организмов представляет особый интерес при исследовании эффектов облучения в малых дозах.

В экспериментах по исследованию эффектов хронического облучения в малых дозах мы использовали линии *Drosophila melanogaster mei-9* и *mei-41*, характеризующиеся высокой чувствительностью к действию химических мутагенов и облучению [18]. Кроме того, данные линии характеризуются дефектом процесса мейотической рекомбинации, что вызывает нарушение в контроле перемещений некоторых мобильных генетических элементов [26,27] и поэтому они представляют особый интерес при изучении эффектов малых доз облучения.

Обнаружено, что частота индуцированных мутаций в линии *mei-9* не изменяется при действии хронического облучения. В первом облученном поколении уровень рецессивных летальных мутаций составляет 0.33 %, в контрольной популяции – 0.47 % ($p > 0.05$). У необлученной популяции линии *mei-41* уровень летальных мутаций составляет 0.43 %, у первого облученного поколения РСПМ не обнаружено ($p < 0.05$). Во втором облученном поколении мутаций также не обнаружено ($p < 0.05$).

Известно, что, в отличие от гена *mei-9⁺*, *mei-41⁺* имеет плейотропное действие и, кроме процессов репарации и рекомбинации, контролирует механизмы клеточного ответа на повреждения ДНК [49]. Аналогично *ATM* млекопитающих, *mei-41⁺* обеспечивает задержку клеточного цикла в контрольной точке G2/M, активирует процессы репарации, а также предотвращает запуск программируемой гибели клетки [24]. Роль данных механизмов контроля клеточного ответа имеет большое значение не только для соматических тканей, но и для половых клеток. У млекопитающих мутация в гене *ATM* ведет к развитию стерильности, которая обусловлена остановкой мейоза сперматоцитов на стадии пахитены вследствие ненормального синапсиса хромосом [47]. У *Drosophila melanogaster* для многих мутантных аллелей *mei-41* также характерна стерильность,

связанная с гибелью половых клеток [32]. Возможно, что именно повышение уровня элиминации клеток с нарушениями ДНК обуславливает низкую частоту регистрации рецессивных мутаций у линии *mei-41*. Безусловно, что формирование повреждений ДНК может идти с участием мобильных генетических элементов, тем более что мутация в гене *mei-41* создает благоприятный фон для повышенного уровня транспозиций, как это показано в условиях гибридного дисгенеза [31].

Другим аспектом рассматриваемой проблемы является возможная роль мобильных генетических элементов в формировании радиационно-индуцированных реакций в диапазоне облучения в малых дозах как специфических факторов индукции генетической нестабильности [7]. Увеличение уровня транспозиций в ответ на неблагоприятное воздействие имеет линейный характер зависимости от дозы [3,23], что позволяет предположить дозозависимое влияние мобильных элементов на функциональное состояние генома. В то время как в диапазоне больших доз облучения транспозиции вызывают множественные повреждения генетического материала и гибель клеток [23,50], в диапазоне малых доз активация МГЭ может играть роль триггерного механизма, который запускает сразу несколько процессов и обеспечивает поливариантную реакцию живой клетки в ответ на действие неблагоприятного фактора [7].

В следующем эксперименте мы использовали лабораторные линии *Drosophila melanogaster* дикого типа, характеризующиеся генотипическими различиями по мобильным генетическим элементам: *GB-39* имеет в геноме полноразмерные *P*-элементы, любезно предоставлена проф. В.А. Гвоздевым (ИМГ РАН, Москва); *Oregon-R* характеризуется наличием копий полноразмерного *hobo*-элемента [41]; *Canton-S* имеет в геноме I-элемент [40]. Поскольку перечисленные линии характеризуются наличием в геноме МГЭ систем гибридного дисгенеза, правомерно также утверждать, что они различаются по цитотипу.

В первом облученном поколении у линии *GB-39* отметили тенденцию к уменьшению уровня летальных мутаций ($u = 1.73$), у линии *Canton-S* – тенденцию к увеличению этого показателя ($u = 1.67$). У линии *Oregon-R* в первом облученном поколении не выявили достоверных отличий по уровню рецессивных летальных мутаций между опытным и контрольным вариантами. Во втором облученном поколении у линии *Oregon-R* уровень мутаций был достоверно выше, чем в контроле, а у линии *GB-39* обнаружили тенденцию к увеличению уровня индуцированных мутаций ($u = 0.90$).

Поскольку использованные в эксперименте линии характеризуется наличием в геноме полноразмерных копий мобильных элементов, мы предположили, что наблюдаемые эффекты могут быть

вызваны их активацией в ответ на действие облучения в малых дозах. В настоящее время показано, что различные типы мобильных генетических элементов (транспозоны и ретровирусоподобные элементы) имеют способность активироваться при действии облучения и вызывать нарушения структуры ДНК [15,3]. В то же время возрастание уровня повреждений ДНК может вести к индукции репаративных процессов, а некоторые ретроэлементы способны сами участвовать в восстановлении разрывов ДНК [33,52]. Поэтому активация мобильных генетических элементов в линиях GB-39, Oregon-R и Canton-S может вести к различным эффектам и вызывать как увеличение уровня мутаций, так и его снижение. При этом, конечный радиобиологический эффект по-видимому зависит от преобладания процессов транспозиции или репарации.

Так, например, тенденция к снижению уровня летальных мутаций в первом облученном поколении у линии GB-39 может быть обусловлена активацией процессов репарации вслед за индукцией *P*-элементов. Как свидетельствуют данные литературы, репарация предмутационных повреждений ДНК, которые возникают при транспозициях МГЭ, возможна на ранних стадиях формирования половых клеток самцов и в яйцах, после оплодотворения [13,14,20]. Нельзя исключить также влияние на уровень рецессивных мутаций процесса элиминации клеток с повреждениями ДНК, которая происходит в результате зачаткового отбора половых клеток и за счет повышения уровня доминантных летальных мутаций. С другой стороны, тенденцию к увеличению уровня летальных мутаций в первом облученном поколении у линии Canton-S можно объяснить следствием радиационно-индуцированной активации I-элементов.

Вместе с этим, данные литературы свидетельствуют, что активация транспозонов (*P*- и *hobo*-элементы) может иметь более негативные для генома последствия, чем активация ретроэлементов (I-элемент) [28]. Это может быть вызвано тем, что перемещение транспозонов осуществляется с образованием двуниевых разрывов ДНК, в то время как ретроэлементы перемещаются без нарушения целостности ДНК. Данный механизм индукции мутаций объясняет отличия в уровне индуцированных мутаций, наблюдаемые у исследуемых линий дикого типа. Например, после двух поколений облучения у линий GB-39 и Oregon-R, которые содержат в геноме транспозоны *P* и *hobo*, наблюдается более значимый эффект, чем у линии Canton-S (содержит ретроэлемент I).

Интересно, что во втором облученном поколении в линии Oregon-R происходит индукция РСПМ в более значительной степени, по сравнению с линией GB-39. Возможно, что это объясняется различием в механизмах репарации *P*- и *hobo*-индуцированных повреждений ДНК [48]. Вследствие чего *hobo*-

элементы обладают большей мутабельностью по сравнению с *P*.

Таким образом, при исследовании уровня индукции рецессивных сцепленных с полом летальных мутаций в линиях дикого типа GB-39, Canton-S и Oregon-R мы обнаружили зависимость наблюдаемого эффекта от цитотипа линий. На основании анализа полученных результатов и данных литературы можно сделать вывод, что различия по уровням мутабельности в исследованных линиях обусловлены последствиями активности мобильных генетических элементов семейств *P*, *hobo*, I.

Однако транспозиции могут отражаться не только на уровне РЛМ, активация МГЭ предполагает появление широкого спектра генетических реакций. При встраивании в различные области генома мобильные элементы могут изменять экспрессию генов и влиять на количественные признаки, в частности, на жизнеспособность.

Поэтому в следующей серии экспериментов мы предприняли попытку оценить количественно уровень транспозиционной активности при облучении. В данной серии экспериментов мы использовали тестерные линии *sn^w* (*y sn^w / Y y⁺; bw; st*) и *haw* (*y w H [w⁺, haw1]*). Линия *sn^w* является гомозиготной по мутации *singed-weak* (фенотип "опаленные" щетинки), обусловленной внедрением двух делетированных *P*-элементов в локус *singed briste*. Чувствительность данной линии к активности *P*-элемента связана с тем, что в присутствии транспозазы полноразмерных элементов эта аллель становится нестабильной, мутируя к крайнему *sn^e* (сильно выраженный фенотип) или дикому состоянию *sn⁽⁺⁾* [46]. Линия *haw* имеет в X-хромосоме два дефектных *hobo*-элемента, маркированных геном *mini-white*, которые обуславливают оранжевую окраску глаз. В присутствии транспозазы активных *hobo*-элементов происходит транспозиция *hobo(w⁺)*-элементов, что приводит к изменению окраски глаз [17].

Показано, что облучение линий, имеющих в геноме активные *P*-элементы (GB-39 и *Harwich*), вызывает снижение уровня мутабельности локуса *sn^w*. В то время как в контрольной популяции GB-39 уровень мутабельности *sn^w* составил 3.02 %, после облучения в течение одного поколения он снизился до уровня 2.48 % ($p > 0.05$). Для линии *Harwich* данный показатель в контрольной и опытной популяциях составил 56.2 % и 45.0 % соответственно ($p < 0.05$).

При облучении линий с активными *hobo*-элементами в геноме (23.5MRF и Canton-S) обнаружили увеличение уровня транспозиций *h(w⁺)*. Уровень транспозиций *h(w⁺)* в скрещиваниях самок *haw* с самцами 23.5MRF составил 3.8 %. В скрещиваниях с использованием облученных самцов 23.5MRF – 5.6 % ($p > 0.05$). В контрольном варианте скрещиваний между самками линии *haw* и самцами Canton-S уровень индукции транспозиций *h(w⁺)* составил 2.9

%. В варианте скрещиваний с использованием облученных самцов Canton-S транспозиции *h(w+)* оказались на уровне 25.3 % ($p < 0.001$).

Полученные результаты свидетельствуют, что облучение в малых дозах вызывает изменение активности мобильных генетических элементов в Р-М и Н-Е системах гибридного дисгенеза у *Drosophila melanogaster*.

Дрозофила является удобным объектом для исследования механизмов старения и продолжительности жизни, в том числе и радиационного старения. Форма кривых выживания различных видов животных, представленная в безразмерных величинах, практически одинакова. Этот факт свидетельствует об универсальности фундаментального механизма старения [1]. Поскольку соматические ткани имаго дрозофилы состоят из постмитотических клеток (исключение составляют некоторые интерстициальные клетки), она подходит как модель механизмов старения в постмитотических клетках [16]. Постмитотическое состояние соматических тканей взрослых дрозофил в опытах по изучению радиационного старения позволяет избежать внедрения в результаты таких нежелательных факторов как злокачественные опухоли или лучевая болезнь [1], а также обуславливает более наглядно выраженную роль апоптотической гибели клетки в старении у данного организма [8].

Поскольку мы предполагаем важную роль апоптоза в радиационном изменении продолжительности жизни и старении, возникла необходимость показать, что специфический индуктор апоптоза (с этой целью был использован этопозид) способен приводить к изменениям динамики смертности.

Обработка личинок линии Canton-S этопозидом в физиологическом растворе в течение 90 мин. не привела к статистически значимому изменению продолжительности жизни развившихся из них имаго. Тем не менее, увеличение времени обработки до 150 мин привело к достоверно значимому снижению продолжительности жизни ($p < 0.01$). Учитывая тот факт, что накопления этопозидов в клетке не происходит (энергезависимый насос плазматической мембраны Р-гликопротеин, кодируемый геном *mdr1*, активно удаляет этопозид из цитоплазмы клетки [53]), зависимость эффективности этопозидов от времени обработки, возможно, объясняется увеличением доли клеток, находящихся в S фазе клеточного цикла. Известно, что на данной стадии чувствительность к индукции этопозидом апоптоза наибольшая.

В эксперименте по оценке действия этопозидов и/или облучения на продолжительность жизни трех линий дикого типа (*GB-39*, *Oregon-R* и *Canton-S*) было обнаружено, что в зависимости от варианта эксперимента облучение вызывало как увеличение, так и уменьшение продолжительности жизни. В то же время, этопозид привел к увеличению уровня смертности. Исключение составила линия *GB-39*. В

одном из экспериментов повышение уровня смертности после воздействия этопозидов наблюдали у данной линии только первые 20 дней, тогда как в оставшееся время происходило его снижение, в другом же эксперименте повышения уровня смертности после воздействия этопозидов не произошло. Несмотря на то, что комбинированное действие этопозидов и облучения вызвало снижение продолжительности жизни, в зависимости от линии и эксперимента эффект комбинированного воздействия этопозидом и облучением был в одних случаях менее выражен, чем действие факторов по отдельности, а в других – более значителен. Таким образом, этопозид (индуктор апоптоза) проявил более специфическое и направленное действие на продолжительность жизни дрозофилы, чем радиация, вызывая у линий дикого типа преимущественно снижение продолжительности жизни, что может свидетельствовать о важной роли апоптоза в процессах естественного и индуцированного старения.

В следующей серии экспериментов исследовали влияние ионизирующей радиации и индуктора апоптоза этопозидов на продолжительность жизни имаго у лабораторной линии *mei-41* (аллель *D5*) *Drosophila melanogaster*, несущую дефект системы пострепликативной репарации и G2/M контрольной точки клеточного цикла.

Поскольку мутация в гене *mei-41* предотвращает задержку клетки в G2 фазе цикла, необходимую для устранения генетических повреждений перед митозом, мутантные особи характеризуются высоким уровнем индуцированной генетической нестабильности в митотических клетках.

Показано, что у самцов генетически нестабильной линии *mei-41* после облучения продолжительность жизни достоверно снижалась по сравнению с контролем ($p < 0.001$). Продолжительность жизни после воздействия этопозидов также уменьшалась по сравнению с контрольными значениями. Эффект увеличения смертности отмечен у самцов-гемизигот (данный ген локализован в X хромосоме) ($p < 0.01$).

Средняя продолжительность жизни уменьшилась на 30% по сравнению с контролем. В то же время увеличение уровня смертности наблюдали как у гетерозиготных (27%), так и гомозиготных (24%) самок ($p < 0.01$). Снижение продолжительности жизни у линии *mei-41D5* было более выраженным, чем у линии дикого типа Canton-S. Этот факт может свидетельствовать о роли гена *mei-41D5* в изменении изучаемого признака. Показанная высокая эффективность этопозидов у гетерозиготных особей может свидетельствовать о доминантном эффекте мутации *mei-41D5* в регуляции продолжительности жизни и возможно, апоптоза. Интересно отметить, что в литературе отмечен факт полудоминантности гиперчувствительности к мутагенам для сильных аллелей *mei-41* [49]. В нашем случае речь идет скорее о доминантности, а не о полудоминантности,

поскольку достоверного отличия реакции гомо- и гетерозиготных самок на этопозид не наблюдали. Известно, что продукт гена *mei-41* принадлежит к высококонсервативному в эволюции семейству белков Rad3/ATM, которые являются ключевыми регуляторами клеточного ответа на повреждение ДНК. Гомолог *mei-41* у человека ген ATM (*ataxia telangiectasia mutated*) в своей мутантной форме ответственен за ряд нарушений при аутосомно-рецессивном синдроме человека атаксии-телангиэктазии и имеет определенное сходство в проявлении с мутацией *mei-41*. Пациенты с атаксией проявляют широкий спектр дефектов, включая нейрональную дегенерацию, повышенную частоту встречаемости лейкоз, стерильность, ускоренное старение. Характерной особенностью таких больных является также гиперчувствительность к рентгеновскому и ионизирующему излучению [56]. Предполагается, что белок ATM вовлечен в механизмы, контролирующие клеточный цикл, радиочувствительность, генетическую нестабильность и клеточное старение [34, 51].

Генетическая нестабильность является важным атрибутом клеточного старения у различных видов [25,38,39]. Старение может развиваться через комплексное взаимодействие между наследственными факторами и геномной нестабильностью, индуцированной повреждением ДНК [22]. Нестабильность приводит к дерегуляции генной экспрессии и, таким образом, к возрастному нарушению в клеточной физиологии, остановке клеточного роста и в конечном итоге к гибели клетки, либо ее бласттрансформации. Причин возраст-зависимой нестабильности генома может быть несколько: комплексы двухцепочечных разрывов в ДНК, укорочение теломер, активация мобильных генетических элементов и снижение эффективности функционирования репаративной белковой машины.

Таким образом, генетическая нестабильность в результате облучения линии с мутацией гена *mei-41* (несущей дефект репарации) могла ускорить развёртывание естественных процессов, в основе которых лежит возраст зависимое изменение стабильности генома.

Можно предполагать, что роль индуцированного апоптоза в изменении продолжительности жизни будет проявляться у линий, имеющих специфические нарушения механизма программированной гибели клетки. В соответствии с данным предположением проведены исследования эффектов облучения и/или этопозидом у линий *wg^{L7}*, *wg^{L74}*, *th¹*, *1576* и *P1106*.

Потенциальными кандидатами на ключевые функции в регуляции программированной гибели клеток у дрозофилы являются гены, участвующие в развитии (так называемые морфогены). Особый интерес представляет семейство генов *Wnt*, поскольку эти исследования предполагают, что старение может

быть ассоциировано со специфическими генами и регуляторными путями апоптоза [54]. Членом высоко консервативного в эволюции семейства *Wnt* у дрозофилы является ген *wg* (*wingless*).

Нами получены результаты позволяющие сделать вывод о том, что у линий *wingless* произошло уменьшение продолжительности жизни после воздействия облучения и/или этопозидом как у мутантной линии *wg^{L7}* ($p < 0,05$), так и *wg^{L74}* ($p < 0,001$).

Ген *wg*, мутантный у данных линий, играет у дрозофилы роль в развитии крыла, а также центральной нервной системы. Экспрессия гена *wg* контролируется возраст-зависимыми механизмами, синтез белкового продукта данного гена постепенно снижается при старении организма [45]. По-видимому, это один из генов старения у дрозофилы. Как известно, члены *Wnt* семейства генов являются межклеточными передатчиками сигнала апоптоза, принимающими участие в процессах старения [54]. Таким образом, показанное уменьшение продолжительности жизни после воздействия малых доз радиации, которые, как известно, способны индуцировать апоптоз, может свидетельствовать о роли генов, контролирующих программированную гибель клетки, в радиационно-индуцированном старении. Для дальнейшей проверки данной гипотезы был проведен эксперимент с линиями, дефектными по генам одного из центральных путей апоптоза у дрозофилы - *reaper*-зависимому пути.

Роль программированной гибели клетки в регуляции процессов старения предполагается давно. Однако, несмотря на некоторое количество имеющихся по данной проблеме разрозненных фактов, на наш взгляд, не было попытки комплексной экспериментальной оценки участия апоптоза в старении, тем более *in vivo*.

Мы исследовали влияние гамма-облучения и индуктора апоптоза этопозидом на продолжительность жизни лабораторных линий дрозофилы, несущих специфические нарушения активности процесса апоптоза. Показано, что у линии *1576*, характеризующейся недостатком активности проапоптотического гена *reaper*, продолжительность жизни после воздействия как ионизирующего облучения, так и индуктора апоптоза этопозидом, достоверно увеличивается по сравнению с контролем. Как известно, у данной линии отмечают накопление избыточной клеточной массы на различных стадиях развития, что свидетельствует о низком уровне апоптоза. Индукция апоптоза облучением и этопозидом могла играть в нашем эксперименте такую же роль, какую она играет при лечении опухолевых заболеваний: активизировать процесс апоптоза нежелательных клеток.

У линии *th¹*, несущей дефект белка ингибитора апоптоза (DIAP-1), было отмечено снижение продолжительности жизни после воздействия. Такой же эффект наблюдали и у линии *P1106*, имеющей

сверхэкспрессию гена протеазы апоптоза *dcp1*. Исключение составил эффект комбинированного воздействия этопозиды и облучения у линии *P1106*: продолжительность жизни не изменилась. Таким образом, старение линий с повышенной чувствительностью к индукции апоптоза протекало с большей скоростью, чем в контроле. Интересно отметить, что совместное воздействие этопозиды и облучения как у линии *P1106*, так и у линии *th* привело к менее выраженному уменьшению продолжительности жизни (либо вовсе не привело к уменьшению, как у линии *P1106*), чем воздействие только этопозиды. Отличия в реакции популяций, подвергнутых воздействию только этопозиды по сравнению с комбинированным действием этопозиды и облучения высокодостоверны ($p < 0.05$). Этот факт может свидетельствовать об антагонизме действия этопозиды и облучения. Данное явление может быть объяснено активацией процессов репарации в ответ на действие облучения, которые препятствуют апоптозу

индуцирующему действию этопозиды, основанному на внесении большого количества двухцепочечных разрывов в ДНК.

Подводя итог, можно сказать, что в экспериментах *in vivo* получены новые факты, свидетельствующие об участии механизмов индуцированной генетической нестабильности в радиоиндуцированном изменении генотипа. Это относится к повышению уровня генетической изменчивости за счет изменения уровня транспозиций, изменению приспособительных признаков в связи с модификацией генной экспрессии, а также связанных с процессами мутабельности, репарации и апоптоза.

Однако для более обоснованного заключения о роли транспозиции мобильных генетических элементов при формировании характера и величины ответа биологических систем в условиях хронического облучения необходимо продолжение исследований с привлечением новых методов, что и выполняется в нашей лаборатории.

ЛИТЕРАТУРА

1. Акифьев А.П., Потапенко А.И., Рудаковская Е.Г. Ионизирующие излучения и 5-бром-2'-дезоксисуридин как инструменты анализа фундаментального механизма старения животных // Радиационная биология. Радиоэкология. Т.37. Вып.4. 1997. С. 613-620.
2. Бурлакова Е. Б. Эффект сверхмалых доз // Вестн. РАН. 1994. Т. 64, N 5. С. 425-431.
3. Васильева Л. А., Ратнер В. А., Бубенщикова Е. В. Стрессовая индукция транспозиций ретротранспозонов дрозофилы: реальность явления, характерные особенности и возможная роль в быстрой эволюции // Генетика. 1997. Т. 33, N 8. С. 1083-1093.
4. Глембоцкий Я.Л., Абелева Э.А., Лапкин Ю.А. Влияние малых доз ионизирующей радиации на частоту возникновения сцепленных с полом рецессивных летальных мутаций у дрозофилы // Радиационная генетика. М.: АН СССР, 1962. С. 312-318.
5. Зайнуллин В.Г. Генетические эффекты хронического облучения низкой интенсивности // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т.37, вып.4. С.555-559.
6. Зайнуллин В. Г. "Доза-эффект" в исследовании эффектов малых доз радиации // Радиочувствительность растений и животных биогеоценозов с повышенным естественным фоном радиации. Сыктывкар: Тр. КНЦ УрО АН СССР, 1988, N 97. С. 93-97.
7. Зайнуллин В. Г. Генетические эффекты хронического облучения в малых дозах ионизирующего излучения. СПб.: Наука, 1998. 100 с.
8. Зайнуллин В. Г., Москалев А. А., Шапошников М. В., Таскаев А. И. Современные аспекты радиобиологии *Drosophila melanogaster*. Апоптоз и старение // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39, вып. 1. С. 49-57.
9. Ивашенко Н. И., Гришаева Т. М., Богданов Ю. Ф. Влияние γ -облучения на гониальные клетки *Drosophila melanogaster* в разных условиях гибридного дисгенеза // Генетика. 1990. Т. 26, N 11. С. 1969-1979.
10. Кузин А. М. Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. М., 1970. 222 с.
11. Сойфер В. Н. Репарация генетических повреждений // Соросовский образовательный журнал. 1997, N 8. С. 4-13.
12. Спитковский Д. М.. Концепция действия низких доз ионизирующей радиации на клетки и ее возможное использование для интерпретации медико-биологических последствий аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1992. Т. 32, вып. 3. С. 382-400.
13. Ahmad K., Golic K.G. Telomere loss in somatic cells of *Drosophila* causes cell cycle arrest and apoptosis // Genetics. 1999. Vol. 151, N 3. P. 1041-1051.
14. Ahmad K., Golic K.G. The transmission of fragmented chromosomes in *Drosophila melanogaster* // Genetics. 1998. Vol. 148, N 2. P. 775-792.
15. Arnault C., Dufournel I. Genome and stresses: reactions against aggressions, behavior of transposable elements // Genetica. 1994. Vol. 93, N 1-3. P. 149-160.
16. Brack C., Ackermann R., Shikama N., Thuring E., Labuhn M. *Drosophila* as a model system for molecular gerontology // Molecular Gerontology / Ed. T. Rattan. New York: Plenum Press. 1996. P.151-176.
17. Calvi B. R., Gelbart W. M. The basis for germline specificity of the *hobo* transposable element in *Drosophila melanogaster* // EMBO J. 1994. Vol. 13, N 7. P. 1636-1644.
18. de Buendia P.G. Search for DNA repair pathways in *Drosophila melanogaster* // Mutat. Res. 1998. Vol. 407, N 1. P. 67-84.
19. Feinendegen L. E., Bond V. P., Sondhaus C. A., Altman K. I. Cellular signal adaptation with damage control at low doses versus the predominance of DNA damage at high doses // R. Acad. Sci. III. 1999. Vol. 322, N 2-3. P. 245-251.
20. Graf U., Green M. M., Wurgel E. E. Mutagen-sensitive mutants in *Drosophila melanogaster*: effects on premutational damage // Mutat. Res. 1979. Vol. 63. P. 101-112.
21. Grososky A.J. Radiation-induced mutations in unirradiated DNA // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 1999. Vol. 96, N 10. P. 5346-5347.

22. Hanawalt P.C. Genomic instability: environmental invasion and the enemies within // *Mut. Res.* 1998. V. 400. № 1-2. P. 117-125.
23. Handler A. M., Gomez S. P. *P* element excision in *Drosophila* is stimulated by gamma-irradiation in transient embrionic assays // *Genet. Res.* 1997. Vol. 70, N 1. P. 75-78.
24. Hari K.L., Santerre A., Sekelsky J.J., McKim K.S., Boyd J.B. et al. The *mei-41* gene of *D. melanogaster* is a structural and functional homolog of the human ataxia telangiectasia gene // *Cell.* 1995. Vol. 82, N 5. P. 815-821.
25. Jazwinski S.M. Longevity, genes, and aging // *Science.* 1996. V. 273. № 5271. P. 54-59.
26. Laurenson A., Bregliano J.-C. Evidence for an inducible repair-recombination system in the female germ line of *Drosophila melanogaster*. II. Deferential sensitivity to gamma rays // *Genetics.* 1995. Vol. 141, N 2. P. 579-585.
27. Laurenson A., Gay F., Ducau J., Bregliano J.-C. Evidence for an inducible repair-recombination system in the female germ line of *Drosophila melanogaster*. III. Correlation between reactivity levels, crossover frequency and repair efficiency // *Genetics.* 1997. Vol. 146, N 4. P. 1333-1344.
28. Lim J. K., Simmons M. J. Gross chromosome rearrangements mediated by transposable elements in *Drosophila melanogaster* // *BioEssays.* 1994. Vol. 16, N 4. P. 269-275.
29. Little J.B. Induction of genetic instability by ionizing radiation // *R. Acad. Sci. III.* 1999. Vol. 322, N 2-3. P. 127-134.
30. Little J.B., Nagasawa H., Pfenning T., Vetrovs H. Radiation-induced genomic instability: delayed mutagenic and cytogenetic effects of X rays and alpha particles // *Radiat. Res.* 1997. Vol. 148, N 4. P. 299-307.
31. Margulies L. A high level of hybrid dysgenesis in *Drosophila*: high thermosensitivity, dependence on DNA repair, and incomplete cytotype regulation // *Mol. Gen. Genet.* 1990. Vol. 220, N 3. P. 448-455.
32. Mason J.M., Green M. M., Shaw K. E., Boyd J. B. Genetic analysis of X-linked mutagen-sensitive mutants of *Drosophila melanogaster* // *Mutat. Res.* 1981. Vol. 81, N 3. P. 329-343.
33. Moore J.K., Haber J.E. Capture of retrotransposon DNA at the sites of chromosomal double-strand breaks // *Nature.* 1996. Vol. 383, N 6601. P. 644-646.
34. Morgan S.E., Lovly C., Pandita T.K., Shiloh Y., Kastan M.B. Fragments of ATM which have dominant-negative or complementing activity // *Mol. Cell. Biol.* 1997. V. № 4. P. 2020-2029.
35. Moustacchi E. DNA damage and repair: consequences on dose-responses // *Mutat. Res.* 2000. Vol. 464, N 1. P. 35-40.
36. Murnane J. P. Role of induced genetic instability in the mutagenic effects of chemicals an radiation // *Mutat. Res.* 1996. Vol. 367, N 1. P. 11-23.
37. Nagasawa H., Little J.B. Unexpected sensitivity to the induction of mutations by very low doses of alpha-particle radiation: evidence for a bystander effect // *Radiat. Res.* 1999. Vol. 152, N 5. P. 552-557.
38. Nikitin A.G., Shmookler Reis R.J. Role of transposable elements in age-related genomic instability // *Genet. Res.* 1997. V. 69. №3. P. 183-195.
39. Osiewacz H. D. Genetic regulation of aging // *J. Mol. Med.* 1997. V.75. № 10. P.715-727 .
40. Pelisson A., Bregliano J.-C. Evidence for rapid limitation of the *I* element copy number in a genome submitted to several generations of I-R hybrid dysgenesis in *Drosophila melanogaster* // *Mol. Gen. Genet.* 1987. Vol. 207, N 2-3. P. 306-313.
41. Pimpinelli S., Berloco L., Fanti L., Dimitri P., Bonnacorsi S. et al., Transposable elements are stable strutral components of *Drosophila melanogaster* heterochromatin // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1995. Vol. 92, N 9. P. 3804-3808.
42. Pollycove M. Nonlinearity of radiation health effects // *Environ. Health. Perspect.* 1998. Vol. 10. Suppl. 1. P. 363-368.
43. Price A. The repair of ionising radiation-induced damage to DNA // *Semin. Cancer. Biol.* 1993. Vol. 4, N 2. P. 61-71.
44. Richter S., Hartmann B., Reichert H. The wingless gene is required for embryonic brain development in *Drosophila* // *Dev. Genes Evol.* 1998. V.208. № 1. P.37-45.
45. Rogina B., Vaupel J.W., Partridge L., Helfand S.L. Regulation of gene expression is preserved in aging *Drosophila melanogaster* // *Curr. Biol.* 1998. V. 8. № 8. P. 475-478.
46. Roiha H., Rubin G.M., O'Hare K. *P* element insertions and rearrangements at the singed locus of *Drosophila melanogaster* // *Genetics.* 1988. Vol. 119, N 1. P. 75-83.
47. Sassone-Corsi P. Transcriptional checkpoints determining the fate of male germ cells // *Cell.* 1997. Vol. 88, N 2. P. 163-166.
48. Saville K., O'Brochta D. The use of *P* and *hobo* elements to investigate DNA double-strand break repair in *D. melanogaster* // *ICRR.* 1998. Vol. 10. 646A.
49. Sekelsky J.J., Burtis K.C., Hawley R.S. Damage Control: The Pleiotropy of DNA Repair Genes in *Drosophila melanogaster* // *Genetics.* 1998. Vol. 148, N 4. P. 1587-1598.
50. Servomaa K., Rytomaa T. UV light and ionizing radiations cause programmed death of rat chloroleukaemia cells by inducing retropositions of a mobile DNA element (*LIRn*) // *Int. J. Radiat. Biol.* 1990. Vol. 57, N 2. P. 331-343.
51. Shiloh Y. Meeting report. Ataxia-telangiectasia, ATM and genomic stability: maintaining a delicate balance. Two international workshops on ataxia-telangiectasia, related disorders and the ATM protein // *Biochimica Biophysica Acta.* 1998. V. 1378. № 2. R11-R18.
52. Teng S.-C., Kim B., Gabriel A. Retrotransposon reverse transcriptase-mediated repair of chromosomal breaks // *Nature.* 1996. Vol. 383, N 6601. P. 641-644.
53. Thottassery J.V., Zambetti G.P., Arimori K., Schuetz E.G., Schuetz J.D. p53-dependent regulation of MDR1 gene expression causes selective resistance to chemotherapeutic agents // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1997. V. 94. №20. P. 11037-11042.
54. Tomei L.D., Umansky S.R. Aging and apoptosis control // *Neurol. Clin.* 1998. V. 16. №3. P. 735-745.
55. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Annex B. // Sources and Effects of Ionising Radiation; UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York: United Nations, 1994. P. 185-272.
56. Wang J.Y.J. Cellular responses to DNA damage // *Curr. Opin. Cell Biol.* 1998. V. 10. P. 240-247
57. Wright E.G. Radiation-induced genomic instability in haemopoietic cells // *Int. J. Radiat. Biol.* 1998. Vol. 74, N 6. P. 681-687.
58. Zdzienicka M. Z. Molecular processes and radiosensitivity // *Strahlenter Onkol.* 1997. Vol. 173, N 9. P. 457-461.

АЗ ДОЗАЛЫ СӘУЛЕЛЕНУ ТӘЖІРИБЕЛЕРІНДЕГІ ДРОЗОФИЛА

^{1,2)}В.Г. Зайнуллин, ¹⁾А.А. Москалев, ¹⁾М.В. Шапошников, ²⁾А.И. Шептякова

¹⁾*Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар қаласы, Ресей*

²⁾*Мемлекеттік Университет, Сыктывкар, Ресей*

In vivo дрозифиласын (*Drosophila melanogaster* линиясындағы) аз дозалы сәулеленумен жүргізілген тәжірибеде индукциялы генетикалық тұрақсыздықты радиоиндукциялы өзгерістік генетикасына ұштастыру механизмін растайтын жаңа мәліметтер алынған. Бұл транспозиция деңгейдің өзгеру есебінен генетикалық өзгеріс деңгейінің артуы сондай-ақ мутабельдік, репарациялық және апоптоза процестерімен және гендік экспрессияның модификациялауына байланысты сәйкестендірілген өзгерістік белгілердің қалыптасуы аңғарылады.

FRUIT-FLIES IN LOW-DOSE EXPOSURE EXPERIMENTS

^{1,2)}V.G. Zainullin, ¹⁾A.A. Moskalov, ¹⁾M.V. Shaposhnikov, ²⁾A.I. Sheptyakova

¹⁾*RAS UrO NC Komi Institute of Biology,*

²⁾*State University, Syktyvkar, Russia*

In vivo exposure of fruit-flies of *Drosophila melanogaster* line to low doses provided new data indicating that mechanisms of induced genetic instability are involved in radiation-induced alteration of genotype. It is true for increase of genetic variance due to change in transposition number, for change in adaptation capabilities due to modification of gene expression, and for mutability-associated reparation and apoptose.

УДК 577.391: 591. 088.5: 54.07

ИЗУЧЕНИЕ РАДИОМОДИФИЦИРУЮЩЕГО ЭФФЕКТА СИНТЕЗИРОВАННЫХ ПРЕПАРАТОВ

¹Кадырова Н.Ж., ²Карабалин Б.К., ¹Кайрамбаев С.К., ³Сейтказина Г.Ж.¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов²Научно-исследовательский институт сельского хозяйства, г.Отар³Институт онкологии и радиологии Министерства здравоохранения РК, г.Алматы

Согласно правил первичного скрининга радиопротекторных соединений на различных тест-объектах изучены 5 синтезированных препаратов. По показателю критерия выживаемости лабораторных животных выявлено некоторое радиозащитное действие фосфатидилинозитола при введении его крысам-самцам в летальных дозах, более выраженное при большей дозе облучения. На белых мышах установлена умеренная радиозащитная эффективность препаратов пиперидинового ряда. Показано, что при разных дозах тотального облучения крыс-самцов производные пиперидина не проявили радиомодифицирующих свойств.

Непрерывное расширение применения человеком ионизирующих излучений в различных областях науки и техники выдвигает в качестве фундаментальной проблемы современной радиобиологии изыскание путей повышения радиоустойчивости организма [1,2,3]. В последние годы в связи со строительством мощных ускорителей ядерных частиц и развитием космических исследований возникла необходимость решать эти вопросы применительно к новым малоизученным видам радиации, в частности к корпускулярным излучениям высоких энергий.

Одна из реальных возможностей повышения радиорезистентности организма на биологической основе состоит в использовании средств фармако-химической защиты - протекторов, существенно уменьшающих поражающее действие облучения. Начиная со дня открытия радиозащитных веществ [Бак З, 1949], изучены тысячи соединений, отобраны наиболее эффективные, способные предотвратить гибель животных, подвергнутых облучению в смертельных дозах [3-8 и др.]. Проблема повышения устойчивости организма к действию радиации заслуживает самого пристального внимания, как в настоящее время, так и в перспективе.

Установлено наличие инкорпорированных радионуклидов Sr-90 и Pu-239 в организме жителей населенных пунктов "Мостик" и "Майский", расположенных близ Семипалатинского полигона [9], что свидетельствует о продолжении и сегодня внешнего и внутреннего облучения населения Семипалатинской области. Этот факт доказывает необходимость проведения реабилитационных мер, составной частью которых является не только быстрое выведение из организма людей указанных и других инкорпорированных радионуклидов, но и повышение их иммунобиологических свойств.

Вопрос поиска наиболее эффективных препаратов остается актуальным пока будут существовать источники ионизирующих излучений как в природной среде, так и при использовании их в лабораторных условиях, на установках, в медицине и пока

будет существовать угроза аварий на атомных реакторах.

Целью настоящей работы является выявление радиомодифицирующих свойств синтезированных препаратов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектами исследования служили белые беспородные мыши, крысы-самцы кондиционного возраста и веса. В эксперименте использованы методические указания по экспериментальному и клиническому изучению радиопротекторов [10], рекомендации по методике облучения экспериментальных животных рентгеновыми и гамма-лучами [11], справочник "Лабораторные методы исследования" [13]. Статистическая обработка данных проводилась по Монцевичюте-Эрингене [12].

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОМОДИФИЦИРУЮЩЕГО ЭФФЕКТА СИНТЕЗИРОВАННЫХ ПРЕПАРАТОВ НА РАЗЛИЧНЫХ ТЕСТ-ОБЪЕКТАХ

Изучение радиомодифицирующего действия фосфатидилинозитола.

Как известно, фосфатидилинозитол является важным компонентом биологических мембран. Открытие явления включения фосфатидилинозитола в процессы трансляции эукариотических клеток привело к резкому возрастанию интереса к метаболизму и функции этого компонента. Фосфатидилинозитол и его производные являются очень активными биологическими веществами, так как они контролируют разнообразные клеточные функции, такие как пролиферация, метаболизм и секреция (М.А. Айтхожин, М.К. Гильманов).

Проведены серии экспериментов для выявления радиомодифицирующего свойства фосфатидилинозитола, синтезированного в лаборатории структуры регуляции ферментов Института молекулярной биологии и биохимии, докт. биол. наук, профессора М.К. Гильманова.

В настоящий опыт были взяты белые крысы - самцы массой 160-220 г. Препарат фосфатидилинозитол (ФИ) вводили внутривентриально за 25-30 минут до облучения. Контрольные животные получили

аналогично физиологический раствор. Тотальное облучение животных проводили на γ -установке "Агат РМ" в дозах 7, 8 и 9 Гр. при следующих физико-технических условиях: мощность – 116,4 р/мин, энергия 1,25 мэв, РИК – 75 см, поле облучения 20х20 см. Крыс помещали в 6-тикамерную плексигласовую клетку с вентиляционным отверстием и крышкой, в которой они находились во время облучения в течение времени, соответствующей дозе облучения.

Животные были разделены на семь групп: 1 группа – 7 Гр. - контроль облучения, 2 группа – 7 Гр. + ФИ, 3 группа – 8 Гр. - контроль облучения, 4 группа – 8 Гр. + ФИ, 5 группа – 9 Гр. - контроль облучения, 6 группа – 9 Гр. + ФИ, 7 группа – биологический контроль.

Экспериментальные животные находились под наблюдением в течение 30 суток. За это время проводилось ежедневное клиническое наблюдение, измерение физиологических параметров и гематологическое исследование крыс до начала облучения, на 1, 5, 10 и 30 сутки наблюдения.

Клиническое наблюдение крыс показало, что при данных дозах облучения с первых суток отмечено

их заметное общее угнетение, вялость, малоподвижность. Отличие данного эксперимента состоит в том, что проявления со стороны слизистых рта и глаз в виде их сукровичных выделений и бледности окраски слизистой замечены с 7-12 суток наблюдения наряду с аналогичной реакцией со стороны органов пищеварения.

При летальных дозах облучения, как следует из таблицы 1, выживаемость животных при использовании фосфатидилинозитола выше в 3,0 раза при дозе облучения 9 Гр. и в 1,3 раза при дозе облучения 8 Гр. сравнительно контроля облучения. Изменения средней продолжительности жизни крыс при введении фосфатидилинозитола перед облучением в дозе 8 и 9 Гр. незначительны.

Гематологическое исследование показало, что при испытании препарата фосфатидилинозитола наблюдается лейкопения, нарастающая вплоть до 10 суток, после чего отмечается перелом в сторону процессов восстановления, хотя полного восстановления белой крови к концу намеченного срока наблюдения нами не отмечено.

Таблица 1. Оценка радиомодифицирующего действия фосфатидилинозитола по выживаемости и средней продолжительности жизни при облучении белых крыс в летальных дозах

№№ пп	Исследуемые группы	Падеж, %	Выживаемость, %	СПЖ, дни
1	8 Гр - контроль	50,0	50	21,6
2	8 гр + ФИ	37,5	62,5	23,8
3	9 Гр - контроль	87,5	12,5	15,9
4	9 Гр + ФИ	62,5	37,5	17,9
5	Биологический контроль	-	100,	30

Следовательно, по критерию выживаемости лабораторных животных фосфатидилинозитол при введении его перед тотальным облучением в летальных дозах выявил радиозащитное действие, которое было более выражено при большей дозе облучения (9 Гр). Критерий средней продолжительности жизни крыс при испытании фосфатидилинозитола был не показателен.

Изучение радиомодифицирующего действия препаратов из группы пиперидина.

Согласно правил первичного скрининга радиопротекторных соединений изучены 4 препарата из группы пиперидина, синтезированные в Институте химии НАН РК под руководством К.Ж.Пралиева. Препараты были условно наименованы РП₁₃, РП₁₄, РП₁₅, РП₁₆. Препараты пиперидинового ряда представляют собой мелкий кристаллический порошок белого цвета, легко растворимый в воде. Испытание этих препаратов на радиомодифицирующие свойства было проведено на 2 видах лабораторных животных – беспородных мышках и крысах. На мышках исследования выполнены сотрудниками Института онкологии и радиологии РК (доктор биол. наук Г. Ж. Сейтказина.)

Изучение острой токсичности препаратов пиперидинового ряда на мышках. Определение дозовой нагрузки.

Опыты проводились на 288 мышках. Изучалась острая токсичность, определялась зависимость процента гибели мышей от дозы испытуемого соединения. Материал подвергался пробит анализу (М. А. Бельский, 1963), высчитывалась ЛД₈₄, ЛД₅₀, ЛД₁₆ (ЛД – летальная доза). На острую токсичность соединение под шифром РП₁₆ испытано в дозах 40, 50, 100, 120, 140, 193 мг/кг. В диапазоне доз от 50 до 120 мг/кг смертности не наблюдалось. Анализ дозовой зависимости позволил высчитать дозу 50% летальности -140 мг/кг, ЛД₁₆ – 115 мг/кг, 1/2 от ЛД₁₆ – 57,5 мг/кг, 1/8 от ЛД₁₆ – 14,4мг/кг. В поведении мышей при введении всех испытанных доз препарата РП₁₆ отмечалась одна характерная черта – состояние двигательного возбуждения, сопровождающееся резким тоническим поднятием хвоста под прямым углом к спине. Последнее может свидетельствовать о повышении эмоционального тонуса. При исследовании острой токсичности соединения РП₁₅ изучены дозы 85, 170, 335, 380, 450, 1000, 1500 мг/кг. На основании дозовой зависимости гибели мышей рассчитаны ЛД₅₀ – 380 мг/кг, ЛД₁₆-258 мг/кг, 1/2 от ЛД₁₆

– 129 мг/кг, $\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆ – 32 мг/кг. Поведенческих особенностей после введения данного препарата не наблюдалось. Исследование острой токсичности РП₁₄ показало следующее. Дозы 300, 450, 600, 900 мг/кг не вызывали смерти мышей. При 1500 мг/кг пало 55% животных, при 1750 мг/кг – 67%, при 2000 мг/кг – 100% мышей. Анализ дозовой зависимости позволил рассчитать ЛД₅₀ – 1550 мг/кг, ЛД₁₆ – 1250 мг/кг, $\frac{1}{2}$ от ЛД₁₆ – 625, $\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆ – 156 мг/кг. Для соединения РП₁₃ испытаны дозы 143, 200, 286, 350, 490, 596 мг/кг массы. В диапазоне 143, 200 мг/кг мыши не погибали, 100% гибели животных отмечены при дозах 350 мг/кг и выше. 50% летальная доза составила 286 мг/кг, ЛД₁₆ – 225 мг/кг, $\frac{1}{2}$ от ЛД₁₆ – 113, $\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆ – 28 мг/кг.

Выявление радиопротекторных свойств препаратов из группы пиперидина на мышах

В опытах по исследованию возможных протекторных свойств изучаемых соединений использовались $\frac{1}{2}$ и $\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆. Соединения РП₁₆ вводили перорально через пищеводный зонд в дозе 57,5 и 14,4 мг/кг за 1 час до облучения, РП₁₅ – в дозе 129 и 32 мг/кг, РП₁₄ – 625 и 156 мг/кг, РП₁₃ – 113 и 28 мг/кг внутрибрюшинно за 15-20 минут до облучения.

Общее облучение мышей проводилось через 15-20 минут после внутрибрюшинной инъекции препарата или через 1 час после перорального введения через зонд из расчета концентрационного 0,5 мл на мышь массой 20г. Облучение проводили на рентгеновской установке РУМ-17 при следующих физико-технических условиях: напряжение 200 кВ, сила тока – 10 ма, фильтр 1 мм Cu, кожно-фокусное расстояние – 40 см, мощность – 45,7 рад/мин, поле облучения 10 x 15 см. Мышей помещали в 6-ти камерную плексигласовую коробку с вентиляционным отверстием. Животных наблюдали в течение 30-35

дней, регистрировалась смертность и продолжительность жизни.

До начала проведения исследований возможных радиопротекторных свойств испытуемых препаратов изучалась дозовая зависимость выживаемости мышей при общем облучении. Это обусловлено тем, что в литературе величина смертных доз колеблется в широких пределах. Так, ЛД₅₀ для разных популяций мышей, различных условий жизни, сезона года и многих неучтенных факторов составляет от 7 до 15 Гр. Особо следует оговорить дозу облучения в данном эксперименте. Неоднократно повторенные эксперименты по изучению дозовой зависимости выживаемости мышей при общем облучении, проведенные в разные сезоны года, свидетельствуют, что наиболее часто средней дозой является 7 Гр., дающая процент гибели между 40 и 60%. Однако, в предыдущих опытах при 7 Гр. трижды получены 70-80 процентная гибель мышей. В связи с этим, в настоящих испытаниях использована доза 6 Гр. В настоящих исследованиях изучались радиопротекторные свойства 4-х препаратов под шифром РП₁₃, РП₁₄, РП₁₅ и РП₁₆. Сведения об испытанных дозах приведены в таблице 2.

Анализ полученных данных показал, что на фоне высокой лучевой поражаемости мышей три соединения РП₁₃, РП₁₅ и РП₁₆ оказались радиозащитными средствами. Для РП₁₃ величина терапевтической дозы составила 28 мг/кг, РП₁₅ – 32 и 129 мг/кг, РП₁₆ – 57,5 мг/кг. Следовательно, изученная группа соединений обладает умеренным радиопротекторным действием при общем облучении в поражающей дозе 6 Гр.

"Чистое" облучение мышей в дозе 6 Гр. приводит к высокой степени гибели мышей-91,7%, процент выживших составил 8,3 при средней продолжительности жизни (СПЖ) павших мышей – 10,5 дня (Табл. 3).

Таблица 2. Дозовая зависимость препаратов из группы пиперидина

Исследуемые препараты	Дозы (мг/кг)				Способы введения
	ЛД ₅₀	ЛД ₁₆	$\frac{1}{2}$ от ЛД ₁₆	$\frac{1}{8}$ от ЛД ₁₆	
РП ₁₆	140	115	57.5	14.4	пер. ос
РП ₁₅	380	258	129.0	32.0	в/бр.
РП ₁₄	1550	1250	625.0	156.0	в/бр.
РП ₁₃	286	225	113.0	28.0	в/бр.

Таблица 3. Характеристика доз препаратов, выживаемость и СПЖ мышей при общем облучении в дозе 6 Гр. в результате использования соединений пиперидинового ряда

Исследуемые препараты	Доза облучения, Гр	Кол-во мышей	Доза от ЛД ₁₆	Доза мг/кг	Выживаемость, %	Падеж, %	СПЖ павших, дни
РП ₁₃	6	32	$\frac{1}{2}$	113.0	8.5	91.5	11.4
	6	32	$\frac{1}{8}$	28.0	38.8	61.2	15.6
РП ₁₄	6	32	$\frac{1}{2}$	625.0	13.7	86.3	13.2
	6	32	$\frac{1}{8}$	156.0	2.7	97.3	11.6
РП ₁₅	6	32	$\frac{1}{2}$	129.0	19.9	80.1	10.9
	6	32	$\frac{1}{8}$	32.0	33.2	66.8	12.2
РП ₁₆	6	32	$\frac{1}{2}$	57.5	41.8	58.2	12.4
	6	32	$\frac{1}{8}$	14.4	2.9	97.1	11.3
Контроль	6	32	-	-	8.3	91.7	10.5

Внутрибрюшинное введение препарата под шифром РП₁₃ в дозе 113 мг/кг ($\frac{1}{2}$ от ЛД₁₆) не меняет выживаемости после общего облучения 6 Гр. – было 8.5% выживших и СПЖ составила 11.4 дня. Меньшая доза препарата- 28 мг/кг ($\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆) увеличивает количество выживших до 38.8% и заметно удлиняет сроки жизни павших мышей до 15.6 дня.

Соединение РП₁₄ при испытании в дозах 625 и 126 мг/кг оказалось неэффективным. Очень невысок процент выживших – 13.7, лишь незначительно превышает контрольный, СПЖ погибших несколько выше контроля (13.3 дня) при дозе $\frac{1}{2}$ от ЛД₁₆. При дозе препарата $\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆ показатели были ниже контрольных.

Показано, что обе испытанные дозы соединения РП₁₅ обладают умеренным радиопротекторным действием. Процент выживших составил 19.9 и 33.2, СПЖ павших 10.9 и 12.2 дня при дозах 129 и 32 мг/кг. Следует заметить, что меньшая доза ($\frac{1}{8}$ от ЛД₁₆) оказалась более действенной.

При испытании соединения РП₁₆ установлено, что заметным радиопротекторным действием обладает доза 57.5 мг/кг, составляющая $\frac{1}{2}$ от ЛД₁₆. Процент выживших составил 41.8, СПЖ погибших животных - 12.4 дня. Меньшая доза – 14.4 мг/кг оказалась неэффективной.

Таким образом, из 4-х испытанных препаратов, умеренной радиозащитной эффективностью у мышей обладают РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆. Из них РП₁₅ действенен в обеих взятых дозах. Резюмируя полученные данные, можно заключить, что идея использования производных пиперидина с предполагаемыми свойствами нейрорadiопротекторов положительно подтверждается в экспериментах на мышах. Изученная группа соединений обладает умеренным радиопротекторным действием при общем облучении в поражающей дозе.

Исследование радиомодифицирующего эффекта соединений пиперидинового ряда на крысах.

В эксперименте использованы 300 крыс-самцов. Проведены 3 серии экспериментов с учетом сезонности и разных доз излучения. Физико-технические условия аналогичны предыдущей серии экспериментов на крысах. Облучение проводили на γ -установке "Агат РМ" при 8 и 9 Гр.

Поскольку РП₁₄ при исследовании на мышах оказался неэффективным, мы не включили его в данный эксперимент. Препарат РП₁₃ вводили внутри-

брюшинно за 15-20 минут до общего облучения в дозе $\frac{1}{8}$ (14 мг/кг) от ЕД₁₆. Препарат РП₁₅ вводили также внутрибрюшинно за 15 минут до тотального облучения в дозе $\frac{1}{8}$ (16 мг/кг) и $\frac{1}{2}$ (64,5 мг/кг) от ЕД₁₆. Путь введения препарата РП₁₆ был пероральный за 1 час до намечаемого облучения в дозе $\frac{1}{2}$ (28,8 мг/кг) от ЕД₁₆. Введение РП₁₃ и РП₁₅ крысы перенесли без особенностей. При введении РП₁₆ отмечены особенности, состоящие в том, что через 20-30 минут после перорального введения препарата все животные этой группы во всех 3 экспериментах перенесли состояние шока, коллапса, которое продолжалось вплоть до облучения. Доза общего облучения животных при всех препаратах составила 9 Гр.

Сроки наблюдения, изучаемые параметры животных идентичны предыдущим сериям. Результаты клинического наблюдения опытных крыс показали, что изменения желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) в виде жидкого стула отмечены на 3 сутки только у крыс в группе контроля облучения. Реакция ЖКТ животных, получавших перед облучением препарат, наступала позже. Наряду с отмеченными нарушениями налицо был весь симптомокомплекс острой лучевой болезни (ОЛБ). Вместе с выявленным букетом клинических проявлений ОЛБ нами при изучении физиологических параметров отмечено резкое падение температуры тела опытных крыс на 1-ые сутки наблюдения, которое было более выражено у животных, облученных на фоне испытываемых препаратов. Масса тела животных, как в контроле облучения, так и при введении препаратов оставалась относительно стабильной в период развития ОЛБ и незначительно повышалась в результате восстановительного периода.

Как видно из таблицы 4, СПЖ животных группы контроля облучения составила 6 дней при 100% смертности крыс. В опытных группах при использовании препаратов РП₁₃, РП₁₅ в дозе $\frac{1}{8}$ от ЕД₁₆ при 100% гибели животных средняя длительность жизни павших животных отмечена ниже контроля и только в группе животных, получавших предварительно РП₁₆ в дозе $\frac{1}{8}$ ЕД₁₆, выживаемость составила 12.5%, а падеж 87.5%. Из результатов серии экспериментов следует, что препараты РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆ в примененных нами дозах не проявили радиомодифицирующего действия.

Таблица 4. Показатели СПЖ и выживаемости белых крыс в результате облучения их поражающей дозой на фоне испытания препаратов пиперидинового ряда

Исследуемые группы	Кол-во животных, голов	Доза облучения, Гр	Выживаемость, %	Падеж, %	СПЖ, дни
Биологический контроль	16	-	100	-	30
Контроль облучения	16	9	0	100	6,0
РП13 – $\frac{1}{8}$ от ЕД16	16	9	0	100	5,6
РП15 – $\frac{1}{8}$ от ЕД16	16	9	0	100	5,5
РП15 – $\frac{1}{2}$ от ЕД16	16	9	0	100	9,1
РП16 – $\frac{1}{8}$ от ЕД16	16	9	12,5	87,5	5,3

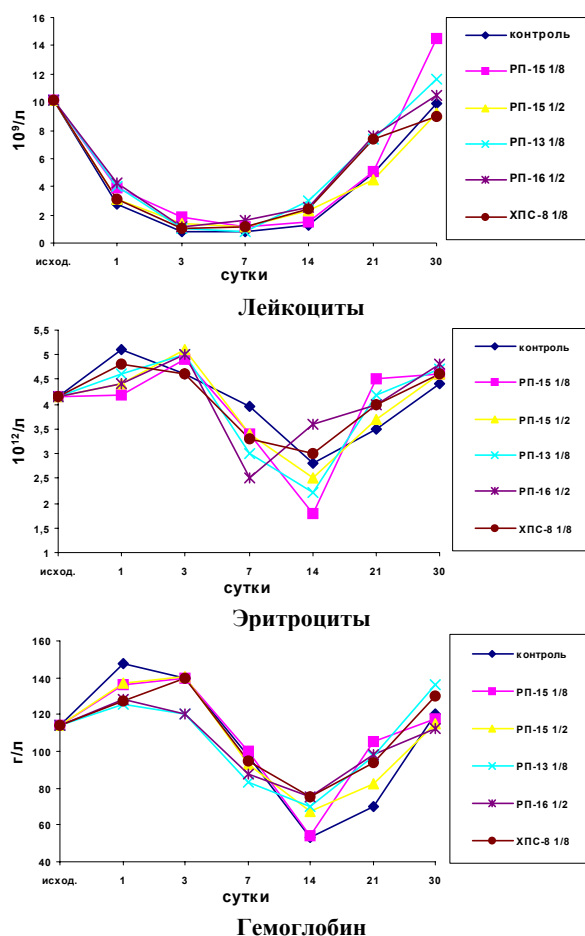


Рисунок. Динамика изменения периферической крови белых крыс в результате тотального облучения их летальной дозой 9 Гр на фоне предварительного введения препаратов РП-13, 15, 16

Гематологическое исследование опытных животных на первые сутки наблюдения согласно клиники ОЛБ и примененных доз облучения продемонстрировало падение уровня лейкоцитов во всех исследуемых группах. Однако у животных, получавших перед облучением препарат РП₁₅ в дозе $\frac{1}{8}$ ЕД₁₆ и РП₁₆ при дозе $\frac{1}{2}$ ЕД₁₆ количество лейкоцитов, было выше их значения в группе животных контроля облучения. Очевидно, влияние излучения на организм животных при применении этих препаратов, по крайней мере, на первые сутки наблюдения, было менее выражено, чем в группе контроля излучения. Следует отметить, что эти данные гематологического исследования коррелируют с большей выживаемостью животных при облучении их на фоне ис-

пользования препарата РП₁₆. Анализ гематологической картины в процессе наблюдения свидетельствует, что пик падения количества лейкоцитов приходится на 3-и сутки и такой уровень их сохраняется до 7-х суток, после которых отмечается постепенный подъем их уровня, вплоть до полного восстановления к концу 30-х суток. Картина красной крови изменяется несколько иначе – здесь уменьшение содержания эритроцитов и гемоглобина происходит позже и постепенно вплоть до 14-х суток, когда отмечен их пик снижения, после которого к концу эксперимента также происходит восстановление их уровня (Рис.).

Как следует из проведенных экспериментов, радиомодифицирующих свойств препараты пиперидинового ряда не выявили.

Таким образом, в результате испытания препаратов пиперидинового ряда на разных тест-объектах с целью выявления модифицирующих свойств установлено следующее. Из 4-х испытанных препаратов на белых мышах умеренной радиозащитной эффективностью у этого вида лабораторных животных обладают РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆ при общем облучении их в поражающей дозе. Из них РП₁₅ проявил терапевтическое действие в малой и большой дозах. Результаты проведенных 3-х серий экспериментов на белых крысах свидетельствуют, что при облучении крыс в летальных дозах препараты РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆ не проявили радиозащитного действия.

Выводы

1. По показателю критерия выживаемости лабораторных животных выявлено некоторое радиозащитное действие фосфатидилинозитола при введении его крысам-самцам перед тотальным облучением их в летальных дозах. Радиозащитное действие было более выражено при большей дозе облучения (9 Гр.).
2. Изучена острая токсичность 4-х препаратов пиперидинового ряда на 288 мышах. Определена дозовая нагрузка.
3. На белых мышах установлена умеренная радиозащитная эффективность препаратов пиперидинового ряда – РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆. Причем, РП₁₅ действенен в малой и большой дозах.
4. Установлено, что при разных дозах облучения крыс-самцов производные пиперидина – РП₁₃, РП₁₅, РП₁₆ не проявили радиомодифицирующих свойств.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ярмоненко С.П.// Радиобиология человека и животных. - М.: Высшая школа. - 1977.
2. Саксонов П.П., Шашков В.С., Сергеев П.В.// Радиационная фармакология. - М.: Медицина. - 1976.- 256с.
3. Романцев Е.Ф.// Радиация и химическая защита. - М.: Атомиздат. - 1968. -248 с.
4. Романцев Е.Ф.// Радиация и химическая защита. - М.: Атомиздат. - 1971.
5. Бак З.// Химическая защита от ионизирующей радиации. - М.: Атомиздат. - 1968.
6. Саксонов П.П., Шашков В.С., Сергеев П.В.// Радиационная фармакология. -М.: Медицина. - 1976.- 256с.

7. Кудряшов Ю.Б. /Экспресс-методы первичного отбора и изучения свойств химических средств защиты от лучевого поражения. // Лучевое поражение и его модификации. - М.: Наука. - 1985. - С.3-20.
8. Ящунский В.Г. /Успехи поиска химических радиопротекторов. // Успехи химии. - 1975. - Т.44. - № 3. - С. 531-574.
9. Hille R., Hill P., Bouisset P., Calmet D., Kluson J., Seisebaeb A., Smagulob S. /Population dose near the Semipalatinsk test site. // Radiat Environ Biophys. - 1998. - 37. - P.143-149.
10. Методические указания по экспериментальному и клиническому изучению радиопротекторов. - М. - 1978.
11. Рекомендации по методике облучения экспериментальных животных рентгеновыми и γ -лучами. - М.: Медгиз - 1954.
12. Мончевичуте-Эрингене.// Методы статистической обработки. - 1964.
13. Справочник "Лабораторные методы исследования" под ред. Меньшикова – М.:Медицина. –1971.

СИНТЕЗ АРҚЫЛЫ ЖАСАЛЫНҒАН ПРЕПАРАТТАРЫНЫҢ РАДИОМОДИФИКАЦИЯЛЫҚ ӘСЕРІН ЗЕРТТЕУ

¹Н.Ж. Кадырова, ²Б.К. Карабалин, ¹С.К. Кайрамбаев, ³Г.Ж. Сейтказина

¹Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

²Ауыл-шаруашылық ғылыми-зерттеу институты, Отар қаласы

³ҚР Денсаулық сақтау министрлігінің онкология және радиология институты, Алматы

Алғашқы скрининг радиопротекторлары біріккен әр түрлі тест-объектілерінің ережесі бойынша 5 синтез арқылы жасалынған препараттары зерттелген. Зертханалық жануарлардың өміршендік критерияның көрсеткіші бойынша фосфатидилинозитолы егеу-құйрықтар өлім дозасын енгізгенде көп мөлшерде сәуле қабылдағанда кейбір радиокорғану әрекеттері анықталған. Ақ тышқандарда бірыңғай радиокорғану тиімділігі қатардағы препараттармен анықталған. Егеу-құйрықтар әр-түрлі мөлшерде жалпы сәуле қабылдағанда пиперидің туындыларында радиомодификациялық қасиеттері байқалмаған деп көрсетілді.

STUDY OF RADIOMODIFYING EFFECTS OF SYNTHESIZED COMPOUNDS

¹N.Zh. Kadyrova, ²B.K. Karabalin, ¹S.K. Kairambaev, ³G.Zh. Seitkazina

¹RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov

²Research Institute of Agriculture, Otar

³Institute of Oncology and Radiology of the RK Ministry of Health Protection, Almaty

Five synthesized compounds have been screened according to primary screening rules for radioprotective compounds using various test-objects. Based on survival rate, some radioprotective effects were found in phosphatidilinositol after injection into male rats before total exposure to lethal doses. Moreover, the higher the dose, the more pronounced protective effects were. A moderate radioprotective influence was also shown by compounds of piperidine series in white mice. Piperidine derivatives manifested no radiomodifying properties when exposing male rats to various doses of total exposure.

УДК 574.622.539.16

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СОРБЕНТОВ НА ОСНОВЕ ГЛИН ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОНУКЛИДАМИ

¹Ахметов М.А., ²Синяев В.А., ¹Ларин В.Н., ¹Курманбаева Д.С., ¹Голикова Н.В.

¹Институт радиационной безопасности и экологии ИЯЦ РК, г. Курчатов

²Институт химических наук ИЯЦ РК, г. Алматы

В рамках работ по экологической реабилитации территорий поверхностных водоемов, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате ядерных взрывов, проводится изучение свойств различных сорбентов для очистки вытекающих из штолен вод от радионуклидов. Предпочтение отдано поиску и использованию природных сорбентов местного происхождения.

ВВЕДЕНИЕ

Горный массив Дегелен использовался в качестве испытательной площадки, на которой ядерные взрывы малой мощности (не более 20 кт) проводились в горизонтальных горных выработках – штольнях [1]. Несмотря на малую мощность ядерных устройств, их подрывы обусловили не только необратимое разрушение горных структур, но и разбалансировку гидрологического режима, проявившуюся в формировании водотоков из нескольких штолен. Возник вторичный фактор длительного радиоактивного загрязнения дневной поверхности горного массива – водная миграция радионуклидов из полостей штолен. Грунтовые воды, протекая через полости взрыва, растворяют радиоактивные продукты взрыва с плоскостей трещин и переносят их на дневную поверхность, вследствие чего происходит загрязнение всей водной системы горного массива Дегелен.

Штольни с водопроявлением размещены практически во всех частях горного массива Дегелен и оказывают непосредственное влияние на загрязнение прилегающих территорий за счет впадения водотоков в горные ручьи Тахтакушук, Узынбулак и Байтлес. Все ручьи вдоль своего русла разливаются на достаточно большой территории, образуя заболоченные участки местности, на которых за многие годы могло сконцентрироваться большое количество радионуклидов. На низменных участках местности наличие водопитока благоприятно сказывается на развитии растительности. Таким образом, наличие радиоактивного загрязнения местности может повлечь за собой проникновение радионуклидов в пищевую цепочку "вода (почва) – растения – животные – человек". Вода и растения – одни из важных звеньев экологической цепочки, по которой продукты ядерных взрывов переходят в организм животных и человека. Радиоактивно загрязненные ручьи из штолен являются главным источником радионуклидного загрязнения экологических систем горного массива Дегелен, представляющим опасность как в настоящее время, так и в будущем.

Количество штолен с водотоками в результате влияния различных факторов меняется из года в год.

После консервации штолен их число сократилось до десяти. С начала проведения работ по ликвидации штолен на испытательной площадке "Дегелен" проводится радиационный мониторинг штолен с водопроявлениями, основная задача которого – исследование водной миграции радионуклидов из водоносных штолен. Результаты обследования дают возможность оценить количество радионуклидов Cs-137 и H-3, вынесенных штольневymi водами на поверхность [4].

Проведенные мониторинговые исследования бывших испытательных штолен на горном массиве Дегелен после закрытия показали, что продолжается вынос радиоактивности из штолен с водопроявлениями и накопление радиоактивности по руслам постоянных и временных водотоков. Наличие загрязненных участков предполагает возможность смыва радиоактивных продуктов с паводковыми водами и атмосферными осадками в водные артерии региона, соединяющиеся с р. Иртыш [2].

ОСНОВНАЯ ЧАСТЬ

Проблема разработки природоохранных мероприятий по уменьшению выноса радионуклидов с водотоками из штолен в открытую гидрографическую сеть горного массива Дегелен, в первую очередь, связана с поиском эффективных и недорогих сорбентов для извлечения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$ из воды. Естественно, что с точки зрения доступности и дешевизны наиболее перспективными являются природные либо модифицированные сорбенты. В этой связи разработана программа по изучению сорбционных способностей местных глин и компонентов на их основе для очистки грунтовых и поверхностных вод от радиоактивных продуктов подземных ядерных взрывов на территории СИП.

Целью работы является разработка эффективных сорбентов из природных материалов для очистки радиоактивно загрязненных вод.

В качестве сорбентов для очистки воды от радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239/240}\text{Pu}$ использовались следующие сорбенты: белая элювиальная глина, гипс, активированный уголь, глины, модифицированные соединениями фосфора.

Часть опытов были "модельными" (в воду вносились радиоактивные "метки"), в некоторых опытах использовалась вода, отобранная на водотоках штолен, загрязненных радионуклидами. Соотношение жидкой (вода) и твердой (сорбент) фаз было от 2:1 до 20:1. Условия сорбции были приближены к естественным (статические, без перемешивания), время контакта с сорбентом от 12 до 24 часов. Результаты опытов приведены в таблице 1.

Проведенные исследования показали, что местные природные сорбенты (белые глины) являются наиболее перспективными для очистки загрязненных радионуклидами вод, вытекающих из штолен.

Установлено, что сорбционная емкость каолиновых природных глин значительно увеличивается после обработки их минеральными кислотами, в частности, фосфорной кислотой, которая для подобных целей ранее не применялась [3]. Между тем,

продукты взаимодействия каолина именно с фосфорной кислотой могут рассматриваться как наиболее перспективные средства для связывания ионов многовалентных металлов и радионуклидов в водных растворах, поскольку фосфаты, а именно они образуются при взаимодействии каолина с фосфорной кислотой, являются высокоэффективными коагулянтами.

Для дальнейших экспериментов использовалась каолиновая глина, модифицированная фосфорной кислотой в соотношении 1:2 и 1:4. Эксперимент был проведен с внесением различного количества сорбента на 1 л воды – 10; 5; 1; 0,5; 0,25; 0,1 г. Для опыта использовалась вода, взятая из штольни № 104. После внесения сорбента вода взмучивалась в течение 5 минут, отстаивалась до осаждения сорбента, затем фильтровалась. Результаты эксперимента приведены в таблице 2.

Таблица 1. Изучение сорбционных свойств различных сорбентов

№	Вид сорбента	Исследуемый радионуклид	Исходная удельная активность, Бк/л	Время экспозиции, часы	Удельная активность после опыта, Бк/л (% от исходной активности)
1	Белая глина	¹³⁷ Cs	640	12	4 (0,6%)
	Гипс			12	4 (0,6%)
	Активированный уголь			12	9 (1,4%)
2	Белая глина	²³⁸ Pu	87	12	3 (3,5%)
	Активированный уголь			12	5,4 (6,2%)
	Белая глина	⁹⁰ Sr	1290	12	400 (31%)
	Гипс			12	1300 (100%)
	Активированный уголь			12	930 (72%)
3	Белая глина	¹³⁷ Cs	17,3*10 ⁴	24	17,3*10 ³ (10%)
		⁹⁰ Sr	19,1*10 ⁴	24	21,9*10 ³ (11%)
		²³⁸ Pu	632	24	8 (1,3%)

* – модельные эксперименты (радионуклид вносился в воду)

Таблица 2. Изучение сорбционных свойств модифицированных сорбентов

№ п/п	Вес сорбента в 1 л воды, г	Содержание радионуклидов в 1 л воды, Бк						Коэффициент сорбции, %		
		^{239/240} Pu		⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		^{239/240} Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
		до опыта	после опыта	до опыта	после опыта	до опыта	после опыта			
Сорбент 1:2										
1	10	110	3	1220	589	220	57	97,3	51,7	74,1
2	5	110	13	1220	670	220	120	88,2	45,1	45,5
3	2,5	110	24	1200	831	220	107	78,2	31,9	51,4
4	1	110	27	1220	876	220	237	75,5	28,2	–
5	0,5	110	5	1220	816	220	229	95,5	33,1	–
6	0,25	110	15	1200	1029	220	211	86,4	15,7	4,1
7	0,1	110	47	1220	994	220	268	57,3	18,5	–
Сорбент 1:4										
8	10	110	3	1220	302	220	104	97,3	75,2	52,7
9	5	110	11	1220	556	220	79	90	54,4	64,1
10	2,5	110	12	1200	652	220	99	89,1	46,6	55,0
11	1	110	24	1220	661	220	115	78,2	45,8	47,7
12	0,5	110	8	1220	809	220	82	92,3	33,7	62,7
13	0,25	110	23	1200	800	220	188	79,1	34,4	14,5
14	0.1	110	24	1220	1000	220	214	78.2	16.4	2.7

Выполненные анализы показали, что поглощение плутония происходит более, чем на 97%, цезия – на 74%, стронция – на 75% при внесении сорбента в количестве 10 г на 1 л воды.

По результатам проведенных экспериментов была разработана возможная технологическая модель для очистки воды применительно к условиям Дегелена. В

дальнейшей работе использовалась фильтрующая система, конструкция которой состояла из трех отстойников. Отстойники устанавливались на разной высоте так, что каждый последующий отстойник находился ниже предыдущего. Верх каждого отстойника открыт. Вход воды – снизу, выход – сверху, скорость движения воды – около 1000 см³/час. В каждый

отстойник вносилось по 10 г сорбента (глина, модифицированная фосфорной кислотой в соотношении 1:2), через который проходила вода с внесенными в нее радионуклидами. По удельным активностям радионуклидов в пробе воды до и после пропускания ее

через отстойники с сорбентом, была оценена сорбционная способность используемых модифицированных глин. Полученные в результате эксперимента данные приведены в таблице 3.

Таблица 3. Результаты эксперимента по применению модифицированных сорбентов

Удельная активность, Бк/кг								Коэффициент сорбции, %		
До внесения меток		После внесения меток			После сорбции					
²³⁹ Pu	¹³⁷ Cs	²³⁸ Pu	⁹⁰ Sr	²³⁹ Pu	²³⁸ Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	²³⁸ Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
<0.02	15	30.4±2.2	127±9	<0.02	10.5±2.3	80±14	5.6±1.7	65	37	63

Как видно из таблицы 3, поглощение ²³⁸Pu происходит на 65%, ¹³⁷Cs – на 63%, а ⁹⁰Sr – всего на 37%. Полученные результаты несколько хуже показанных в таблице 2. Возможно, это объясняется тем, что внесение радионуклидов в воду значительно изменяет ее pH (повышает кислотность), а в кислой среде сорбционная способность глин довольно низка. Таким образом, проведенные опыты показывают, что наилучшие результаты достигаются для очистки вод от ^{239/240}Pu.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В прилегающих к СИП районах имеется месторождение каолиновых глин. Эти глины практически выходят на дневную поверхность и не представляют трудности для разработок. Проведенные работы по модификации этих глин фосфорной кислотой показали хорошую способность получаемых материалов связывать тяжелые металлы и радионуклиды. Поэтому именно сорбенты на основе местного природ-

ного сырья должны использоваться в фильтрующих системах для очистки вод от радионуклидов.

В настоящее время ведется разработка конструкций таких фильтрующих систем. В плане экологической реабилитации территории горного массива Дегелен представляется целесообразным на одном из ручьев установить элементарные устройства водоочистки с использованием естественных сорбентов. Анализ результатов обследования штолен показал, что наилучшее место для расположения опытного очистительного поста – район стока ручья из штольни №104. Полученные результаты в случае реализации проекта могут служить реальной базой для разработок очистных систем предприятий атомной промышленности и ядерно-энергетического комплекса. Разработанными очистными установками можно будет оборудовать очистные станции на других водотоках СИП для остановки дальнейшего распространения радиоактивного загрязнения окружающей среды поверхностными водотоками.

ЛИТЕРАТУРА

1. Семипалатинский полигон: Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. / Под редакцией В.А. Логачева. - Москва. - 1997. - 319 с.
2. Ахметов М.А., Артемьев О.И., Птицкая Л.Д., Синяев В.А. Радиационный мониторинг водотоков и проблемы реабилитации на горном массиве Дегелен Семипалатинского испытательного полигона. // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан, "Радиоэкология. Охрана окружающей среды". – 2000. – вып.3(9), С.23-28.
3. Ахметов М.А., Коновалов В.Е., Птицкая Л.Д., Синяев В.А.. Современное состояние экосистемы на испытательной площадке Дегелен бывшего СИП // Труды международной конференции "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях". - Санкт-Петербург: Гидрометеиздат. – 2000. – т.1, С.477-483.
4. Отчет ИРБЭ НЯЦ РК по программе РЦНТП "Развитие атомной энергетики в Казахстане". – Курчатов, 2001. – 73с.

РАДИОНУКЛИДТЕРМЕН ЛАСТАНҒАН СУДЫ ТАЗАРТУҒА АРНАЛҒАН САЗ БАЛШЫК СОРБЕНТТЕРДІ ПАЙДАЛАҢУ

¹М.А. Ахметов, ²В.А. Синяев, ¹В.Н. Ларин, ¹Д.С. Курманбаева, ¹Н.В. Голикова

¹Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов
²ҚР ҰҒА химия ғылыми институты

Ядролық жарылыстар нәтижесінде радиоактивті ластануға ұшыраған жер бетіндегі су қоймалары аумақтарын экологиялық қалпына келтіру бойынша жұмыс шеңберінде, штольнялардан аққан суларды радионуклидтерден тазарту үшін түрлі сорбенттер қасиеттеріне зерттеулер жүргізілуде. Жергілікті пайда болған табиғи сорбенттері іздеу мен пайдалануға көңіл бөлінген.

**APPLICATION OF CLAY-BASED SORBENTS
FOR CLEANING RADIOACTIVELY CONTAMINATED WATER**

¹⁾M.A. Akhmetov, ²⁾V.A. Sinyaev, ¹⁾V.N. Larin, ¹⁾D.S. Kurmanbaeva, ¹⁾N.V. Golikova

¹⁾*RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov*

²⁾*RK NAS Institute of Chemical Sciences, Almaty*

Under a special program of ecological rehabilitation of surface water bodies radioactively contaminated due to nuclear tests a study is in progress to investigate properties of various sorbents to remove radionuclides from water running out of tunnels. Search for and application of natural sorbents locally available are preferable.

УДК 668.474:546.791:577.4

СОРБЦИЯ УРАНА И РАДИЯ АНАЛЬЦИМСОДЕРЖАЩЕЙ ПОРОДОЙ И ИСКУССТВЕННЫМ ЦЕОЛИТОМ NaX ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ И ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ

Рачкова Н.Г.

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, Сыктывкар, Россия

В лабораторных экспериментах установлены высокая полнота и селективность извлечения радия и урана из слабокислых растворов их солей анальцимсодержащей породой Тимана. Катионный обмен с поверхностными Si – OH, Al – OH, Mn – OH группами рассматривается как возможный механизм сорбции урана породой. Извлечение радия из водных растворов происходит за счёт ионного обмена с указанными группами и поглощения во внутренних полостях алюмосиликатного каркаса. Сорбция урана и радия анальцимсодержащей породой и искусственным цеолитом NaX в природных условиях непосредственно из загрязнённой почвы малоэффективна. Иммуализирующее действие анальцимсодержащей породы на состояние радионуклидов в подзолистой почве возможно за счёт ее способности к нейтрализации кислотности среды.

Современные технологии производства материалов и энергии неизбежно сопровождаются истощением ресурсной базы и неблагоприятными изменениями в состоянии окружающей среды. Пожалуй, наиболее злободневным элементом бесконечного ряда сложных и многофакторных экологических проблем является радиоактивное загрязнение биосферы. Поступившие во внешнюю среду радионуклиды, распространяясь на большие расстояния, включаются в процессы миграции, в том числе по пищевым цепочкам, и становятся источником длительного облучения людей. Выработка технологий реабилитации территорий, загрязнённых радионуклидами, требует всеобъемлющей информации и знаний, частью которых является поиск и исследование свойств дешёвых и доступных материалов, способных при внесении в почву повышать ее плодородие и влиять на процессы трансформации состояний радиоактивных веществ. На наш взгляд, перспективно использование для этих целей цеолитов — многообразных по виду и составу сырья природных сорбентов-ионообменников. Основанием для этого являются как результаты оценок сорбционной активности природных цеолитов и их синтетических аналогов в водных растворах по отношению к целому ряду ионов [2, 8, 9, 10, 18, 23, 25, 27, 29], так и положительный опыт внесения этих сорбентов в почву с целью снижения поступления токсичных и искусственных радиоактивных элементов в растения [7, 11, 13, 15, 24, 30]. Катионообменная активность цеолитов по отношению к урану, радю и торю показана лишь в очень немногих работах [1, 3, 4, 5]. В целом, вопросы очистки водных сред от тяжёлых естественных радионуклидов, также как и процессы их трансформации в почве при внесении цеолитов, остаются слабоизученными, хотя общеизвестна значительная роль ионного обмена в распределении этих радиоактивных элементов между почвенным раствором и твёрдой фазой почв [19, 21, 26, 28].

Изложенные выше факты подтолкнули нас к проведению исследований, целью которых является

комплексная оценка цеолитсодержащей породы Тиманской цеолитоносной провинции с 30%-ным содержанием анальцима и синтетического цеолита X в натриевой форме в качестве дезактивирующих материалов, способных повышать сорбционную способность почвы и изменять подвижность урана и радия в ней.

Для выполнения поставленной задачи в лабораторных опытах оценивали способность анальцимсодержащей породы, валовой состав которой приводится в работе [12], к поглощению урана и радия из водных растворов их солей в зависимости от времени контакта фаз, кислотно-щелочных условий поглощения и исходных концентраций радионуклидов.

Для этого в статическом режиме навеску воздушно-сухого сорбента, измельченного до зерен диаметром 0.25-0.5 мм, приводили в контакт с растворами нитрата уранила и хлорида радия при соотношении фаз 1:5. Исходная активность урансодержащих растворов составляла от 0.062 до 0.62, радийсодержащих - от 0.017 до 100.64 Бк/мл. После контакта жидкую фазу отделяли от сорбента фильтрованием и в фильтрате определяли содержание урана или радия. По убыли активности растворов рассчитывали коэффициенты распределения и степени извлечения радионуклидов. Прочность поглощения урана и радия сорбентом оценивали по результатам измерения их содержания в вытяжках, полученных последовательной обработкой отделенной от жидкой фазы анальцимсодержащей породы дистиллированной водой, 1М растворами ацетата аммония и соляной кислоты при времени экспозиции 1 сутки. В природных условиях при разном уровне загрязнения сильноподзолистой суглинистой почвы ураном и радием исследовали поглощательные свойства цеолитсодержащей породы и синтетического цеолита NaX. Опыты проводили на делянках, пахотный слой почвы которых в 1983-1985 гг. был загрязнен тяжёлыми естественными радионуклидами путем поверхностного полива растворами хлорида радия и нитрата уранила. По данным анали-

за почвенных образцов, отобранных в 1996 г., подавляющая часть внесенных в пахотный слой радионуклидов была закреплена в малоподвижных кислоторастворимых и фиксированных состояниях [14]. Летом 1997 г. в центр загрязненных делянок под слой почвы на глубину 15 см заложили измельченную до зерен диаметром 0,25-2,5 мм анальцим-содержащую породу и гранулированный цеолит NaX, помещенные в мешочки из укрывного материала. Образцы сорбентов отбирали спустя один и два года контакта с почвой и определяли в них содержание урана и радия. Уран-238 определялся в растворах лазерно-люминесцентным методом по свечению комплекса уранила с полисиликатом натрия [16], в сорбентах и почве - люминесцентным методом на фотометре ЛЮФ-57 [6]. Содержание радия-226 измеряли на приборе "Альфа-1" эманационным методом [17]. Все результаты, приведенные в

настоящем сообщении, представляют собой средние из трех параллельных определений.

С практической точки зрения, в первую очередь представлялось необходимым определить время, в течение которого устанавливается сорбционное равновесие между анальцимсодержащей породой Тимана и водными растворами солей радионуклидов. Данные, приведенные в таблице 1, показывают, что уже через несколько часов контакта с нейтральными растворами хлорида радия сорбентом было поглощено более 96% радионуклида. Неизменность содержания радия в равновесном растворе по прошествии 3-24 часов контакта с породой позволили нам считать 1 сутки тем отрезком времени, которого заведомо достаточно для достижения равновесия в сорбционной системе. В соответствии с этим и было выбрано время контакта для последующих экспериментов.

Таблица 1. Влияние времени контакта фаз на сорбцию радия-226 анальцимсодержащей породой из нейтральных растворов хлорида радия

Исходная активность растворов, $\text{н} \cdot 10^{-4}$ Бк/мл	Время контакта, час	Активность растворов после сорбции, $\text{н} \cdot 10^{-4}$ Бк/мл	Степень извлечения радия, %	Коэффициент распределения радия, мл/г
170,2	3	$6,1 \pm 0,2$	$96,4 \pm 0,1$	133 ± 4
	6	7 ± 2	$96,0 \pm 0,7$	128 ± 35
	18	7 ± 1	$94,9 \pm 0,6$	100 ± 10
	24	7 ± 2	$96,0 \pm 0,7$	127 ± 35
460,0	1	17 ± 3	96 ± 1	142 ± 35

Результаты исследования эффективности сорбции урана и радия из нейтральных растворов в зависимости от исходных концентраций радионуклидов продемонстрировали хорошие поглощательные свойства сорбента. В разных вариантах эксперимента анальцимсодержащей породой Тимана было извлечено от 94 до 98% урана и от 88 до 99% радия. Отсутствие линейной зависимости коэффициента распределения радионуклидов от их исходной концентрации в растворе свидетельствуют о наличии в фазе сорбента сорбционных центров разной активности. По данным [20], pH растворов, содержащих NH_4^+ , NO_3^- , H_2PO_4^- , Mg^{2+} , Fe^{3+} ионы, в результате взаимодействия с анальцимсодержащей породой существенно повышается, что косвенно указывает на зависимость сорбционной активности данной породы от кислотно-щелочных условий поглощения. Сравнение характеристик поглощения радия при pH 5 и 7 исходных растворов (Табл. 2 и 3) позволяет утверждать, что более высокие поглощательные свойства и селективность по отношению к радию анальцимсодержащая порода проявляет в слабокислой среде. В этих условиях на широком интервале исходных концентраций радия в растворе (0,0525-2,63 Бк/мл) мы наблюдали высокоспецифичное и достаточно прочное поглощение радионуклида. Вероятно, оно происходит во внутренних полостях алюмосиликатного каркаса минерала. Этот факт и нашёл своё отражение в существенном, по

сравнению с нейтральными условиями, повышении коэффициентов распределения и значительном содержании в фазе сорбента прочнопоглощённого радия, неэкстрагируемого дистиллированной водой и раствором нейтральной соли. Увеличение сорбционной активности породы в слабокислых условиях может быть обусловлено "мягким" деалюминированием нестойкого к воздействию кислот анальцима и возникновением за счёт этого в алюмосиликатном каркасе дополнительных сорбционных центров, отрицательный заряд которых дестабилизирует кристаллическую решётку и требует погашения за счёт поглощения катионов. Однако, увеличение исходной концентрации радия в растворе свыше 0,263 Бк/мл приводит к уменьшению селективности сорбции, что незамедлительно отражается не только на значениях коэффициентов распределения, но и на содержании прочнопоглощённого радионуклида (Табл. 3). Картина, подобная этой, наблюдалась и в нейтральных растворах радия с высокой концентрацией радионуклида (100,64 Бк/мл). Эти явления мы связываем с блокировкой узких входных окон анальцима при быстром поглощении радионуклида из растворов, содержащих большие количества радия. В результате этого высокоспецифичное, прочное поглощение радия во внутренних полостях анальцима становится невозможным, что, вероятно, и приводит к падению значений коэффициентов распределения.

**СОРБЦИЯ УРАНА И РАДИЯ АНАЛЬЦИМСОДЕРЖАЮЩЕЙ ПОРОДОЙ
И ИСКУССТВЕННЫМ ЦЕОЛИТОМ NaX ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ И ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ**

Таблица 2. Сорбция урана и радия аналцимсодержащей породой из нейтральных растворов нитрата уранила и хлорида радия

Уран				Радий			
Активность раствора, $n \cdot 10^{-4}$ Бк/мл		Коэффициент распределения, мл/г	Степень извлечения, %	Активность раствора, $n \cdot 10^{-4}$ Бк/мл		Коэффициент распределения, мл/г	Степень извлечения, %
исходная	после сорбции			исходная	после сорбции		
615,0	13 ± 3	250 ± 50	$97,8 \pm 0,5$	170,2	$6,8 \pm 2,3$	127 ± 35	$96,0 \pm 0,7$
1845,0	110 ± 20	80 ± 10	$94,1 \pm 0,9$	962,0	111 ± 1	$38,3 \pm 0,01$	$88,5 \pm 0,01$
6150,0	200 ± 40	160 ± 70	94 ± 4	7030,0	850 ± 110	37 ± 7	$88 \pm 1,5$
				8510,0	740 ± 10	$52,5 \pm 0,01$	$91,3 \pm 0,01$
				56240,0	630 ± 110	502 ± 150	$98,9 \pm 0,4$
				1006400	24700 ± 700	199 ± 5	$97,5 \pm 0,1$

Таблица 3. Сорбция радия аналцимсодержащей породой и прочность его поглощения при pH 5 исходных растворов

Активность радия в растворе, $n \cdot 10^{-4}$		Коэффициент распределения, мл/г	Степень извлечения, %	Содержание в сорбенте (% от введённого) радия, экстрагируемого		
исходная	после сорбции			дистиллированной водой	1M $\text{NH}_4\text{COOCH}_3$	1M HCl
525,0	$1,8 \pm 0,2$	1500 ± 200	$99,65 \pm 0,05$	$0,13 \pm 0,07$	$47,9 \pm 0,8$	23 ± 1
2630,0	$5,0 \pm 1,5$	3560 ± 1500	$99,80 \pm 0,16$	$0,075 \pm 0,005$	56 ± 5	18 ± 5
26300,0	59 ± 15	2540 ± 800	$99,77 \pm 0,07$	$0,006 \pm 0,004$	72 ± 3	$25,9 \pm 0,7$
52500,0	435 ± 20	554 ± 30	$99,10 \pm 0,06$	$0,005 \pm 0,001$	73 ± 5	$21,4 \pm 0,5$

Если в отсутствие осадителей ионное состояние радия в слабых и нейтральных растворах стабильно, то химия водных растворов урана (VI) при указанных кислотностях значительно сложнее. Результаты сорбции урана из нейтральных растворов нитрата уранила, представленные в таблице 2, демонстрируют невысокую селективность поглощения урана на сорбенте в указанных условиях, что может быть вызвано как особенностями активных центров самого сорбента, так и состоянием радионуклидов в исходном растворе (размер и заряд его ионов). Принимая во внимание невысокую специфичность сорбции при pH 7 и склонность урана (VI) к реакциям гидролиза и комплексообразования, исследование поглощения этого радионуклида аналцимсодержащей породой было проведено в широком интервале pH исходных растворов. Анализ результатов эксперимента, представленных в таблице 4, показывает, что при pH от 3 до 9 из раствора минерал поглощает не менее 88 % урана. Однако, коэффициенты распределения урана для разных вариантов pH отличаются более чем в 100 раз. При pH от 4 до 6, т. е. в условиях, когда в растворе возможно присутствие не только UO_2^{2+} , но и UO_2OH^+ и других положительно заряженных гидролизных форм, наблюдали наиболее селективную и полную сорбцию урана. Оптимальным условием для поглощения радионуклида минералом является pH исходных растворов, равная 6. В этом случае после контакта с сорбентом содержание урана в фильтрате оказалось ниже чувствительности лазерно – люминесцентного метода, обеспечивающего пределы обнаружения до $61,5 \cdot 10^{-9}$ Бк/мл. Коэффициент распределения радионуклида в оптимальных кислотно-щелочных условиях составил $6,2 \cdot 10^3$ мл/г, что, безусловно, свидетельствует о высокой селективности обмена. В более щелочных условиях она резко падает, и уже при pH 7 исходных растворов коэффициент распределения составляет лишь 60

мл/г. Дальнейшее подщелачивание растворов не приводит к восстановлению селективности. Надо заметить, что вследствие своего большого размера ионы UO_2^{2+} и его гидролизные формы не могут свободно перемещаться в узких (меньше 0,26 нм) входных "окнах" аналцима и занимать подобно Ra^{2+} ионообменные позиции в полостях алюмосиликатного каркаса. Поэтому вероятным механизмом сорбции урана на аналцимсодержащей породе является катионный обмен с поверхностными Si-OH, Al-OH, Mn-OH группами. При низких значениях pH диссоциация гидроксильных групп на поверхности частиц минерала практически полностью подавлена, что и определяет низкие степени связывания и селективности поглощения уранила. При повышении pH растворов диссоциация возрастает, и одновременно увеличиваются полнота сорбции и коэффициенты распределения. Однако, в щелочной области изменяется форма существования урана (VI) в растворе, и наблюдается резкое уменьшение катионных форм наряду с возрастанием содержания нейтральных или даже отрицательно заряженных форм, не сорбирующихся на одномонозаряженных сорбционных центрах аналцима. Высокая сорбционная способность аналцимсодержащей породы в слабых растворах солей урана и радия стала фактическим основанием для проведения полевых экспериментов с закладкой сорбентов непосредственно в загрязненную радионуклидами почву подзолистого типа. В качестве сорбентов кроме аналцимсодержащей породы был использован также искусственный цеолит X в натриевой форме, характеризующийся большими, чем у аналцима, размерами пор (0,4 нм). Анализ полученного экспериментального материала (Табл. 5) показал, что как порода, содержащая природный цеолит, так и NaX в условиях почвы проявляют крайне слабую сорбционную активность по отношению к урану и радю.

**СОРБЦИЯ УРАНА И РАДИЯ АНАЛЬЦИМСОДЕРЖАЮЩЕЙ ПОРОДОЙ
И ИСКУССТВЕННЫМ ЦЕОЛИТОМ NaX ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ И ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ**

*Таблица 4. Влияние кислотно – щелочных условий на сорбцию урана
анальцимсодержащей породой из растворов нитрата уранила*

Исходная активность урана, $n \cdot 10^{-4}$ Бк/мл	pH исходных растворов	Активность раствора после сорбции, $n \cdot 10^{-4}$ Бк/мл	Степень извлечения, %	Коэффициент распределения, мл/г
1845,0	3	100 ± 26	95 ± 1	100 ± 20
	4	11 ± 6	$99,4 \pm 0,4$	700 ± 260
	5	12 ± 3	$99,4 \pm 0,1$	900 ± 60
	6	$1,6 \pm 0,4$	100	6200 ± 1300
	7	160 ± 30	91 ± 2	60 ± 16
	8	200 ± 50	89 ± 3	50 ± 17
	9	230 ± 80	88 ± 5	60 ± 30

Таблица 5. Поглощение урана и радия альцимсодержащей породой и искусственным цеолитом NaX из сильноподзолистой суглинистой почвы

Валовое содержание радионуклида в пахотном слое, $n \cdot 10^{-3}$ Бк/г	Содержание радионуклида в воздушно-сухой альцимсодержащей породе, $n \cdot 10^{-3}$ Бк/г		Содержание радионуклида в воздушно-сухом NaX, $n \cdot 10^{-3}$ Бк/г	
	I-й год отбора	II-й год отбора	I-й год отбора	II-й год отбора
Радий				
$37,4 \pm 4,4$ (контроль)	32,6	39,9	29,2	42,3
$79,6 \pm 8,9$	н/д	н/д	28,8	н/д
$79,9 \pm 7,0$	31,9	49,7	32,8	н/д
$89,5 \pm 12,6$	28,5	н/д	31,7	н/д
$98,4 \pm 14,1$	35,4	58,0	29,0	52,3
$98,8 \pm 24,4$	34,4	51,2	30,3	39,6
$223,5 \pm 21,8$	35,2	63,5	29,5	45,2
$425,9 \pm 74,0$	24,3	47,9	26,6	40,6
$577,6 \pm 73,6$	49,0	82,0	30,9	н/д
$638,3 \pm 109,1$	34,6	163,5	23,3	н/д
$542,8 \pm 13,1$	35,6	н/д	44,4	н/д
Уран				
$14,6 \pm 0,6$ (контроль)	13,3	12,3	13,5	15,7
$31,1 \pm 3,9$	9,4	9,6	13,2	17,5
$38,6 \pm 3,3$	6,3	11,0	12,8	18,9
$65,3 \pm 6,0$	17,8	11,9	10,5	18,3
$74,9 \pm 11,8$	н/д	н/д	13,7	14,2
$92,5 \pm 8,6$	н/д	н/д	13,5	19,0
$148,5 \pm 15,7$	4,8	7,6	19,3	21,2
$317,4 \pm 37,8$	12,0	12,3	19,7	12,9
$451,0 \pm 30,0$	н/д	н/д	12,4	11,9
$595,3 \pm 142,7$	13,0	12,6	17,4	19,8
$794,9 \pm 15,1$	4,8	5,7	24,1	21,4

Примечание: н/д – нет данных; * - содержание ТЕРН в неконтактировавших с почвой альцимсодержащей породе и искусственном цеолите составляет: урана - 16,9 и 13,8, радия – 35,4 и 32,4 мБк на 1 г воздушно – сухих сорбентов соответственно.

Даже спустя два года экспозиции в почве сорбентами были поглощены очень незначительные количества радионуклидов, что может быть связано с рядом причин: во-первых, структурными особенностями указанных материалов, имеющих жёсткую кристаллическую решётку и строго определённые размеры входных окон и, во-вторых, качественным и количественным составом почвенного раствора и состоянием радионуклидов в нём. В природных условиях многие катионы, присутствующие в почвенном растворе в концентрациях, несоизмеримо больших по сравнению с радионуклидами, способны составить серьёзную конкуренцию урану и радю за сорбционные центры. Одним из этих ионов, в частности, является H^+ - ион, сродство которого к цеолитам хорошо известно. Положение может усугубляться ещё и тем, что радионуклиды существуют в жидкой фазе почв большей частью в виде ком-

плексных соединений и ионов с органическими и неорганическими лигандами. Размеры и заряд этих соединений и ионов значительно отличаются от "голых" ионов уранила и радия, что и находит своё отражение в неспособности альцимсодержащей породы и NaX к поглощению указанных радионуклидов из подзолистой почвы.

Выводы

В результате проведённых экспериментов установлено:

1. Альцимсодержащая порода Тимана проявляет высокую селективность к поглощению радия и урана из слабокислых растворов их солей.
2. Сорбция Урана и радия альцимсодержащей породой и искусственным цеолитом NaX в природных условиях непосредственно из загрязнённой радионуклидами подзолистой почвы малоэффективна.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брежнева Н.Е., Капшанинов Ю.И., Попов И.Б., Иванов В.В. Изучение ионообменных свойств цеолита NaY по отношению к урану // *Радиохимия*, 1979. — № 4. — С. 524-529.
2. Брежнева Н.Е., Капшанинов Ю.И., Попов И.Б., Иванов В.В. Изучение ионообменных свойств цеолита NaY по отношению к радиоактивным редкоземельным элементам // *Радиохимия*, 1974. — Вып. 5. — С. 596-600.
3. Вдовенко В.И., Дубасов Ю.В. Аналитическая химия радия. - Изд-во "Наука", Лен. отделение, Л., 1979. — 190 с.
4. Гончарук В.В., Корнилов Б.Ю., Павленко В.М., Бабаков М.И., Пшенко Г.Н., Письменный Б.В., Ковальчук И.А., Сафронова В.Г. Очистка природных и сточных вод от соединений урана // *Химия и технология воды*, 2001. — Т. 23. — № 4. — С. 410-418.
5. Гребенщикова В.И., Чернявская Н.Б., Андреева Н.Р. К вопросу о сорбции четырех валентных элементов морденитом // *Радиохимия*, 1973. — Т. 15. — № 3. — С. 308.
6. Добролюбовская Т.С. Люминесцентный метод / *Аналитическая химия урана*. — М., 1962. — С. 143-165.
7. Ибрагимов К.Ш., Соколова С.А., Попова Е.И. Влияние навоза, извести, цеолита на поступление ^{137}Cs , ^{90}Sr в растения на примере супесчаной дерново-подзолистой почвы // *Бюлл. ВНИИ удобр. и агропочвоведения*, 2001. — № 115. — С. 129-130.
8. Каретина И.В., Шубаева М.А., Дыкая М.А., Хвощев С.С. Сорбция свинца (II) из водных растворов синтетическими цеолитами // *Ж. приклад. химии*, 2001. — Т. 74. — Вып. 3. — С. 393-396.
9. Кретков В.В., Нестеров Ю.В., Адульманов И.Г., Гаврин А.И., Карасева В.Н. Модифицированные природные цеолиты и цеолитсодержащие композиты — эффективные сорбенты радионуклидов и других вредных веществ // *Экология. и промышленность России*, 1977. — № 10. — С. 4-6.
10. Митыпов Б.Б., Зонхаева Э.Л., Кожевникова Н.М., Пашинова Б.В. Сорбция ионов лантана (III) природным морденитсодержащим туфом / *Ж. приклад. химии*, 2001. — Т. 74. — Вып. 4. — С. 564-567.
11. Нетреба А.Г., Ратошнюк О.Г., Соловська В.С. Шляхи зниження нахождення радіонуклідів до зерняткових і кісточкових плодів // *Вісн. аграр. науки*, 1988. — № 9. — С. 48-50.
12. Остащенко Б.А. Проблема цеолитов Тимана // *Сер. препринтов "Научные рекомендации народному хозяйству" / АН СССР, Коми филиал, вып. 49. Сыктывкар*, 1984. — 20 с.
13. Перепелятникова Л.В., Иванов Т.Н., Пристер Б.С., Медяк Р.В. Эффективность контрмер и их комплексного применения в АПП в условиях радиоактивного загрязнения // 3 Съезд по радиац. исслед. "Радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность". Москва, 14-17 окт., 1997. Тез. докл. — Т. 2, Пушино, 1997. — С. 463.
14. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И. Вертикальная миграция тяжелых естественных радионуклидов и трансформация их водорастворимых форм в почве подзолистого типа // *Сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на растительные и животные организмы*. — Сыктывкар, 2000. — С. 132-141. (Тр. Коми науч. Центра УрО РАН; № 164).
15. Соболев В.А., Ткаченко В.И., Нежко В.Ф. Некоторые результаты использования органо-минеральных композиций для очистки загрязненных земель // Тр. 3-й научно-техн. конф.: "Ресурсосберегающие и экологически чистые технологии", Гродно, 25-26 июня, 1998 г. — Ч.2. Гродно, 1999. — С. 96-108.
16. Соколов А.К., Соколов М.М., Титов В.К. Определение микроколичеств урана по люминесценции, возбужденной лазерным излучением // *Ж. аналит. химии*, 1982. — Т. 37. — № 8. — С. 1466-1468.
17. Старик И.Е. Основы радиохимии. — Л., 1969. — 247 с.
18. Тарасевич Ю.И., Поляков В.Е. Опыт применения клиноптилолита для удаления ионов аммония из промышленных сточных вод // *Химия и технология воды*, 2000. — Т. 22. — № 3. — С. 298-309.
19. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биол. действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. - М.: Наука, 1990. — 368 с.
20. Хмелинин И.Н. Сорбция биофильных элементов анальцимсодержащей породы Тимана // *Сер. Препринтов "Научные доклады" / Коми научный центр УрО РАН Сыктывкар*, 1993. — Вып. 310. — 20 с.
21. Шутов В.Н. Ионный обмен и миграция щелочноземельных элементов в системе почва-растение / Автореф. на соиск. уч. ст. канд. биол. наук, Ленинград, 1982. — 24 с.
22. Щебетковский В.И. Исследование сорбции из водных растворов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{91}Y синтетическим цеолитом типа X в натриевой форме // *Радиохимия*, 1968. — Т. 10. — В. 2. — С. 151-155.
23. Lukas P., Hlozek P., Foldesova M. Sorption of ^{137}Cs and ^{60}Co by chemically treated clinoptilolite and mordenite // *Geol. carpath.*, Ser 1. — 1992. — N 2. — P. 125-128.
24. Paasikallio A. Effect of biotite, zeolite, heavy clay, bentonite and apatite on the uptake of radiocesium by grass from peat soil // *Plant and soil*, 1999. — 206, N 2. — С. 213-222.
25. Panayotova M.J. Use of zeolite for cadmium removal from wastewater // *Environ. Sci. and Health. A.*, 2000. — 35, N 9. — С. 1591-1601.
26. Ranson D. Comportement dans les milieux souterrains de l' uranium et de thorium rejetes par l' industrie nucleaire (IAEA – SM – 172 – 55) // *Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry*. Vienna, 1973. - P. 333-346.
27. Seijo Echevarria Marlene, Del Toro Deniz Ruben, Martinez Castellanos Eugenio, Sherbakov Gerard A., Rodrigues Moya Juan Jose. Uses of natural zeolites in the removal of Pb^{2+} from contaminated water // *Eclectica quim.*, 1997. — 22. — С. 15-22.
28. Sheppard M. J., Beals D.I., Thibault D.H., O'Connor P. Soil nuclide distribution coefficients and their statical distributions. Pinawa, Manitoba, 1984. — 63 p. (Atomic Energy Canada Ltd, AECL – 8364).
29. Singh Balwant, Allaway B.J., Bocheau F.J.M. Cadmium sorption behavior of natural and synthetic zeolites // *Commun. Soil. Sci. and Plant Anal.* - 2000. — 31. — N 17-18. — С. 2775-2786.
30. Ward N., Ouki S., Stead K. Natural zeolites — remediation technology for the 21 st centry? // *Abst. 11 th Annual International Conference on Heavy Metals in the Environment*, Ann Arbor, Mich. Aug. 6-10, 2000. ICP Inf. Newslett, 2001. 26. — N 8. — С. 638.

**ЖАСАНДЫ ЦИОЛИТ NaX СУДАҒЫ ЕРІТІНДІЛЕРІНЕН ЖӘНЕ ЖЕР
АСТЫНДАҒЫ КҮЛГІН ТОПЫРАҚТАРДАН ЖӘНЕ АНАЛЬЦИМ ҚҰРАМЫ
БАР ЖЫНЫСТАН ҚҰРАЛҒАН УРАН ЖӘНЕ РАДИЙ СОРБЦИЯСЫ**

Н.Г. Рачкова

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар қаласы

Лабораториялық тәжірибелерде әлсіз қышқыл ертінділердің анальцим құрамы бар Тиман жынысының тұздарынан радий мен уранды алудың жоғарғы толықтылық селективтігі белгіленді. Катиондық айырбас жоғарғы Si – OH, Al – OH, Mn – OH топтарының уран сорбциясының жыныстарымен мүмкін механизмі сияқты қарастырылады. Радийді су ертінділерінен алу жоғарыдағы аталған топтармен иондық айырбас арқылы және алюмосиликат каркасының ішкі қуыстарында жұтылуы арқылы алынады. Табиғи жағдайларда уран мен анальцим құрамы бар радий жыныстарының сорбциясы және жасанды NaX тікелей ластанған топырақтан әсері аз. Күлгін түсті топырақтағы радионуклидтің жағдайына иммобилизациялық әрекеті оның қышқылдар ортасында бейтараптталатын қасиеттер арқылы өтеді.

**THE SORPTION OF URANIUM AND RADIUM FROM WATER SOLUTIONS
AND PODZOLIC SOIL BY ANALCIME ROCK AND ARTIFICIAL ZEOLITE NaX**

N.G. Rachkova

Institute of Biology, Komi Science Center UrD RAS, Syktyvkar, Russia

There was established that an uranium and a radium are sorbed effectively by analcime rock of Timan from uranyl nitrate and radium chloride solutions. It may well be that ion exchange with surface Si-OH, Al-OH, Mn-OH groups is the possible mechanism of uranium sorption by rock. The radium sorption may be due to ion exchange in groups mentioned above and absorption in interior cavities of alumociliate framework. The sorption of radionuclides by analcime rock and artificial zeolite NaX from contaminated podzolic soil is found to be of low effective.

УДК 599.323.4:539.12.04:591.3

ВЛИЯНИЕ ХРОНИЧЕСКОГО γ -ОБЛУЧЕНИЯ В РАННИЕ ПЕРИОДЫ ОНТОГЕНЕЗА НА ИММУНОРЕАКТИВНОСТЬ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ

Кичигин А.И.

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук, Сыктывкар, Россия

На мышах СВА, мышах-альбиносах и рыжих полевках (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) по показателям фагоцитарной активности перитонеальных макрофагов выявлены изменения иммунореактивности, обусловленные хроническим γ -облучением в ранние периоды онтогенеза при низкой мощности дозы (0,1 и 0,8 сГр/сут).

ВВЕДЕНИЕ

В радиобиологии издавна существует особый интерес к иммунной системе. В тканях иммунной системы, топографически разобщенных, но функционально единых, исключительно велика доля недифференцированных клеток с высоким пролиферативным потенциалом, что делает её чрезвычайно чувствительной к ионизирующему излучению.

В радиобиологических экспериментах, выполненных на лабораторных животных [16, 22, 30, 34], установлено, что минимальная мощность дозы, при которой обнаруживаются преходящие сдвиги в отделе полипотентных стволовых клеток, составляет 1 сГр/сут. При мощности дозы 3 сГр/сут изменения приобретают устойчивый характер. Лимфоциты по радиочувствительности находятся примерно на одном уровне со стволовыми клетками. В крови преходящее снижение количества лимфоцитов обнаруживается при облучении с мощностью дозы 3 сГр/сут, а при 6 сГр/сут лимфопения приобретает устойчивый характер. Вместе с тем, радиозоологические наблюдения, выполненные на Ухтинском радиозоологическом полигоне [10, 11], на территории Восточно-Уральского радиационного следа [26], в 30-километровой зоне аварии Чернобыльской АЭС [11, 12] и в районах Брянской области, пострадавших при аварии на Чернобыльской АЭС [21], показали, что существенные деструктивные изменения в крови и в тканях иммунной системы диких мышевидных грызунов происходят при мощностях доз на один-два порядка ниже. Ни на одном из исследованных участков с радиоактивным загрязнением мощность дозы не превышала 1 сЗв/сут.

На наш взгляд, отмеченное несоответствие можно объяснить тем, что в радиобиологических экспериментах облучению подвергали взрослых особей с полностью сформированной иммунной системой, тогда как у обитателей участков с радиоактивным загрязнением закладка органов иммунной системы и формирование системы регуляции её функций происходили в условиях постоянной радиационной нагрузки.

Экспериментальные работы по изучению развития иммунной системы в условиях хронического облучения в диапазоне низких доз (до 20 сЗв по классификации НКДАР ООН) практически отсутст-

вуют. Из имеющихся публикаций необходимо отметить работы по изучению влияния хронического пренатального облучения на состояние белой крови и системы комплемента у 6-месячных крыс (50 сГр пролонгированного облучения при 0,11 сГр/ч в течение всей беременности [20, 25]) и на антимикробную резистентность кожи интактных и сенсибилизированных крысят (хроническое облучение 33 сГр/сут на протяжении первых 6 сут беременности [28]). Следует также обратить внимание на работы по изучению реакции на острое облучение развивающегося и сформированного тимуса мышей (15-600 сГр на 9-е, 14-е и 17-е сут [32]), лимфоузлов крысы (25-75 сГр на 6-е сут [6]), гранулоцитопоза костного мозга собак-биглей (150 сГр на 35-е сут [37]), иммунного ответа крыс на Т-зависимые и Т-независимые антигены (25-200 сГр на 6-20-е сут [35]) и состояния белой крови и системы комплемента у крыс (50 сГр на 9-е или 15-е сут эмбриогенеза [20, 25]). В этих работах экспериментально доказана более высокая, чем у взрослого организма, чувствительность иммунной системы эмбриона к радиационному воздействию. Однако в перечисленных работах применяли либо острое облучение, либо хроническое облучение при мощностях доз значительно более высоких, чем те, при которых облучались животные на исследованных территориях с радиоактивным загрязнением.

Цель настоящей работы – экспериментально выяснить, оказывает ли влияние на реактивность иммунной системы мышевидных грызунов хроническое облучение на ранних стадиях онтогенеза при мощностях доз, не превышающих "чернобыльские", т.е. не более 1 сЗв/сут.

Материал и методы исследований. Исследования проведены на мышах СВА, беспородных мышах-альбиносах и рыжих полевках (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) из вивария Института биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук. Семьи зверьков (самец + 1-2 самки) подвергали хроническому γ -облучению при мощностях доз 0,1 и 0,8 сГр/сут от источника излучения, содержащего ^{226}Ra (измерения проводили дозиметром ДРГЗ-01). Потомство от облучаемых зверьков в возрасте 21 сут отнимали от родителей и переносили в условия естественного радиационного

фона. Таким образом, исследуемые животные в течение всего пренатального (18 сут) и раннего постнатального (21 сут) периодов находились в условиях повышенного радиационного фона. Поглощенные дозы за все время эксперимента составили соответственно 0,04 и 0,31 Гр. В качестве контроля использовали одновозрастных животных, постоянно находившихся в виварии в условиях естественного радиационного фона. Анализ проводили в зрелом возрасте. Определяли фагоцитарную активность перитонеальных макрофагов при фагоцитозе дрожжевых клеток и эритроцитов кролика. Для выявления "скрытых дефектов" иммунной системы часть животных была иммунизирована эритроцитами кролика (5%-ная взвесь эритроцитов на изотоническом растворе NaCl). По изменениям показателей после иммунизации оценивали иммунореактивность. Таким образом, в эксперименте было по шесть групп животных каждого вида, различающихся по режиму облучения (естественный фон – 0,1 сГр/сут – 0,8 сГр/сут) и по тестирующему воздействию (не иммунизированные – иммунизированные).

В дальнейшем животных, подвергавшихся в пренатальном и раннем постнатальном периодах хроническому γ -облучению, мы будем называть *облученными*, а не подвергавшихся радиационному воздействию – *контрольными*. Независимо от дозы облучения, неиммунизированных животных мы будем называть *интактными*, а тех, которым были введены эритроциты кролика, – *иммунизированными*. Все манипуляции с животными проводили в соответствии с Международными рекомендациями по проведению медико-биологических исследований с использованием животных [14].

Фагоцитарную активность перитонеальных макрофагов определяли методами дрожжевого фагоцитоза и эритрофагоцитоза. Макрофаги получали дренированием брюшной полости 1 мл охлажденной среды 199 (НПО "Вектор", Россия) [17]. Для инкубации макрофагов использовали камеру, представляющую собой два предметных стекла, между которыми вкладывали две U-образные скобки из капроновой лески толщиной 1 мм (расстояние между параллельными усами – 10 мм). Таким образом, получали две изолированные лунки, объемом примерно 0,1 мл каждая. При постановке реакции дрожжевого фагоцитоза к 0,1 мл перитонеальной взвеси добавляли 0,01 мл аутоплазмы и 0,01 мл 1%-ной взвеси клеток пекарских дрожжей (*Sacharomyces cerevisiae*) на изотоническом растворе NaCl. Для постановки реакции эритрофагоцитоза к 0,1 мл перитонеальной взвеси добавляли 0,01 мл аутоплазмы и 0,01 мл 5%-ной взвеси эритроцитов кролика на изотоническом растворе NaCl. Полученные смеси вносили в лунки камеры для макрофагов и инкубировали 30 мин при 37°C. По завершении инкубации монослой макрофагов, образовавшийся на нижнем предметном стекле камеры, отмывали от неприлипающих клеток и нефа-

гоцитированных частиц изотоническим раствором NaCl. Затем препарат предфиксировали 10 мин 4%-ным раствором формалина на изотоническом растворе NaCl, высушивали, фиксировали метанолом и окрашивали красителем Романовского-Гимза. Под микроскопом ("Amplival", "Carl-Zeiss Jena", ГДР) просматривали 200 макрофагов и подсчитывали количество захваченных объектов фагоцитоза. По этим данным рассчитывали фагоцитарное число (ФЧ) – среднее количество объектов, захваченных одним макрофагом [5].

Методы статистической обработки. Нормальность распределения проверяли с помощью показателей асимметрии и эксцесса [7]. Если нормальность распределения не подтверждалась, достоверность различия выборочных средних оценивали непараметрическим методом Х-критерия Ван-дер-Вардена [1, 7]. При подтверждении нормальности распределения проводили браковку выпадающих вариантов (гл. 1.3-2 в [23]).

Достоверность различия выборочных средних при нормальном распределении оценивали методом попарных сравнений с использованием t-критерия Стьюдента, модифицированным для малых выборок с неравновеликими дисперсиями, при 5%-ном уровне значимости [7].

При анализе данных по рыжим полевым для выявления совокупностей особей, относящихся к разным физиологическим функциональным группам, применена процедура анализа с использованием некоторых элементов метода главных компонент [3]. Предположим, что имеется два показателя A1 и A2, величина которых отражает репродуктивный статус (вес тела и вес семенников), и два других показателя B1 и B2, на величину которых влияет состояние жизненно важных физиологических систем (фагоцитарное число в тестах дрожжевого фагоцитоза и эритрофагоцитоза или количество больших лимфоцитов и малых лимфоцитов "голые ядра" при анализе лимфоцитограмм). При расчете первой главной компоненты показателей A1 и A2 мы получаем показатель A, интегрирующий исходные. Соответственно интегральный показатель B – первая главная компонента показателей B1 и B2. Первая главная компонента показателей A и B – показатель C, интегрирующий все четыре исходных показателя. Перед каждым из расчетов главных компонент исходные показатели нормализовали относительно собственных средних арифметических и среднеквадратических отклонений. Далее каждую анализируемую выборку делили на две – с низкими и с высокими значениями показателя C. Пороговую величину этого показателя подбирали опытным путем. За правильный принимали такой вариант деления, при котором две новые выборки различались по возможно большему количеству исходных показателей.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Нормальная работа иммунной системы подразумевает наличие двух принципиально различных состояний: спокойного функционирования и состояния активной работы в период борьбы с чужеродным агентом, появившимся в организме [8]. Качество работы иммунной системы лучше всего проявляется именно в активный период, когда требуется значительное напряжение и слаженная работа многих систем организма. Поэтому для выявления "скрытых дефектов" иммунной системы нами было применено тестирующее воздействие – иммунизация ксеногенными (т.е. полученными от животного другого вида) эритроцитами.

Для распознавания объектов фагоцитоза на мембранах макрофагов имеются специальные рецепторы. При первой встрече с антигеном фагоцитоз осуществляется с помощью рецепторов, не обладающих специфичностью к поглощаемому объекту. Так как для захвата и деструкции фагоцитами антигенного материала не требуется предварительного формирования иммунного ответа, то определение фагоцитарной активности макрофагов интактных животных в тестах дрожжевого фагоцитоза и эритрофагоцитоза позволяет оценить состояние неспецифической резистентности [29].

При сформированном иммунном ответе фагоцитоз осуществляется при участии Fc-рецепторов. На рецепторы Fc γ R (Fc-рецепторы для IgG) макрофагов экспрессируются молекулы специфического IgG, которые своими активными центрами могут связываться с антигенными детерминантами антигенных частиц. Такие макрофаги называют "вооруженными", они способны к антигенспецифическому (иммунному) фагоцитозу. Кроме того, сами антигенные частицы покрыты IgG, Fc-участки которых связываются с Fc-рецепторами на мембране макрофагов. Все это в совокупности облегчает адгезию и поглощение [9]. Поэтому по усилению фагоцитарной активности макрофагов иммунизированных животных в тесте эритрофагоцитоза можно оценить состояние специфической резистентности.

У интактных *мышей СВА* (Табл. 1) признаков зависимости функций макрофагов от радиационного воздействия на ранних стадиях онтогенеза выявлено не было: фагоцитарное число в тестах дрожжевого фагоцитоза и эритрофагоцитоза у облученных животных было таким же, как у контрольных. У иммунизированных животных произошло усиление фагоцитоза эритроцитов, что свидетельствует о том, что в захвате антигенных частиц помимо неспецифических механизмов, участвуют также и специфические антителозависимые. Выявлено, что воздействие γ -излучения не прошло бесследно: после иммунизации увеличение ФЧ в тесте эритрофагоцитоза у облученных животных было не столь значительным, как у контрольных. Особенно это было заметно у *мышей*, облученных при 0,8 сГр/сут.

Таблица 1. Активность перитонеальных макрофагов *мышей СВА* (фагоцитарное число)

Режим облучения	Тестирующее воздействие			
	Нет		Иммунизация	
	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n
Дрожжевой фагоцитоз				
Контроль	19,5 $\pm$ 0,9	16	18,7 $\pm$ 0,9	18
0,1 сГр/сут	17,3 $\pm$ 2,2	18	16,7 $\pm$ 0,8***	19
0,8 сГр/сут	18,3 $\pm$ 1,4	14	19,8 $\pm$ 1,8	16
Эритрофагоцитоз				
Контроль	0,9 $\pm$ 0,3	16	6,4 $\pm$ 1,5**	18
0,1 сГр/сут	0,9 $\pm$ 0,3	18	4,6 $\pm$ 0,9***	19
0,8 сГр/сут	1,0 $\pm$ 0,4	14	3,8 $\pm$ 0,6***	16

Примечание. Здесь и далее в таблицах данные представлены в форме – средняя арифметическая $\pm$ доверительный интервал при $P=0,05$;

* – достоверное отличие от показателей контрольных особей;

** – достоверное отличие от показателей интактных особей;

*** – достоверное отличие от показателей контрольных иммунизированных особей.

Таким образом, можно предположить, что у *мышей СВА* функция фагоцитоза при хроническом облучении на ранних стадиях онтогенеза практически не страдает, однако способность к выработке иммунного ответа снижается.

У *мышей-альбиносов* (Табл. 2) тест дрожжевого фагоцитоза выявил влияние хронического облучения на ранних стадиях онтогенеза на функции перитонеальных макрофагов – фагоцитарное число у животных, облученных при мощности дозы 0,8 сГр/сут, было ниже, чем у контрольных и у облученных при 0,1 сГр/сут. У иммунизированных *мышей* активность фагоцитоза оказалась ниже, чем у интактных. По-видимому, это надо рассматривать как проявление феномена гипоергии – снижения активности при действии стимулирующего агента, которое свидетельствует о низких функциональных возможностях исследуемой системы [13].

В тесте иммунного эритрофагоцитоза зависимости функциональной активности перитонеальных макрофагов от интенсивности радиационного воздействия на ранних стадиях онтогенеза выявлено не было. Выявлено только усиление реакции макрофагов иммунизированных *мышей* на ксеногенные эритроциты.

Таблица 2. Активность перитонеальных макрофагов *мышей-альбиносов* (фагоцитарное число)

Режим облучения	Тестирующее воздействие			
	Нет		Иммунизация	
	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n
Дрожжевой фагоцитоз				
Контроль	7,6 $\pm$ 1,4	22	4,1 $\pm$ 0,4**	22
0,1 сГр/сут	7,5 $\pm$ 1,8	11	4,3 $\pm$ 1,0**	13
0,8 сГр/сут	5,5 $\pm$ 0,7	21	3,5 $\pm$ 0,4**	20
Эритрофагоцитоз				
Контроль	1,1 $\pm$ 0,4	22	5,5 $\pm$ 1,7**	21
0,1 сГр/сут	0,9 $\pm$ 0,4	10	4,8 $\pm$ 1,5**	13
0,8 сГр/сут	0,9 $\pm$ 0,2	18	4,9 $\pm$ 1,4**	15

Таким образом, нами были выявлены некоторые различия в реакции макрофагов лабораторных мышей на экспериментальное и тестирующее воздействия. У мышей СВА от облучения неспецифическая резистентность не страдает, тогда как специфическая – снижается. У мышей-альбиносов, напротив, произошло снижение неспецифической резистентности, а специфическая – осталась практически неизменной.

Интерпретировать результаты, полученные в эксперименте на *рыжих полевках* значительно сложнее, так как на состояние этих зверьков могли отразиться свойственные диким мышевидным грызунам явления физиологической разнокачественности сезонных генераций и сезонных сдвигов в состоянии исследуемой физиологической системы. У лабораторных мышей эти особенности в значительной мере утрачены из-за длительной адаптации к разведению в условиях вивария.

В популяциях диких грызунов, обитающих в условиях резко выраженной сезонности климата, можно выделить две физиологические функциональные группы (когорты) – короткоживущих и долгоживущих особей [31]. Когорта короткоживущих особей представлена зверьками, родившимися в начале сезона размножения. Они быстро созревают, приносят потомство и за редким исключением, погибают в начале осени, завершив свой жизненный цикл. К когорте долгоживущих особей относятся зверьки, родившиеся во второй половине сезона размножения. Их половое созревание задерживается ("консервации молодости"), к размножению они приступают только весной, после зимовки и исчезают из популяции к началу своей второй осени.

Анализ иммунореактивности *рыжих полевков* мы проводили в декабре-январе. В условиях вивария обычная для диких грызунов осенняя элиминация половозрелых особей могла не произойти. Поэтому в составе экспериментальных групп могли оказаться как долгоживущие особи, физиологический статус которых должен обеспечить перенесение суровых зимних условий, так и короткоживущие, практически завершившие свой жизненный цикл. Точно выявить эти физиологические функциональные группы по состоянию генеративных органов или по времени рождения практически невозможно, так как способность к зимовке и к успешному размножению во второй год своей жизни определяют не столько возраст и степень половозрелости, сколько обладание определенными физиологическими потенциями [18]. Поэтому для выявления этих когорт среди экспериментальных животных был применен довольно сложный анализ с использованием некоторых элементов метода главных компонент (см. выше).

Рассмотрим вначале состояние иммунной защиты контрольных, т.е. не подвергавшихся облучению, *полевков*.

Из полученных результатов следует, что у иммунизированных "долгоживущих" (Табл. 3) *полевков* активность макрофагов в тесте иммунного эритрофагоцитоза была, как следовало ожидать, значительно выше, чем у интактных. Это свидетельствует об участии в фагоцитозе эритроцитов специфических антителозависимых механизмов. Кроме того, у "долгоживущих *полевков*" после иммунизации произошло значительное усиление фагоцитоза дрожжевых клеток. Очевидно, что такое увеличение неспецифической резистентности после иммунизации является проявлением феномена тахифилаксии – неспецифического повышения резистентности к дестабилизирующим агентам после компенсируемых стресс-воздействий, которое свидетельствует о хороших резервных возможностях исследуемой системы [13].

Таблица 3. Активность перитонеальных макрофагов "долгоживущих" *полевков* (фагоцитарное число)

Режим облучения	Тестирующее воздействие			
	Нет		Иммунизация	
	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n
Дрожжевой фагоцитоз				
Контроль	5,5 $\pm$ 3,4	6	15,7 $\pm$ 1,8**	6
0,1 сГр/сут	16,0 $\pm$ 1,9*	11	12,5 $\pm$ 2,2***	6
0,8 сГр/сут	14,6 $\pm$ 2,0*	9	17,1 $\pm$ 2,3	13
Эритрофагоцитоз				
Контроль	0,5 $\pm$ 0,1	6	2,7 $\pm$ 0,6**	6
0,1 сГр/сут	1,7 $\pm$ 0,6*	11	3,1 $\pm$ 0,5**	6
0,8 сГр/сут	0,5 $\pm$ 0,2	9	2,1 $\pm$ 0,5**	13

У "короткоживущих" *полевков* после иммунизации способность к захвату макрофагами эритроцитов оказалась ниже, чем у интактных (Табл. 4.). По-видимому, это следует рассматривать как проявление феномена гипоергии – снижения активности при действии стимулирующего агента, которое свидетельствует об истощении функциональных возможностей исследуемой системы [13].

Таблица 4. Активность перитонеальных макрофагов "короткоживущих" *полевков* (фагоцитарное число)

Режим облучения	Тестирующее воздействие			
	Нет		Иммунизация	
	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n	$\bar{x} \pm t \cdot S_{\bar{x}}$	n
Дрожжевой фагоцитоз				
Контроль	14,6 $\pm$ 2,1	10	10,5 $\pm$ 4,2	12
0,1 сГр/сут	12,8 $\pm$ 1,3	7	16,0 $\pm$ 1,9**	11
0,8 сГр/сут	17,5 $\pm$ 2,0	13	14,1 $\pm$ 2,3**	11
Эритрофагоцитоз				
Контроль	1,4 $\pm$ 0,4	10	0,8 $\pm$ 0,2**	12
0,1 сГр/сут	0,7 $\pm$ 0,3*	7	1,6 $\pm$ 0,3**	11
0,8 сГр/сут	1,2 $\pm$ 0,3	13	1,4 $\pm$ 0,2***	11

В тесте дрожжевого фагоцитоза среднее значение ФЧ было немного ниже, чем у интактных. Однако при внимательном анализе выяснилось, что у

некоторых особей ($n=8$) этот показатель был таким же, как у интактных полевок ($15,1 \pm 2,4$), а у других ($n=4$) – значительно ниже ($1,3 \pm 1,2$). Очевидно, что в первом случае неспецифическая резистентность после иммунизации осталась неизменной, тогда как в другом – произошло её резкое снижение.

Необходимо отметить, что у интактных "короткоживущих" полевок показатели фагоцитоза дрожжевых клеток и эритроцитов были значительно выше, чем у интактных "долгоживущих". Учитывая все вышесказанное, вряд ли следует делать вывод о высокой неспецифической резистентности стареющих животных. Возможно, что повышенная активность макрофагов "короткоживущих" полевок явилась реакцией на какие-то патологические процессы в их организме. Известно, например, что при необходимости очистки внутренней среды от продуктов клеточного распада или от проникших в нее микроорганизмов развивается общая реакция системы мононуклеарных фагоцитов, которая проявляется как повышенный фон фагоцитарной активности [13]. Не исключено также, что высокая активность макрофагов была компенсаторной реакцией на низкую способность этих животных к выработке иммунного ответа.

Таким образом, контрольные полевки из когорты долгоживущих особей обладали высокой иммунореактивностью и хорошими резервными возможностями системы мононуклеарных фагоцитов. Для контрольных животных из когорты короткоживущих особей, напротив, была свойственна низкая способность к выработке иммунного ответа.

Теперь рассмотрим активность перитонеальных макрофагов рыжих полевок, подвергавшихся хроническому γ -облучению на ранних стадиях онтогенеза.

У "долгоживущих" полевок, облученных при мощности дозы $0,1$ сГр/сут, активность перитонеальных макрофагов как в тесте дрожжевого фагоцитоза, так и в тесте эритрофагоцитоза была значительно выше, чем у контрольных. У "долгоживущих" полевок, облученных при $0,8$ сГр/сут, в тесте дрожжевого фагоцитоза значение ФЧ так же высоко, но в тесте эритрофагоцитоза этот показатель был не выше, чем у контрольных зверьков. Таким образом, у "долгоживущих" рыжих полевок, в отличие от лабораторных мышей, облучение в пренатальном и раннем постнатальном периодах онтогенеза привело к повышенной активности макрофагов, что было, возможно, отражением каких-то патологических процессов в их организме.

После введения ксеногенных эритроцитов у облученных "долгоживущих" полевок, как и у контрольных "долгоживущих", произошло значительное усиление фагоцитоза эритроцитов. При этом в тесте дрожжевого фагоцитоза у полевок, облученных при $0,1$ сГр/сут, произошло снижение ФЧ, а у

облученных при $0,8$ сГр/сут величина этого показателя осталась практически неизменной.

Среди "короткоживущих" полевок следует обратить внимание на зверьков, облученных при $0,1$ сГр/сут. У них после иммунизации произошла стимуляция фагоцитоза антигенных частиц, тогда как у контрольных "короткоживущих" полевок наблюдали признаки гипоергии, а у облученных при $0,8$ сГр/сут реакция на введение антигена отсутствовала. Известно, что близость показателей иммунитета в период иммунного конфликта к показателям, характерным для спокойного состояния иммунной системы следует рассматривать как явный признак неблагополучия [8].

Следовательно, хроническое γ -облучение на ранних стадиях онтогенеза при мощностях доз $0,1$ и $0,8$ сГр/сут оказало влияние на функциональную активность перитонеальных макрофагов рыжих полевок, свидетельствующее об изменении состояния неспецифического и специфического иммунитета. Установлено, что реакция на тестирующее воздействие (иммунизацию ксеногенными эритроцитами) у полевок из разных физиологических функциональных групп была различной. Полевки из когорты долгоживущих особей, как контрольные, так и облученные, обладали хорошей способностью к выработке иммунного ответа и высокими резервными возможностями системы мононуклеарных фагоцитов. Полевки из когорты короткоживущих особей, особенно облученные при $0,8$ сГр/сут, напротив, обладали низкой реактивностью макрофагов. Однако, летом, в период активного их размножения, когда в наибольшей мере реализуются физиологические потенции "короткоживущих" полевок, состояние их иммунной системы могло быть иным.

Надо отметить, что сдвиги в состоянии иммунной защиты при использованных в эксперименте режимах радиационного воздействия были невелики. Только применение тестирующего воздействия – иммунизации ксеногенными эритроцитами – позволило выявить изменения в функциональной активности перитонеальных макрофагов.

По сложившимся представлениям, эмбриотоксическое действие радиации обусловлено клеточной гибелью и цитогенетическими эффектами [15], но при использованной интенсивности радиационного воздействия эти эффекты маловероятны [2, 33, 36]. Попытаемся объяснить наблюдаемые в нашем эксперименте изменения иммунореактивности с позиций современной радиобиологии.

Первопричиной любого радиационно-индуцированного эффекта является энергия излучения, поглощенная в чувствительных областях облучаемого объекта. Можно рассчитать среднее количество квантов ионизирующего излучения ($\bar{n}$), попавших в заданный чувствительный объем [4]:

$$\bar{n} = D/D_{oc},$$

где D – поглощенная доза (сГр), D_{oc} – доза одного события (попадания одной частицы/кванта, сГр);

$$D_{oc} = 64 \cdot (L/\pi \cdot d^2),$$

где 64 – сводный коэффициент для пересчета единиц измерения (кэВ в Дж, см³ в мкм³ и г в кг); L – линейная передача энергии (кэВ/мкм); d – диаметр сферического чувствительного микрообъема (мкм).

Известно, что самые радиопоражаемые клетки – стволовые клетки и лимфоциты, самый чувствительный объект в клетке – ядро. Средний диаметр ядра этих клеток – примерно 8 мкм. Поэтому в последующих расчетах диаметр чувствительного микрообъема клетки примем равным этой величине.

Экспериментально установлено, что при действии на лимфоциты человека *in vitro* рентгеновскими лучами (150 кВ, $L=2,8$ кэВ/мкм, $D_{oc}=0,89$ сГр) в дозе до 5 сГр в течение последующих пяти часов происходит преходящее увеличение среднего диаметра клеток и усиление внепланового синтеза ДНК [19]. Максимум такой реакции наблюдали при дозе 2,5 сГр, которая соответствует пролету через чувствительный объем клетки $\bar{n}=2,5/0,89=2,8$ фотонов рентгеновского излучения. Исследователи полагают, что эти изменения связаны с индукцией адаптивного ответа, т.е. с переходом клетки в состояние повышенной устойчивости к действию повреждающего агента, которое может продолжаться десятки часов [27]. В этом же эксперименте установлено, что только при дозах более 10 сГр реакция лимфоцитов связана не с адаптивным ответом, а с репарацией пострадационных повреждений.

В мягкой биологической ткани ($\rho \sim 1$ г/см³) для γ -квантов излучения ²²⁶Ra ($E=835,1$ кэВ; $L=0,55$ кэВ/мкм [24]) $D_{oc}=0,18$ сГр. Следовательно, в нашем эксперименте при мощности дозы 0,8 сГр/сут через чувствительный объем каждой клетки за сутки пролетало в среднем $0,8/0,18=4,4$ γ -кванта, а при мощности дозы 0,1 сГр/сут эта величина была равна всего $0,1/0,18=0,56$. Как следует из приведенного выше эксперимента, радиационное воздействие такой интенсивности на уровне клетки может вызвать только индукцию адаптивного ответа. Поэтому выявленные в работе эффекты можно

объяснить тем, что часть клеток развивающегося организма находилась в состоянии повышенной устойчивости, а значит – высокого функционального напряжения. Это, в свою очередь, изменило условия формирования и функционального созревания иммунной системы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Хроническое γ -облучение лабораторных мышей в пренатальном и раннем постнатальном периодах при мощностях дозы 0,1 и 0,8 сГр/сут привело к изменениям иммунореактивности, которые были выявлены в зрелом возрасте после тестирующего воздействия (иммунизации ксеногенными эритроцитами), усиливающего напряженность функционирования иммунной системы.

На рыжих полевках выявлены отличия в состоянии иммунной системы у особей из разных физиологических функциональных групп. Полевки из когорты "долгоживущих" особей обладали высокой иммунореактивностью, а для животных из когорты короткоживущих особей, напротив, было свойственно напряженное состояние иммунной системы и низкая иммунореактивность.

Полученные на мышевидных грызунах экспериментальные данные свидетельствуют о том, что хроническое γ -облучение на ранних стадиях онтогенеза при мощностях доз, на которые организм взрослого животного не реагирует, способно оказать влияние на состояние иммунитета. По нашему мнению, выявленные эффекты можно объяснить изменением условий формирования и функционального созревания иммунной системы вследствие пострадационной индукции адаптивного ответа в значимой части клеток развивающегося организма.

Следовательно, при прогнозе реакции популяций мышевидных грызунов на радиоактивное загрязнение среды обитания следует учитывать высокую чувствительность иммунной системы к радиационному воздействию на ранних стадиях онтогенеза и различия в иммунореактивности особей из разных внутривидовых физиологических функциональных групп.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ван дер Варден Б.Л. Математическая статистика. – М.: Изд-во иностранной литературы, 1960. – 434 с.
2. Гераськин С.А. Концепция биологического действия малых доз ионизирующего излучения на клетки // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35. – Вып. 5. – С. 571-580.
3. Дерябин В.Е. Многомерная биометрия для антропологов. – М.: МГУ, 1983. – 227 с.
4. Иванов В.И., Лысцов В.Н., Губин А.Т. Справочное руководство по микродозиметрии. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 184 с.
5. Иммунологические методы / Ред. Г.Фримеля. – М.: Медицина, 1987. – 472 с.
6. Корнев А.М., Кульбах О.С., Надярная Т.Н. Влияние внутриутробного рентгеновского облучения на морфогенез лимфатических узлов мышей // Экологические проблемы современной физиологии и анатомии человека и животных. – СПб., 1992. – С. 18-22.
7. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.: Высшая школа, 1980. – 293 с.
8. Лебедев К.А., Понякина И.Д., Авдеева В.С. Системное представление о спокойном и активном функционировании иммунной системы // Успехи современной биологии. – 1991. – Т. 111. – Вып. 2. – С. 229-245.
9. Лугановская С.А. Структура и функции моноцитов и макрофагов (обзор литературы) // Клиническая лабораторная диагностика. – 1997. – Вып. 9. – С. 10-16.

10. Маслова К.И. Влияние экологического фактора повышенной естественной радиоактивности на организм мышевидных грызунов // Радиэкология позвоночных животных. – М.: Наука, 1978. – С. 33-59.
11. Маслова К.И., Материй Л.Д., Ермакова О.В. Атлас патоморфологических изменений у полевок-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения. – СПб.: Наука, 1994. – 192 с.
12. Материй Л.Д. Динамика морфологических проявлений процессов поражения и восстановления в кроветворной системе полевок-экономок из 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1996 гг.): В 2-х т. – Сыктывкар, 1996. – Т. 1. – С. 12-40. – (Тр. Коми научного центра УрО Российской академии наук, № 145).
13. Маянский А.Н., Маянский Д.Н. Очерки о нейтрофиле и макрофаге. – Новосибирск: Наука, 1989. – 344 с.
14. Международные рекомендации по проведению медико-биологических исследований с использованием лабораторных животных: Основные принципы // Ланималогия. – 1993. – Вып. 1. – С. 29.
15. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.
16. Муксинова К.Н., Мушкачева Г.С. Клеточные и молекулярные основы перестройки кроветворения при длительном радиационном воздействии. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 160 с.
17. Новые методы культуры животных тканей / Ред. Дж.Уосли. – М.: Мир, 1976. – 255 с.
18. Оленев Г.В. Особенности возрастной структуры, её изменения и их роль в динамике численности некоторых видов мышевидных грызунов (на примере рыжей полевки) // Динамика популяционной структуры млекопитающих и амфибий. – Свердловск: УНЦ АН СССР, 1982. – С. 9-22.
19. Особенности внепланового синтеза ДНК и изменений структурных параметров ядер лимфоцитов человека после действия рентгеновского облучения в малых дозах и в сочетании с УФ-облучением / Д.М. Спитковский, А.В. Ермаков, А.И. Горин и др. // Радиационная биология. Радиэкология. – 1994. – Т. 34. – Вып. 1. – С. 23-31.
20. Отдаленные изменения гемопоэза после пренатального острого и хронического облучения в малых дозах / Ю.И. Рогов, М.М. Зафранская, И.Н. Рубчюня и др. // Третий съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиэкология, радиационная безопасность): В 3-х т. – Пушино, 1997. – Т. 1. – С. 35-36.
21. Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды / Ред. В.М. Захарова и Е.Ю. Крысанова. – М., 1996. – 169 с.
22. Прасличка М.А., Калина Н. Влияние низких суточных мощностей доз пролонгированного облучения на изменение КОЕ и периферической крови у мышей // Радиобиология. – 1976. – Т. 16. – Вып. 3. – С. 376-380.
23. Румшинский Л.З. Математическая обработка результатов эксперимента. – М.: Наука, 1971. – 192 с.
24. Савинский А.К., Попов В.И., Кулямин В.А. Спектры ЛПЭ и коэффициенты качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник. – М.: Энергоиздат, 1986. – 144 с.
25. Содержание сывороточных белков у животных, подвергавшихся внутриутробному облучению в малых дозах / М.М. Зафранская, Ю.И. Рогов, И.Н. Рубчюня и др. // Третий съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиэкология, радиационная безопасность). – Пушино, 1997. – Т. 1. – С. 25.
26. Тарахтий Э.А., Кардонина Т.Л. Количественно-морфологическое исследование системы крови лесной мыши и красной полевки, обитающих на территории ВУРСа // Радиационная биология. Радиэкология. – 1995. – Т. 35. – Вып. 4. – С. 550-559.
27. Филиппович И.В. Феномен адаптивного ответа клеток в радиобиологии // Радиационная биология. Радиэкология. – 1991. – Т. 31. – Вып. 6. – С. 803-814.
28. Филюшкин И.В., Игнатов А.Н. Новое явление в пренатальном действии вредных агентов: системный тератогенез // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 1997. – Т. 42. – Вып. 3. – С. 35-46.
29. Фонталин Л.Н. Происхождение антигенраспознающей иммунной системы позвоночных. Молекулярно-биологические и иммунологические аспекты // Иммунология. – 1998. – Вып. 5. – С. 33-44.
30. Цитокинетика и морфология кроветворения при хроническом облучении / А.В. Илюхин, В.С. Шашков, Т.Е. Бурковская и др. – М.: Энергоатомиздат, 1982. – 136 с.
31. Шварц С.С., Ищенко В.Г., Овчинникова Н.А., Оленев В.Г., Покровский А.В., Пястолова О.А. Чередование поколений и продолжительность жизни грызунов // Журнал общей биологии. – 1964. – Т. 25. – Вып. 6. – С. 417-433.
32. Ярилин А.А., Харченко Т.Ю., Сухих Г.Т. Влияние облучения эмбрионов на развитие тимуса и формирование популяции Т-лимфоцитов // Бюллетень экспериментальной биологии и медицины. – 1994. – Т. 117. – Вып. 4. – С. 416-421.
33. Comparison of dose dependence of chromosome aberrations in peripheral lymphocytes at low levels of acute in vitro irradiation with 250 kV X-rays and 14 MeV neutrons / Pohl-Ruling J., Fischer P., Buckton K.E. et al. // Biol. Eff. Low-Level Radiat. Proc. Int. Symp., Venice, 11-15 Apr., 1983. – Vienna, 1983. – P. 171-184.
34. Effects of low-level radiation upon the haematopoietic stem cell / Cronkite E.P., Bond V.P., Carsten A.L. et al. // Biol. Eff. Low-Level Radiat. Proc. Int. Symp., Venice, 11-15 Apr., 1983. – Vienna, 1983. – P. 483-496.
35. Failure to detect immune deficiency in rats after prenatal or early postnatal irradiation / Platteau B., Bazin H., Jnowski M. et al. // Int. J. Radiat. Biol. – 1989, v. 55, n. 1. – P. 7-14.
36. Frequencies of chromosomal aberrations induced in human blood lymphocytes by low doses of X-ray / Lloyd D.C., Edwards A.A., Leonard A. et al. // Int. J. Radiat. Biol. – 1988. – V. 53. – No. 1. – P. 49-55.
37. Nold J.B., Miller G.K., Benjamin S.A. Prenatal and neonatal irradiation in dogs: hematologic and hematopoietic responses // Radiat. Res. – 1987, v. 112, n. 3. – P. 490-499.

**ТЫШҚАН ТӘРІЗДІ КЕМІРГІШТЕРДІҢ ИММУНОРЕАКТИВТІЛІГІНЕ ОНТОГЕНЕЗДІҢ
АЛҒАШҚЫ КЕЗЕҢДЕРІНДЕГІ СОЗЫЛМАЛЫ γ -СӘУЛЕ ҚАБЫЛДАУДЫҢ ӘСЕРІ**

А.И. Кичигин

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар, Ресей

Созылмалы γ -сәуле қабылдауда төменгі қуатта дозаларда онтогенездік алғашқы кезеңдерінде перитонеальды макрофагтардың фагоцитарлы белсенділік көрсеткіші бойынша СВА тышқандарында, альбинос тышқандарында және күрең полевкаларында иммунореактивтіліктің өзгерісі анықталды (0,1 және 0,8 сГр/тәулікте).

**THE INFLUENCE OF CHRONIC γ -IRRADIATION IN EARLY
ONTOGENESIS ON IMMUNOREACTIVITY OF SMALL RODENTS**

A.I. Kichigin

Komi Biological Institute of "Ural department" of Russian Scientific Academy, Syktyvkar, Russia.

The researches were conducted on CBA mice, white mice and bank vole (*Clethrionomys glareolus* Schreb.). Influence of chronic irradiation with low dose powers (0.1 and 0.8 cGy/day) in early ontogenesis on phagocytic activity of peritoneal macrophages has been investigated. Some shifts showing of a modification of the immunoreactivity of the irradiated animals were found out.

УДК 574:359.16.047+575.35+616.12

ИЗМЕНЕНИЕ БИОЛОГИЧЕСКОГО ВРЕМЕНИ У ЛИКВИДАТОРОВ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Талалаева Г.В.

Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург

В сообщении изучено изменение биологического времени ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС (ЛПА) на примере показателей системы кровообращения (ритмокардиографии с тестовыми нагрузками и точного мониторингирования артериального давления). У ЛПА зарегистрировано два важных факта: 1) распад биологического времени на элементарные составляющие - 4-часовые кванты, 2) деструкция групповых волновых пакетов физиологических функций по определенному алгоритму - в виде увеличения доли высокочастотных и уменьшения доли низкочастотных монохроматических составляющих. Эти два обстоятельства в совокупности составляют феномен хронобиологической блокады процессов репарации и приводят к скачкообразному ускорению биологического времени в организме человека. Новый режим функционирования ЛПА является диссипативной моделью и чреват скоротечной гибелью организма в результате самодеструкции. Внешне эта ситуация наблюдается врачами как процесс раннего старения организма и ускоренного появления заболеваний, в норме характерных для старческого возраста.

ВВЕДЕНИЕ

Интенсивное развитие ядерной энергетики, широкое использование ионизирующего излучения в народном хозяйстве порождает живой интерес к показателям состояния здоровья ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС (ЛПА на ЧАЭС). Этот интерес в последние годы активизировался в связи с тем, что радиобиологами воспринята концепция малых доз радиации, в соответствии с которой радиационно индуцированными эффектами отдаленного периода после облучения признаются не только раковые, но и неонкологические заболевания. Согласно современным представлениям, ответная реакция организма человека на облучение носит нелинейный характер: большие дозы облучения (1 и более Гр) вызывают прямое дозозависимое повреждение органов и тканей, тогда как малые дозы радиации приводят к запуску каскада неспецифических компенсаторно-приспособительных реакций и в случае индивидуальной несостоятельности последних приводят к развитию болезней адаптации в виде неспецифических стресс-зависимых сердечно-сосудистых заболеваний и (или) пограничных психических расстройств.

Принимая во внимание тот факт, что биологические ритмы являются чутким индикатором характера адаптационных процессов, протекающих в организме человека, мы в течение ряда лет с большим вниманием изучали биоритмологический статус у лиц, находящихся в состоянии напряжения их собственных компенсаторно-приспособительных реакций. Это были пациенты с начальными формами ишемической болезни сердца (ИБС) и лица с посттравматическими стрессовыми расстройствами (PTSD), спровоцированных участием в экстремальных событиях. Среди наших пациентов были постоянные жители Среднего Урала с благополучным социально-экологическим анамнезом (контрольная

группа наблюдений) и две группы сравнения: ликвидаторы аварии на Чернобыльской АЭС (ЛПА) и пришлые жители заполярного г. Норильска, выехавшие туда добровольно по производственной необходимости. Пациенты, страдающие ИБС и находившиеся под нашим наблюдением, с клинической точки зрения были однородной когортой, имеющей сходные кардиологические жалобы, сопоставимые данные физикального обследования и одинаковые диагностические характеристики.

Однако, последние две группы больных объединяло друг с другом и отличало от первой то обстоятельство, что и северяне и ЛПА на ЧАЭС подверглись действию хронического экологического стресса, не адекватного их гено-фенотипическим особенностям. На момент обследования период постстрессового воздействия у представителей данных групп был примерно одинаков и был достаточно длителен. В обеих группах он превышал 10 лет. Указанная продолжительность постстрессового периода позволяла предполагать наличие у северян и ликвидаторов своеобразных черт в деятельности их сердечно-сосудистой системы, обусловленных экстремальными условиями хронического социально-экологического стресса; которые, возможно, и видоизменяли реакцию больных на проводимое лечение. Известно, что длительное (более 7 лет) пребывание пришлого населения в экстремальных условиях Крайнего Севера приводит к развитию у последних закономерного и необратимого "синдрома полярного напряжения". Суть этого синдрома сводится к изменению энергообмена в виде повышения энергоемкости физиологических процессов, переключения типа обмена веществ с углеводного на жировой, в трансформации системы регуляции системы гомеостаза и в формировании предпосылок к атерогенезу, множественному и раннему атеросклерозу, более частому развитию летальных ин-

сультов и (или) инфарктов миокарда и внезапной сердечной смерти.

Для ликвидаторов аварии на ЧАЭС также характерно формирование закономерных и однотипных изменений функциональной активности организма. Отмечается ускорение процесса естественного старения на 10-15-20 лет по сравнению с календарным возрастом, прогрессивное течение артериальной гипертензии и атеросклероза, формирование дисциркуляторной энцефалопатии и патохарактерологических изменений личности, появление склонности к суицидам и внезапной сердечной смерти. Однако, тип стрессового воздействия у анализируемых групп кроме некоторых черт сходства (равенства продолжительности постстрессового периода), характеризовался определенными отличительными чертами. Среди черт отличия, на наш взгляд, принципиально важными были два момента: психологический и физический. Психологические различия стресса северян и ЛПА заключались в том, что пришедшие жители Заполярья мигрировали в промышленный Норильск добровольно, по профессиональной надобности и по сути данное решение было осознанным выбором данных пациентов; тогда как мобилизация ЛПА на ЧАЭС на аварийные работы осуществлялась в принудительном порядке через военкоматы, без предварительной профессиональной подготовки резервистов, без их мотивированного согласия и желания. Принципиальные различия в физических характеристиках стресса, по нашему мнению, заключались в том, что на северян действовала преимущественно магнитная составляющая, тогда как на ЛПА - радиационная.

Как известно из медицины, в частности, из физиотерапии, лечебный механизм действия магнитных полей и ионизирующей радиации (например, радоновых ванн) на живые ткани существенно отличается между собой по целому ряду параметров. Логично предположить, что пролонгированное воздействие избыточных магнитных полей и малых доз радиации, действующих на человека в режиме экологического стресса, также будет различаться по своим клиническим эффектам. Исходя из выше изложенного возникают закономерные вопросы. По одинаковой ли схеме развивается видоизменение стратегий адаптации у северян и ЛПА? Какая причина является доминирующей в развитии дезадаптационного синдрома у обследованных: внутренняя (нарушение гомеостаза вследствие развившейся болезни) или внешняя (пережитое воздействие экстремальных экологических факторов)? Где ключ (маркер) специфичности реакций сердечно-сосудистой системы северян и ЛПА на проводимое лечение? Можно ли, и если да, то в каком направлении и в каком диапазоне, возможно целенаправленно трансформировать патологически измененные адаптационные реакции северян и ЛПА? Известно, что стрессовые воздействия могут изменять характер

биологического времени в живых системах, ускоряя или, наоборот, замедляя его в зависимости от множества разнообразных условий, сопровождающих данное стрессовое воздействие. Для ответа на эти вопросы мы проанализировали специфику биоритмологического статуса выше перечисленных групп наблюдений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОД

Нами на протяжении многих лет изучалась суточная, семидневная и сезонная периодика. Исследована биоритмологическая вариабельность клинических проявлений болезни, показателей электрокардиографии, велоэргометрии, центральной и региональной гемодинамики, а также ряда параметров жидкостного гомеостаза (липидного обмена и иммунологического статуса). Исследование суточной периодики осуществлялось с помощью наблюдения за 12-тью гемодинамическими показателями, регистрируемыми 6-тикратно на протяжении суток через каждые 4 часа (в 8, 12, 16, 20, 24 и 4 часа) с последующим индивидуальным и групповым анализом получаемых хронограмм. Ориентируясь на обнаружение динамики периодов суточных колебаний показателей гомеостаза, в математической обработке хронограмм мы предпочли непараметрические методы статистики ранее применяемому косинор-анализу. Для выявления 7-дневной цикличности показатели функционального состояния больных регистрировались в фиксированное время суток (12 часов дня) ежедневно на протяжении первых 2-х недель пребывания пациента в клинике. Для устранения случайных влияний на изучаемые параметры, получаемые данные обрабатывались методом скользящей средней. Специальное внимание было уделено динамике пульса, артериального давления, ударного объема сердца, электрокардиограммы, температуры тела и вегетативного индекса Керде. В настоящем сообщении представлена первая часть нашего исследования по данной теме – анализ высоко и среднечастотных биологических ритмов ЛПА. Детально изучены частотные характеристики ритмокардиографии ЛПА при различных типах тестирования и суточные колебания показателей сердечно-сосудистой системы.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛПА

Обследованные нами ликвидаторы были мужчинами со средним возрастом 43,8±2,5 года. Все они не были профессиональными спасателями и не имели специальных знаний по радиационной безопасности. Они являлись рабочими промышленных предприятий или жителями сельской местности и были призваны через военкоматы для ликвидации последствий аварии в первые месяцы после катастрофы (в 1986-1987 годах). Доза внешнего облучения, полученная ликвидаторами во время аварийных работ, была документально зафиксирована у большинства наблюдаемых, у 87,8% обследованных.

Средняя групповая доза внешнего облучения у обследованных составила менее 10 сГр, т.е. в 10 раз была ниже той, которая может вызвать начальные проявления классической лучевой болезни с типичным для нее костно-мозговым синдромом. Внимательное наблюдение гематолога с повторными анализами крови показало, что ни у одного из наблюдаемых нами ЛПА не было зарегистрировано существенных отклонений в показателях крови.

Основными жалобами ЛПА, указывающие на осознание ими снижения своих адаптационных возможностей и понижения их устойчивости к каждодневным бытовым нагрузкам, были следующие: головные боли, часто не купируемые анальгетиками; снижение памяти на текущие события, общая слабость, снижение трудоспособности; потливость, сердцебиения; боли в костях, суставах, онемения дистальных отделов конечностей, судороги в руках и ногах. Характер жалоб ЛПА указывал на усиление описанных недомоганий при физической нагрузке, при перемене положения тела, при перегревании, т.е. в ситуациях, предъявляющих повышенные требования к регуляции гемодинамикой и ранее хорошо переносимых больными.

Объективно у наблюдаемых больных подтверждались признаки неустойчивой регуляции регионального кровотока и признаки дезадаптационных нарушений в виде лабильности пульса, артериального давления и других проявлений синдрома вегето-сосудистой дистонии: консультации невропатолога выявили наличие акроцианоза у 88,2% обследованных, гипергидроза - у 71,8%, красного разлитого дермографизма - у 72,1%. По данным консультативного осмотра невропатолога и психиатра для ЛПА типичными были амнестические расстройства, аффективные нарушения, пароксизмальные симпатoadреналовые кризы, которые при проспективном наблюдении имели непрерывно прогрессирующий характер и обнаруживали тенденцию к прогрессивному течению. Применение в условиях терапевтического приема поликлиники скринингового психологического тестирования с использованием шкалы депрессивного описания Бэка, адаптированного к работе семейного врача, подтвердило высокую частоту дезадаптационного синдрома у ликвидаторов: 8,0% обследованных находились в минимальной степени депрессии; 84,0% - в легкой и средней степени; еще у 8,0% определена тяжелая степень депрессии; ни у одного из обследованных данным тестом не было обнаружено адаптированного состояния. В порядке уточнения клинического диагноза психиатром проконсультировано 733 ликвидатора аварии на ЧАЭС. У большинства диагностированы те или иные проявления пограничных нервно-психических нарушений, в т.ч. отдельные варианты психоорганического синдрома. В 38,5% случаев клинический рисунок депрессии был "маскированным". Эти больные длительно квали-

фицировались в рамках синдрома истерии и невротоподобных состояний.

Анализ результатов неврологических консультаций выявил два примечательных факта, а именно: высокую частоту дизрегуляции системного кровотока у ЛПА и большую значимость нарушений неспецифических адаптационных реакций в снижении работоспособности ликвидаторов. На протяжении всех 14 лет наблюдения (с 1986 по 2000 годы) в структуре заболеваемости ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС доминировали заболевания круга хронического стресса: они составляли от 88,8% до 92,8% удельного веса от общей заболеваемости пациентов. При этом, на наш взгляд, важным является то обстоятельство, что при переходе от первого пятилетия послеаварийного периода ко второму отчетливо выявлялась тенденция к уменьшению удельного веса психических нарушений у ЛПА при одновременном нарастании органической сердечно-сосудистой патологии. Так, при переходе от 1990 к 1996 году наиболее динамичными оказались заболевания органов кровообращения: их уровень по отношению к 1990 году возрос на 119,6%, тогда как темп изменения удельных весов других классов болезней в структуре общей заболеваемости был значительно ниже и колебался от -18,2% до +39,9%. За последние 5 лет наблюдения среднегодовая общая летальность среди ЛПА увеличилась в 1,2 раза, от травм и отравлений - в 1,4 раза, по причине ИБС - в 2,5 раза. Важно отметить, что темпы роста смертности от ИБС у ЛПА были достоверно выше темпов роста общей смертности, а также темпов роста смертности от несчастных случаев, травм и отравлений (критерий Пирсона более 9,2).

Методы функционального обследования выявили крайне интересные закономерности, на первый взгляд расходящиеся с данными медицинской статистики. Суть этих расхождений заключалась в том, что на фоне клинической тяжести состояния ликвидаторов и наличия у них значительного снижения профессиональной трудоспособности у большинства обследованных отсутствовали морфологические признаки патологии сердечно-сосудистой системы. Такие методы как УЗИ, ФГЭС, компьютерная томография, рентгенодиагностика не выявляли грубой органической патологии. Иными словами, у обследованных ликвидаторов в большом числе случаев имело место расхождение между клиническим и лабораторно-функциональным диагнозом, в силу чего довольно часто при ведении данных больных возникали сложные и спорные экспертные случаи, правильное решение которых оказывалось невозможным осуществить, применяя традиционный стандарт обследования сердечно-сосудистого больного, утвержденного в системе ОМС (обязательного медицинского страхования). Устранение этого кажущегося противоречия было достигнуто при детальном анализе регуляторных и,

в частности, биоритмологических характеристик пациентов.

ОСОБЕННОСТИ ВЫСОКОЧАСТОТНЫХ БИОРИТМОВ ЛПА НА ПРИМЕРЕ РИТМОКАРДИОГРАФИИ

Структура волнового спектра ритмокардиограмм (РКГ) ликвидаторов аварии на ЧАЭС показала, что в фоновых замерах у обследованных преобладал D-тип ритмокардиограмм, свидетельствующий о высокой степени угнетения рефлекторного (симпатопарасимпатического) влияния на сердечный ритм и о переключении руководства ритмом на гуморально-метаболический уровень (70,0% наблюдений). Значительно реже (20,0% наблюдений; критерий Пирсона равен 6,9) встречался А-тип, указывающий на "предельно высокое парасимпатическое влияние на синусовый ритм сердца". Еще реже, у 10,0% обследованных был диагностирован С-тип ритмокардиограмм, "тип регуляции синусовым ритмом с выраженным преобладанием симпатических волн". Описанная тенденция прослеживалась не только в фоновых замерах, но и при проведении нагрузочных видов тестирования (пробы Ашнера, Вальсальвы, активной ортостатической, пробы с физической нагрузкой). Во всех из перечисленных провокационных тестах у ЛПА преобладал D тип ритмокардиограмм (81,2 - 6,7% случаев); вторым по частоте встречаемости был тип А (40,0 - 12,5% случаев); третьим - тип С (26,7 - 0% наблюдений). В целом у ЛПА на ЧАЭС во всех режимах тестирования достоверно преобладал гуморально-метаболический тип регуляции синусовым ритмом над всеми другими вариантами регуляции (критерий Пирсона равен 16,5). Максимальные значения частоты типа А ритмокардиограмм наблюдались при пробе Вальсальвы, целенаправленно активирующей парасимпатическую составляющую регуляции синусового ритма; наибольшая частота типа С - при активной ортостатической пробе, прицельно стимулирующей симпатические влияния на ритм сердечной деятельности. Иными словами, у ЛПА на ЧАЭС как в состоянии покоя, так и при всех проведенных тестах сохранялась общая закономерность: удельный вес медленных волн был достоверно выше, а быстрых, наоборот, - значительно ниже нормы. Переходя от хронобиологических терминов к патофизиологической интерпретации полученных результатов, можно сказать, что для ЛПА на ЧАЭС типичным является доминирование гуморально-метаболического типа регуляции синусовым ритмом при значительном ограничении возможности парасимпатического влияния на тип сердечной деятельности. Отмеченный дисбаланс в регуляторных системах организма снижает способность ликвидаторов к сано- и адаптогенезу, нарушает процессы восстановления в их организме, приводит к сбою в адаптационных программах обследованных.

Уточним некоторые детали обнаруженных закономерностей. Фоновые замеры обнаружили достоверное отличие ЛПА от практически здоровых лиц по всем анализируемым спектральным характеристикам РКГ: по продолжительности интервала RR; величине его дисперсии; амплитуде дыхательной аритмии; а также представленности в структуре РКГ низко-, средне- и высокочастотных составляющих. Удельный вес медленных волн был достоверно выше, а быстрых - значительно ниже нормы (соответственно $45,0 \pm 4,1$ против $36,8 \pm 4,9$ и $23,0 \pm 3,9$ против $39,4 \pm 4,8$; в обоих случаях $p < 0,05$). У ЛПА снижение роли парасимпатических влияний в волновой регуляции синусового ритма подтверждалось также достоверным уменьшением амплитуды дыхательной аритмии ($0,041 \pm 0,005$ против $0,072 \pm 0,001$ в норме, $p < 0,001$). Величина удельного веса среднечастотных волн у ЛПА практически не отличалась от нормы, однако статистически значимое укорочение интервала RR ($0,859 \pm 0,024$ против $0,980 \pm 0,024$, $p < 0,001$) указывало на усиление роли симпатических влияний в деятельности синусового ритма сердца. Дисперсия интервала RR в фоновых замерах у ЛПА почти в 2 раза была ниже нормы ($0,034 \pm 0,002$ против $0,052 \pm 0,006$), что свидетельствовало о более жестком режиме функционирования волновой системы регуляции синусовым ритмом у ЛПА и позволяло думать об усилении авторегуляторных влияний над рефлекторными. Характер отклика регуляторных механизмов на отдельные нагрузки и суммарный алгоритм их адаптации к системе тестирования у ЛПА существенно отличался от нормы.

В норме, у здоровых лиц пробы, провоцирующие активацию тех или иных механизмов регуляции, дают достоверное изменение показателей РКГ по отношению к фоновым замерам. В частности, проба Ашнера сопровождается достоверным увеличением параметров, связанных с низкочастотными (гуморально-метаболическими) волнами при одновременном существенном снижении удельного веса высокочастотных (парасимпатических) волн. При активной ортопробе в норме происходит активация симпатического звена регуляции при одновременном снижении удельного веса парасимпатических и гуморально-метаболических влияний, при этом прирост удельного веса симпатических волн по сравнению с состоянием покоя составляет +14,9%, снижение парасимпатических -20,0% и соотношение удельных весов среднечастотных волн к высокочастотным составляет 1,99. У здоровых лиц во время физической нагрузки спектральная структура РКГ сохраняется, достоверно не отличаясь от фоновых замеров.

У ЛПА динамика указанных показателей была иной и не имела статистически значимого прироста показателей в ответ на нагрузочное тестирование. Так, во время пробы Ашнера параметры РКГ в фоновых замерах и на высоте нагрузки существенно не

отличались друг от друга. При активной ортопробе у ликвидаторов реактивность показателей РКГ также отличалась от нормы: направленность изменений РКГ была аналогична вектору изменений здоровых лиц, однако прирост удельного веса симпатических волн был выше (+21,5%), а снижение парасимпатических - меньше, чем в норме (-12,2%), а отношение удельного веса среднечастотных волн к высокочастотным составило 3,94, т.е. почти в 2 раза превышало соответствующий показатель здоровых лиц и указывало на значительное усиление роли среднечастотных (симпатических) волн в системе регуляции синусовым ритмом сердца. Выявленные особенности ЛПА доказывают гиперреактивность симпатического звена регуляции и обнаруживает тенденцию к гипо- (а-) реактивности парасимпатического звена. Кроме того, у ЛПА при активной ортопробе регистрируется достоверное по сравнению с фоновыми замерами уменьшение дисперсии интервала RR, чего не происходит в норме, в условиях которой дисперсия интервала RR практически остается прежней. Патогенетическая интерпретация приведенной хронобиологической информации заключается в том, что у ЛПА по сравнению с нормой регистрируется большее напряжение центральных регуляторных механизмов, избыточная жесткость системы регуляции синусовым ритмом и меньшая способность адаптироваться к дополнительным внешним воздействиям. Проба с физической нагрузкой подтвердила существование значительных различий ее обеспечения у ЛПА и здоровых лиц. У ЛПА в отличие от здоровых не происходит сохранения фоновой структуры волновых характеристик, а регистрируется значительное увеличение удельного веса низкочастотных составляющих, свидетельствуя об активизации гуморально-метаболического компонента в процессе велоэргометрической пробы.

Подытоживая описанные выше особенности адаптации синусового ритма ликвидаторов к нагрузкам можно сказать следующее: по сравнению со здоровыми ЛПА отличаются большей жесткостью системы регулирования, меньшими резервными возможностями каждой из частотных составляющих регуляторного контура, активным использованием в качестве компенсаторного механизма гуморально-метаболического механизма адаптации сердечного ритма к нагрузкам в силу неадекватности рефлекторных звеньев регуляции (гиперреактивности симпатического и ареактивности). Стремясь найти интегральные особенности алгоритма реакции показателей РКГ на возмущающие воздействия, мы построили номограмму, выбрав для этого систему координат, совокупно отражающую баланс вегетативной (нервно-рефлекторной) регуляции и удельный вес гуморально-метаболической составляющей (Рис. 1). На рисунке 1 представлена результирующая кривая РКГ ликвидаторов, суммирующая волновую структуры РКГ во всех проведенных иссле-

дованиях (фоновых замерах, при пробе Ашнера, Вальсальвы, велоэргометрии, активной ортостатической пробе). Для сравнения на графике изображена номограмма здоровых лиц. Визуальный анализ убеждает нас в том, что номограмма здоровых лиц имеет форму параболы с вершиной, обращенной вверх и с ветвями, направленными вниз, к оси абсцисс. По своему виду номограмма РКГ здоровых лиц напоминает синусоиду, которая по общепризнанным законам характеризует успешную адаптацию человека к стрессовым факторам внешней среды с типичным для этого случая фазным протеканием биологических реакций: активным откликом на малые дозы, привыкание к действию раздражителя при средних дозах и снижении реактивности при продолжающемся увеличении интенсивности воздействия. Как видно из рисунка 1, у ЛПА номограмма принципиально отличается от аналогичной кривой, вычерченной по показателям здоровых лиц. У ликвидаторов номограмма РКГ по сравнению с нормой была расположена в зеркальном отображении и имеет прямо противоположную направленность своих ветвей: ее ветви устремляются вверх как в диапазоне малых значений оси абсцисс, так и при их увеличении, обнаруживая малую стабильность волновой структуры РКГ ликвидаторов в целом.

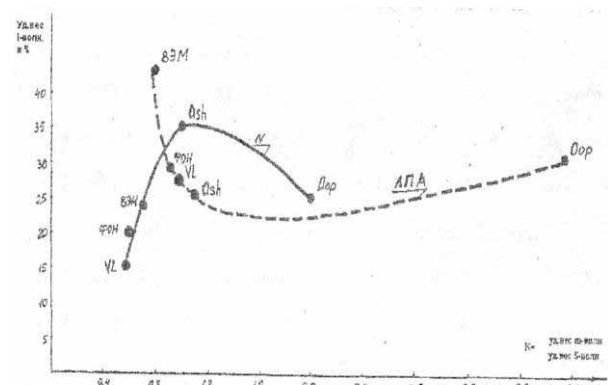


Рисунок 1.

Представленные факты убеждают, что система регуляторных взаимодействий, связанных с обеспечением функции синусового ритма у ЛПА достоверно отличается от нормы как по структуре внутрисистемных связей, так и по алгоритму целостной реакции РКГ на внешние раздражители. Таким образом, по данным частотных составляющих ритмокардиографии у ЛПА выявлен дисбаланс регуляторных механизмов, обеспечивающих адаптацию сердечного ритма к внешним воздействиям. Суть внутрисистемного десинхроноза у ликвидаторов состоит в нарушении взаимоотношений между низко-, средне- и высокочастотными составляющими РКГ (гуморально-метаболическим, симпатическим и парасимпатическим звеном регуляции). Указанный

десинхроноз сопровождается истощением резервов гуморальной и парасимпатической реактивности и избыточной реактивностью симпатических влияний, а также сужением возможного диапазона функционирования и уменьшением степени лабильности и адаптабельности сердечного ритма к нагрузкам.

Представляется важным отметить тот факт, что предельное напряжение гуморальных механизмов регуляции на фоне гиперреактивности симпатических влияний и истощении резервов парасимпатических воздействий в своей совокупности отягчает не только хронотропную функцию сердца, но и, что самое главное, способствует лавинообразному усилению катаболических процессов в миокарде при одновременном замедлении процессов репарации. Длительное существование столь неэкономичного механизма регуляции сердечной деятельности может в условиях хронического стресса служить основой для перехода функциональных нарушений сердечно-сосудистой системы в органическое поражение органов кровообращения и создает предпосылки для прогрессивного течения органической сердечно-сосудистой патологии ликвидаторов в отдаленном периоде после аварии.

СУТОЧНАЯ ПЕРИОДИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ АРТЕРИАЛЬНОГО ДАВЛЕНИЯ У ЛПА

Хронобиологические исследования пульса, артериального давления (АД), температуры тела, двойного произведения и вегетативного индекса Керде, проведенные в режиме изучения суточных биоритмов, обнаружили значительные нарушения биоритмологической структуры ликвидаторов с наличием у последних признаков как внешнего, так и внутреннего десинхроноза (дисбаланса). Типичным для ЛПА на ЧАЭС была инверсия суточных биоритмов по отношению к значениям нормы. В частности, хронобиологические исследования АД, проведенные с применением компьютерной программы холтеровского мониторирования, обнаружили у ЛПА на ЧАЭС интересные закономерности. Значения АД в дневное время суток составили $126,1 \pm 1,6 / 98,9 \pm 1,3$ мм Нг, в ночное - $126,6 \pm 1,4 / 91,7 \pm 1,3$ мм Нг, указывая на неодинаковую склонность систолического и диастолического АД к гипертензивным реакциям: по сравнению с физиологической нормой, средние значения систолического АД изменялись у ЛПА на ЧАЭС в меньшей степени, чем диастолическое АД, и во все периоды мониторинга оставались в пределах физиологической нормы; тогда как диастолическое давление имело тенденцию к повышению как в дневное, так и в ночное время. При сравнении средних значений обнаружена достоверная разница ($p < 0,01$) в величинах диастолического АД в дневное и ночное время с большими значениями показателя в светлое время суток. Таким образом, для ЛПА на ЧАЭС характерны не столько гипертонические реакции со стороны систолического артериального давления, сколько тенденция к повыше-

нию цифр диастолического АД. На наш, взгляд, обнаруженные факты являются крайне важными с точки зрения возможного механизма развития и хронического рецидивирования болезни, т.к. указывают на снижение сократительной функции миокарда и усиления роли сосудистого фактора в развитии и прогрессировании сердечно-сосудистой патологии у ЛПА на ЧАЭС.

Кроме того, углубленный анализ хронограмм обследованных ликвидаторов обнаружил их биоритмологическую неоднородность. Хронобиологические исследования АД, проведенные путем 5-ти кратных замеров показателя в течение суток, были продублированы и сопоставлены с результатами мониторингового наблюдения артериального давления, осуществленных с помощью компьютеризированной программы холтеровского мониторирования. В последнем случае значения АД регистрировались круглосуточно, интервал между замерами составлял 15 минут. Подобный сравнительный анализ выявил дополнительные, интересные закономерности. Холтеровское мониторирование АД у ЛПА на ЧАЭС, при котором замеры показателя осуществлялись круглосуточно с шагом в 15 минут, подтвердило клиническую значимость 5-ти временных интервалов, в течение которых происходят максимальные отклонения цифр АД от среднесуточных значений. Эти временные интервалы почти полностью совпадали с теми временными интервалами, к которым были приурочены кратные замеры АД у лиц, обследованных в режиме дневных хронограмм (8, 12, 16, 24 часа). Приведенные данные позволяют нам полагать, что дискретные хронобиологические замеры, приуроченные к 4-м, 8-ми и 20 часам, достаточно информативны для клинической практики. При сведении в единую гистограмму пиков АД у всех ликвидаторов, обследованных с помощью холтеровского мониторирования, обнаружилась двухгорбая кривая с максимальными значениями в 12 и 20 часов, минимальными - в 16 и 24-4 часа. Максимальные значения артериального давления в интервалах времени с 12 до 13 и с 18 до 21 часа встречались достоверно чаще ($x = 6,4$), чем в другие часы суток. Приведенные факты убеждают в том, что хронобиологическая структура АД у ЛПА имела тенденцию к дезорганизации с увеличением в структуре суточного ритма АД ультрадианных составляющих, при этом первоочередные изменения касались диастолического АД по сравнению с систолическим.

Детальный анализ позволил выявить еще более интересные закономерности трансформации биологического времени под влиянием малых доз радиации и психологического стресса. Хронограммы, зарегистрированные у ЛПА с помощью холтеровского мониторирования, были нами подразделены на 3 варианта суточной периодики артериального давления (Рис. 2): с тремя пиками на протяжении суток

(8-часовая периодичность), с двумя пиками (12-часовая периодичность) и с одним пиком в течение суток (24-часовая периодичность). Легко заметить, что указанная периодика является кратной 4-часовому интервалу времени. Кроме того, внутри каждой группы биоритмов (с 8-ми, с 12-ти и с 24-часовой периодичностью) конкретные хронограммы отдельных больных не были строго синхронизированы друг с другом, а отличались между собой так называемым фазовым сдвигом, который по своей продолжительности был одинаков во всех трех группах и равнялся тоже 4-м часам, независимо от вида доминирующей в группе цикличности. Внешний десинхронизм показателей гемодинамики у ликвидаторов аварии на ЧАЭС был столь выраженным и распространенным явлением, что рассогласованность биоритмов АД обнаруживалась даже внутри 3-х выше названных групп. Так, в группе ЛПА с одномоментной формой гистограмм АД пики артериального давления регистрировались в 9, 12, 16 и 18-19 часов, т.е. приходились на светлое время суток и имели тенденцию к смещению друг относительно друга на 3-4 часа. У ликвидаторов с 2-х вершинной формой гистограмм АД пики артериального давления были отмечены в следующих вариантах: в 0 и в 12 часов; в 8 и в интервале с 18 до 20 часов; в 12-14 и в 20-21 час. Как следует из приведенных цифр, несмотря на внутригрупповую несогласованность, все варианты 2-х вершинных гистограмм обнаруживали интересные хронобиологические закономерности. Во-первых, в их структуре обнаруживалась отчетливая тенденция к 12-часовой периодике физиологических функций. Во-вторых, проявлялась строгая внутригрупповая упорядоченность фазовых сдвигов индивидуальных хронограмм друг относительно друга: временные интервалы между пиками хронограмм отдельных больных в первой половине суток равнялись соответственно (0-8) 8 часам, (8-12) 4 часам; во второй - (12-20) 8 часов. Примечательно, что во всех рассмотренных случаях фазовый сдвиг был кратен 4 часам. У ликвидаторов с 3-х вершинной формой хронограмм пики АД регистрировались в двух биоритмологических вариантах: с 3 до 5, в 13 и в 18 часов, а также в 9, 13 и 19 часов. Можно заметить, что на оси времени выявленные пики хронограмм были очень близки к тем точкам отсчета, в которые проводились замеры АД при дискретных хронобиологических исследованиях (8, 12, 16, 20, 24 и 4 часа). Внутри каждого хронобиологического варианта прослеживалась тенденция к 8-ми часовой периодике. Фазовый сдвиг между индивидуальными хронобиологическими вариантами в первой половине суток равнялся (5-9) 4 часам, т.е. подтверждал те закономерности, которые были обнаружены у лиц с 2-х вершинным типом хронограмм.

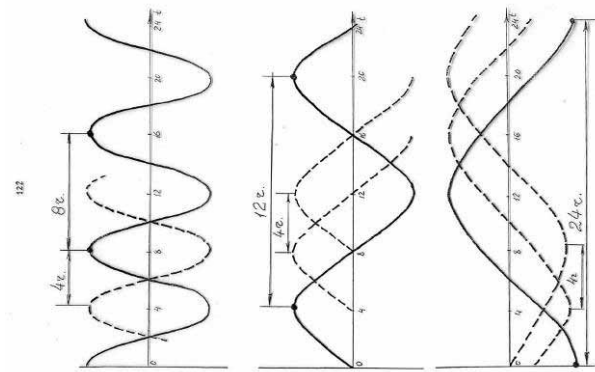


Рисунок 2.

Резюмируя данную часть исследования, можно сказать следующее. По данным холтеровского мониторингирования АД у ЛПА обнаружена биоритмологическая неоднородность обследованных и зарегистрировано 3 вида хронограмм артериального давления: с тремя пиками на протяжении суток (8-часовая периодичность), с двумя пиками (12-часовая периодичность) и с одним пиком в течение суток (24-часовая периодичность). Указанная периодика является кратной 4-часовому интервалу времени и может быть представлена в следующем виде: $4 \times 2 = 8$; $4 \times 3 = 12$; $4 \times 6 = 24$. С другой стороны, любопытно отметить, что образование 8-часового и 24-часового циклов может рассматриваться как непосредственное удвоение нижестоящих по продолжительности циклов, представленных в структуре биологического времени ликвидаторов, т.е. $8 = 4 \times 2$; $24 = 12 \times 2$. Следующее обстоятельство, которое необходимо отметить, заключается в том, что внутри каждой группы биоритмов (с 8-ми, с 12-ти и с 24-часовой периодичностью) конкретные хронограммы отдельных больных не были строго синхронизированы друг с другом, а отличались между собой так называемым фазовым сдвигом. Указанный фазовый сдвиг во всех трех анализируемых хронобиологических группах (с 8-ми, с 12-ти и с 24-часовой цикличностью) был кратным 4 часам, независимо от варианта биологического времени в группе. Учитывая тот факт, что интервал замеров артериального давления составлял 15 минут, а периодичность хронобиологических изменений, выявленная у ликвидаторов, оказалась кратной 4 часам, можно выдвинуть гипотезу о квантовости (дискретности) видоизменения структуры биологического времени человека под влиянием малых доз радиации и психо-экологического стресса и обозначить временной интервал в 4 часа как элементарную единицу (квант) трансформации биоритмов человека под влиянием данного вида экстремальных воздействий.

РЕЗЮМЕ

В сообщении изучено изменение биологического времени ликвидаторов аварии на Чернобыльской АЭС (ЛПА) на примере показателей системы крово-

обращения (ритмокардиографии с тестовыми нагрузками и суточного мониторинга артериального давления). У ЛПА зарегистрировано два важных факта: 1) распад биологического времени на элементарные составляющие - 4-часовые кванты, 2) деструкция групповых волновых пакетов физиологических функций по определенному алгоритму - в виде увеличения доли высокочастотных и уменьшения доли низкочастотных монохроматических составляющих. Эти два обстоятельства в совокупности составляют феномен хронобиологической блокады процессов репарации и приводят к скачкообразному ускорению биологического времени в организме человека. Новый режим функционирования ЛПА является диссипативной моделью и чреват скоротечной гибелью организма в результате самодеструкции. Внешне эта ситуация наблюдается врачами как процесс раннего старения организма и ус-

коренного появления заболеваний, в норме характерных для старческого возраста.

Забегая вперед отметим, что активация процессов квантирования биологического времени человека является специфическим феноменом, характерным для малых доз радиации, потому что другие виды сердечно-сосудистой патологии, не связанные с радиационным индуцированием, сопровождаются только фазовым смещением пиковых значений биологических ритмов на оси времени или, как это бывает, у мигрантов промышленного Заполярья – сжатием и ускорением биологического времени без усиления эффекта его дробления и распада на элементарные составляющие. Однако, изменение биологического времени человека под влиянием магнитных полей и смены климато-географических условий – это тема отдельного сообщения, которое, надеюсь, последует.

ЧЕРНОБЫЛЬДАҒЫ АЭС АПАТЫН ЖОЮШЫЛАРДЫҢ БИОЛОГИЯЛЫҚ УАҚЫТТАҒЫ ӨЗГЕРІСТЕРІ

Г.В. Талалаева

Ресей ҒА Орал бөлімшесіне қатысты Коми ҒО биология институты, Сыктывкар, Ресей

Чернобыльдағы АЭС апатын жоюшылардың биологиялық уақытының өзгерісі хабарламада қан айналым жүйесінің көрсеткіштерінің үлгісімен зерттелді (тестік жүктемелерімен ритмокардиографиясы және күре тамырының қан қысымының тәуліктік мониторингісі). АЖ-да екі маңызды фактор тіркелген: 1) биологиялық уақыттың элементар құрастырушыларға-4 сағаттық кванттарға бөлінуі, 2) белгілі алгоритм бойынша физиологиялық функциялардың топтық толқындық пакеттерінің жоғары жиілікті үлесінің өсуі және монохроматты құрушылардың төменгі жиілікті үлесінің кемуі түрінде бұзылуы. Бұл 2 жағдай репарациялық процестің хромо-биологиялық блокадасының феномені жиынтығын құрайды және адам организміне биологиялық уақыттың секіrmелі түрде жеделдеуіне әкеледі. АЖ жұмыс істеуінің жаңа режимі диссипативтік модель болып табылады және өзіндік іріткі нәтижесінде организм тез жойылу қолайсыздығына ұшырайды. Іштей бұл жағдайлар дәрігерлік байқаулар арқылы организм ерте қартаю процесі сияқты және қартайған жастағы мөлшерге ылайықты аурулардың пайда болуын жеделдеуі байқалады.

THE CHANGES OF THE BIOLOGICAL TIME AT THE LIQUIDATORS OF THE CHERNOBYL ACCIDENT CONSEQUENCES

G.V. Talalaeva

Institute of Plants & Animals Ecology, RAS, Urals Division, Ekaterinburg

The changes of the biological time at the liquidators of the Chernobyl accident consequences (LAC) are examined. The peculiar chronobiological status of the their testing rythmcardiogrames and diurnal arterial pressure monitoring were noted. Two very important mechanisms of the low doses radiation influence to the human biological time were described. The first – the break-up to the 4-hour fractions of the daily period of the human biological time. The second – the down-fall of the normal time organization of the LAC with the increasing of the high frequency structures and the decreasing of the low frequency one. We showed a dissipative model of the human organism as a result of the such chronobiological destruction. We proposed that the dissipative model is a reason of the lighting acceleration of the biological time at the LAC. We maintain that the continuation of the human life can be shorten significantly in this conditions.

УДК 535.23:613.648

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТОЯНИЯ ХОЛИНЭСТЕРАЗНОЙ СИСТЕМЫ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ МАЛЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ

Журнист А.Г., Утешев А.Б., Абылайұлы Ж.А.

Алматинский институт усовершенствования врачей

Проблема радиационных воздействий на организм остается одной из наиболее актуальных в медицине. Показано (1), что в патогенезе лучевого поражения существенную роль играют не прямые эффекты радиации, опосредуемые, через нервные и гуморальные пути. В данной статье рассматривались зависимость биохимических показателей от возраста и профессии ЛПЧАЭС.

Проблема радиационных воздействий на организм остается одной из наиболее актуальных в медицине. Показано (1), что в патогенезе лучевого поражения существенную роль играют не прямые эффекты радиации, опосредуемые, через нервные и гуморальные пути. Исследованиями установлено, что при облучении преобладающими являются феномены возбуждения парасимпатической иннервации (2). В настоящее время сформировалось представление о том, что в интегративной деятельности нервной системы, в механизмах адаптации организма особое место занимают нейромедиаторы и, в частности ацетилхолин (АХ) и его инактиваторы (холинэстераза (ХЭ)). Экспериментальные и клинико-экспериментальные исследования показали, что между АХ и ХЭ в патологических условиях деятельности организма могут развиваться различные отношения, характеризующиеся как состояние компенсации, субкомпенсации и декомпенсации (3). Было показано, что определение степени нарушения холинэргической системы имеет важное значение для клиники в плане прогноза заболевания (4,5). При анализе воздействия на организм радионуклидов, когда отсутствуют видимые проявления радиационных повреждений, возникает необходимость

исследования функционального состояния адаптационно - приспособительных систем организма.

Нами было обследовано 159 мужчин – ликвидаторов последствий аварии (ЛПА) на ЧАЭС, в возрасте (на момент пребывания на ЧАЭС) от 18 до 52 лет, подвергшихся воздействию малых доз радиации (0,001-0,48 Гр). В качестве контрольной группы было обследовано 40 мужчин в возрасте от 21 до 51 года, не подвергавшихся воздействию радиации. Определение уровня АХ и ХЭ в цельной крови проводилось гидроксиминовым методом Хестрина в модификации Шуцкого (1970). Кроме того, рассчитывали холинэстеразный индекс, представляющий отношение ХЭ к АХ. Среди обследованных были выделены группы с учетом возраста и профессии, периода и продолжительности работы по ликвидации, удаленности места работ от эпицентра аварии, полученной дозы облучения.

Рассматривая зависимость вышеуказанных биохимических показателей от возраста и профессии ЛПА, мы не обнаружили статистически достоверных отклонений от нормы.

В зависимости от года участия ЛПА были разделены на следующие группы: 1 группа - 1986 год; 2 группа - 1987 год; 3 группа - 1988 год; 4 группа - 1989 год (Табл. 1).

Таблица 1. Изменение биохимических показателей холинэстеразной системы в зависимости от года работы на ЧАЭС и характера

№/гр	Год работы на ЧАЭС	АХ, М±m	ХЭ, М±m	ХИ	Доза облучения, Гр	Число ЛПА, работавших в разных зонах, %		
		мкг АХ/0,1/1 мин				Р	15 км	30 км
К	контроль	10,08±0,64	32,97±1,15	3,3	-	-	-	-
1	1986	7,33±0,69 Р _{1-к} < 0,01 Р ₁₋₂ > 0,05 Р ₁₋₃ > 0,05 Р ₁₋₄ > 0,05	36,76±2,48 Р _{1-к} > 0,05 Р ₁₋₂ > 0,05 Р ₁₋₃ > 0,05 Р ₁₋₄ > 0,05	5,0	0,136±0,013	54	14	32
2	1987	8,81±0,89 Р _{2-к} > 0,05 Р ₂₋₃ > 0,05 Р ₂₋₄ > 0,05	36,32±2,76 Р _{2-к} > 0,05 Р ₂₋₃ > 0,05 Р ₂₋₄ > 0,05	4,1	0,068±0,008	37	22	41
3	1988	8,41±0,84 Р _{3-к} > 0,05 Р ₃₋₄ > 0,05	34,82±3,14 Р _{3-к} > 0,05 Р ₃₋₄ > 0,05	4,1	0,057±0,012	18	24	58
4	1989	10,96±1,82 Р _{4-к} > 0,05	32,82±3,67 Р _{4-к} > 0,05	3,0	0,038±0,009	26	17	57

На основании проведенных исследований отмечается статистически достоверное снижение концентрации АХ в группе, работавшей в 1986 году ($p < 0,01$). При этом большая часть ЛПА этой группы работала в зоне реактора и получила максимальную дозу облучения ($0,136 \pm 0,013$ Гр).

Рассматривая категорию ЛПА, разделенную на три группы в зависимости от сроков работы на ЧАЭС (1 группа - 1 месяц, 2 группа - 2 месяца, 3 группа - 3 месяца и более), было показано стойкое достоверное снижение концентрации АХ среди лиц, проработавших 1 и 2 месяца на 36% и 28% соответственно ($p < 0,01$) (Табл.2). При этом отмечено уве-

личение активности ХЭ в этих же группах на 26% и 25% соответственно ($p < 0,05$ и $p < 0,01$). Следует отметить что нами обнаружено статистически достоверная более высокая активность ХЭ в группе проработавших 2 месяца по сравнению с лицами проработавшими 3 месяца и более на 20% ($p < 0,05$). Большинство ЛПА 1 и 2 групп работали в зоне реактора в 1986 году и получили максимальную дозу облучения ($0,172 \pm 0,027$ Гр).

Внутри группового анализа в зависимости от расстояния зоны работы от эпицентра взрыва ЛПА были разделены на группы: 1 группа- зона реактора; 2 группа- 15 км; 3 группа- 30 км (Табл.3).

Таблица 2. Изменение биохимических показателей холинэстеразной системы в зависимости от сроков работы на ЧАЭС и характера работ ликвидаторов

№/гр	Время работы на ЧАЭС, мес.	АХ, М±m	ХЭ, М±m	ХИ	Доза облучения, Гр	Число ЛПА (%) в зависимости от:						
		мкг АХ/0,1/1мин	года работы на ЧАЭС				зоны работы					
			1986			1987	1988	1989	0	15	30	
К	контроль	10,08 ± 0,67	32,97 ± 1,15	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-
1	1	6,40 ± 1,09 P _{1-К} < 0,01 P ₁₋₂ > 0,05 P ₁₋₃ > 0,05	41,59 ± 4,09 P _{1-К} < 0,01 P ₁₋₂ > 0,05 P ₁₋₃ > 0,05	6,5	0,172 ± 0,027	73	5	17	5	84	5	11
2	2	7,25 ± 0,83 P _{2-К} < 0,01 P ₂₋₃ > 0,05	41,05 ± 3,05 P _{2-К} < 0,01 P ₂₋₃ < 0,05	5,8	0,087 ± 0,011	41	35	17	7	42	22	36
3	3 и более	8,84 ± 0,61 P _{3-К} > 0,05	34,48 ± 1,8 P _{3-К} > 0,05	3,9	0,076 ± 0,009	30	27	24	19	26	20	54

Таблица 3. Изменение биохимических показателей холинэстеразной системы в зависимости от расстояния работ от эпицентра аварии и характера работ ликвидаторов

№/гр	Расстояние от эпицентра аварии, км	АХ, М±m	ХЭ, М±m	ХИ	Доза облучения, Гр	Число ЛПА, в зависимости от года работы, %			
		мкг АХ/0,1/1мин				1986	1987	1988	1989
К	контроль	10,08±0,64	32,97±1,15	3,3	-	-	-	-	-
1	0	7,12±0,67 P _{1-к} < 0,01 P ₁₋₂ > 0,05 P ₁₋₃ > 0,05	38,87±2,40 P _{1-к} < 0,05 P ₁₋₂ > 0,05 P ₁₋₃ > 0,05	5,4	0,140±0,010	54	26	10	10
2	15	7,12±0,91 P _{2-к} < 0,05 P ₂₋₃ > 0,05	39,75±3,66 P _{2-к} > 0,05 P ₂₋₃ > 0,05	5,1	0.071±0,012	28	31	27	14
3	30	10,0±0,9 P _{3-к} > 0,05	33,41±2,12 P _{3-к} > 0,05	3,3	0,052±0,006	28	25	28	19

В результате проведенных нами исследований обнаружено достоверное снижение концентрации АХ в группах ЛПА, работавших в зоне реактора и в 15-ти км зоне на 29% и 23% соответственно ($p < 0,01$ и $p < 0,05$). Более того, наблюдалось статистически достоверное повышение активности ХЭ в крови ЛПА также работавших в зоне реактора ($p < 0,05$). Хотелось особо подчеркнуть, что ЛПА этой группы в основном работали в 1986 году и получили максимальные дозы облучения ($0,140 \pm 0,01$ Гр).

И, наконец, ЛПА были разделены по группам в зависимости от полученной дозы облучения: 1 группа- $0,046 \pm 0,003$ Гр; 2 группа- $0,149 \pm 0,008$ Гр; 3 группа- $0,268 \pm 0,002$ Гр (Табл. 4).

Нами была прослежена четкая взаимосвязь между нарастанием дозы облучения и снижением уров-

ня АХ с одной стороны и нарастанием активности ХЭ с другой. Так, в 1 группе статистически значимых отклонений в биохимических показателях не обнаружено, во 2 и 3 группе концентрация АХ снижается на 38% и 40% соответственно ($p < 0,001$), тогда как активность ХЭ возрастает на 19% и 29% соответственно ($p < 0,01$). При этом выявлено статистически достоверное различие этих биохимических показателей между ЛПА и 1 и 2 групп ($p < 0,02$).

Несмотря на отсутствие статистической достоверности изменений концентрации АХ и активности ХЭ в группах с низкими дозовыми нагрузками прослеживается в большинстве случаев увеличение ХИ (от 24% до 91%), что говорит об информативности данного показателя.

Таблица 4. Изменение биохимических показателей холинэстеразной системы в зависимости от дозы облучения и характера Рисунок 1. Характеристика групп ликвидаторов

№/гр	Доза облучения, Гр	АХ, М±m	ХЭ, М±m	ХИ	Число ЛПА (%) в зависимости от:						
					года работы на ЧАЭС				зоны работы		
					1986	1987	1988	1989	0	15	30
К	Контроль	10,08± 0,67	32,97± 1,15	3,3	-	-	-	-	-	-	-
1	0,046± 0,003 (0,001-0,099)	8,57± 0,58 P _{1-к} > 0,05 P ₁₋₂ < 0,05 P ₁₋₃ < 0,02	35,96± 1,76 P _{1-к} > 0,05 P ₁₋₂ > 0,05 P ₁₋₃ > 0,05	4,2	23	34	25	18	27	21	52
2	0,149± 0,008 (0,1-0,199)	6,21± 0,99 P _{2-к} < 0,01 P ₂₋₃ > 0,05	39,14± 3,88 P _{2-к} > 0,05 P ₂₋₃ > 0,05	6,3	68	14	14	4	54	23	23
3	0,268± 0,02 (0,2-0,48)	6,06± 0,87 P _{3-к} < 0,001	42,40± 3,07 P _{3-к} < 0,01	7,6	75	5	10	5	84	5	11

Таким образом, в результате проведенного анализа нами обнаружена зависимость состояния холинэстеразной системы ликвидаторов от года работы на ЧАЭС, сроков работы, расстояния работ от эпицентра аварии, но, главным образом, от дозы полученного облучения.

РЕЗЮМЕ

Биохимические показатели ПСС находятся в зависимости от дозы облучения, при этом обращает на себя внимание то, что с нарастанием дозы облучения снижается концентрация АХ в крови и усиливается активность ХЭ, но менее выражено, чем снижение показателей медиаторного звена.

ЛИТЕРАТУРА

1. Красильников И.И., Чигарева Н.Г. К проблеме фармакологической коррекции биохимических нарушений в облученном организме.// Материалы конференции «Медицинские аспекты радиационной и химической безопасности», С-П.- 2001.- С.425-426.
2. Гальков М.А., Кургалюк Н.Н., Старостюк А.К. Радиобиологические особенности участия холинэргических структур в реакциях организма на действие ионизирующей радиации.// Тез. докл. "Третий съезд по радиационным исследованиям", Пушкино.- 1997.- Т.1.- С. 353-354.
3. Либшиц Р.У., Кратина М.А. Холинэргические процессы при действии на организм небольших доз радиации.// Радиобиология.- 1989.- Т.29.- вып. 1.- С. 123-125.
4. Тонкоглас В.П. Роль холинэргической системы в развитии стрессовых реакций.// Сб. статей "Нервные и эндокринные механизмы стресса", Кишинев.- 1980.- С.- 185-194.
5. Пикулев А.Т., Кукулянская М.Ф., Мохорева С.И. и др. Молекулярные механизмы действия ионизирующей радиации в малой дозе на обмен веществ в центральной нервной системе.// Тез. докл. на "Всесоюзной конференции по действию малых доз ионизирующей радиации", Киев.- 1984.- С.23-25.

РАДИАЦИЯНЫҢ АЗ ДОЗАСЫНЫҢ ӘСЕРІНЕН ХОЛИНЭСТЕРАЗДЫ ЖҮЙЕНІҢ ӨЗГЕРУ КҮЙІ

А.Г. Журнист, А.Б. Утешев, Ж.А. Абылайұлы

Дәрігерлерді жетілдіру Алматы институты

Ағзаға радиацияның әсері медицинада ең актуалды проблемалары болып қалады. Көрсетілген сәулеленудің патогенезінде радиацияның тура емес эффектісі маңызды роль атқарады, осы эффект гуморальды және нерв жолдарында жанама бейнеленді.

Осы мақалада биохимиялық көрсеткіштерінің ЧАЭС апатына қатысқан ликвидаторлардың жасына және мамандығына тәуелділігі көрсетілген.

CHANGE OF CHOLINESTERASE SYSTEM STATUS UNDER MINOR RADIATION DOSE EFFECTS

A.G. Zhurnist, A.B. Uteshev, Zh.A. Abylaiuly

Almaty Institute of Medical Advanced Studying

The problem of radiation effect on organism remains one of the most urgent in medicine. It is shown (1) that in radiation injury pathogenesis, indirect radiation effects via nerve and humoral paths play a significant part. This effort reviews dependence of biochemical indices on age and specialty of ChNPP accident liquidators.

УДК 615.361.45:539.104

ИЗМЕНЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ КАТЕХОЛАМИНОВ В ОТДАЛЕННЫЕ СРОКИ У ЛИКВИДАТОРОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ВОЗРАСТА, ПРОФЕССИИ, ГОДА УЧАСТИЯ НА ЧАЭС

Журнист А.Г.

Алматинский институт усовершенствования врачей

Авария на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) показала, что проблема отдаленных радиационных последствий остается одной из наиболее актуальных в радиационной медицине.

В настоящее время особое значение приобретают проблемы отдаленных последствий, связанных с хроническим действием малых доз радиации, формирующих яркую клиническую картину вегетативных и психоэмоциональных расстройств, столь характерных для ликвидаторов последствий аварии (ЛПА) на ЧАЭС.

Авария на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) показала, что проблема отдаленных радиационных последствий остается одной из наиболее актуальных в радиационной медицине. Ранее в клинической и экспериментальной эндокринологии изучалось, в основном, воздействие больших доз ионизирующей радиации (1,2). Однако, в настоящее время особое значение приобретают проблемы отдаленных последствий, связанных с хроническим действием малых доз радиации, формирующих яркую клиническую картину вегетативных и психоэмоциональных расстройств, столь характерных для ликвидаторов последствий аварии (ЛПА) на ЧАЭС (3,4).

Симпатоадренальная система (САС) является одним из важных отделов вегетативной нервной системы (ВНС), выполняющей в организме гомеостатическую, адаптационно-трофическую и регуляторную функции как в условиях нормы, так и в критических ситуациях (5,6,7). Одним из наиболее объективных критериев для количественной оценки функционального состояния САС служит содержание адреналина (А) и норадреналина (НА), а также индекса НА/А в физиологических средах.

В связи с этим, целью настоящего исследования явилось выявление зависимости биохимических показателей состояния САС от дозообразующих факторов при воздействии малых доз ионизирующей радиации у ЛПА на ЧАЭС в отдаленные сроки исследования.

Нами было обследовано 159 мужчин – ликвидаторов в возрасте на момент пребывания на ЧАЭС от 18 до 52 лет, имеющих различные специальности. Дозы, указанные в официальных документах, находились в пределах 0,001-0,48 Гр, что укладывается в понятие «малые дозы». В качестве контрольной группы было обследовано 40 здоровых мужчин в возрасте от 21 до 51 года, не подвергшихся воздействию радиации.

Концентрация А и НА определялась флюорометрическим методом в моче (Матлина Э.Ш., Рахманова Т.Б. 1967г.). Изменения биохимических показателей исследовались в зависимости от следующих дозообразующих факторов: возраст, профессия, год участия,

по которым все обследуемые были разделены на три категории.

1. В зависимости от возраста ЛПА выделены 4 группы:

- 1 гр. - до 30 лет
- 2 гр. - 30-39 лет
- 3 гр. - 40-49 лет
- 4 гр. - 50 и более лет.

Полученные данные свидетельствуют о том, что экскреция КА с мочой во всех возрастных группах значительно превышает таковую в соответствующих возрастных группах здоровых людей, что говорит о постоянном и сильном возбуждении симпатического отдела ВНС у ЛПА. Наиболее высокое выделение А и НА отмечено у самой молодой группы ЛПА (317% и 444%, соответственно) и в старшей возрастной группе (193% и 398%, соответственно). Это связано с тем, что ЛПА этих возрастных групп, в основном, работали на ЧАЭС в 1986 г., в следствие чего они и получили большие дозы радиации, чем ЛПА второй и третьей групп. Однако, различия биохимических показателей разных возрастных групп оказались статистически недостоверными ($p > 0.1$). Следовательно, выявленное увеличение экскреции А и НА не находится в прямой зависимости от возраста ЛПА.

2. В зависимости от года работы на ЧАЭС ЛПА разделены также на 4 группы:

- 1гр.-1986г.
- 2 гр.-1987 г.
- 3гр.-1988г.
- 1 гр. -1989г.

Результаты проведенных исследований свидетельствуют о том, что экскреция КА у всех ЛПА значительно повышена. При этом, наиболее выраженное повышение этих биохимических показателей наблюдается у ЛПА, работавших в 1986 г., когда большая часть их работала в зоне реактора и, следовательно, получила наибольшую дозу облучения ($0,136 \pm 0,013$ Гр). Достоверных различий показателей уровня А и НА у ЛПА, работавших в разные годы на ЧАЭС, не выявлено ($p > 0.1$), что свидетельствует об отсутствии зависимости уровня КА от года участия в ликвидации последствий аварии на ЧАЭС.

3. Также на 4 группы разделены ЛПА по профессиям:

- 1 гр.- строители
- 2 гр. - водители
- 3 гр. - дезактиваторы
- 4 гр.- прочие.

Как и в предыдущих группах, обнаружена значительно превышающая норму экскреция с мочой А (в 2 раза) и НА (в 3-4 раза). Однако, достоверных различий данных биохимических показателей у представителей разных профессий также не было выявлено ($p > 0,1$).

Соотношение НА/А свидетельствует о том, что на фоне общего повышения активности САС актив-

ность медиаторного звена во всех исследуемых группах ЛПА значительно превышает активность гормонального звена.

РЕЗЮМЕ

Таким образом, в результате проведенных исследований нами было установлено отсутствие прямой зависимости изменения уровня КА от таких факторов, как возраст, год участия и профессия ЛПА. Во всех случаях повышение данных показателей было обусловлено дозой радиационного облучения, полученной ЛПА в ходе выполнения работ на ЧАЭС.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кулинский В.И., Костюковская Л.С., Линецкая Л.С. и др. Обмен катехоламинов и серотонина при острой лучевой болезни и введении радиопротекторов.// Материалы Респ. конф. «Физиология, биохимия и патология эндокринной системы», Киев.- 1971. С. 62-63.
2. Симонова Л.И., Гертман В.З., Крапивный А.А. Зависимость интенсивности захвата 3Н-норадреналина тканями от тяжести лучевого поражения.// Тез. Докл. I Всевоюзный радиобиологический съезд. Пущино.- 1989.- т. 5.- С.1040-1042.
3. Сухов В.Ю., Шубик В.М., Фадеев Н.П. Радиоиммунологический анализ гормонов гипофиз-адреналовой системы и психоэмоциональное состояние населения в зоне аварийного выброса Чернобыльской АЭС.// Медицинская радиология и радиационная безопасность.- 1996.- №6.- С. 45-49.
4. Гончаренко Е.Н., Антонова С.В., Ахалая М.Я., Кудряшов Ю.Б. Влияние малых доз радиации на уровень содержания катехоламинов и кортикостероидов в надпочечниках мышей.//Радиационная биология. Радиоэкология.- 2000.- т.40.- №2.- С. 160-161.
5. Меньшиков В.В. Биогенные амины в клинике внутренних болезней.// Биогенные амины в клинике./ Под редакцией Большаковой Т.Д.- М.,1970.- С.5-13.
6. Утевский А.М., Осинская В.О. Обмен катехоламинов и некоторые механизмы адаптации.// Новое о гормонах и механизме их действия. Киев.- 1977.- С.123-132.
7. Зайцев В.А., Балаклеевская В.Г., Петренко С.В. О функциональном состоянии гипофизарно-кортикоадреналовой системы адаптации детей Белоруси, живущих в условиях действия малых доз радиации после аварии на ЧАЭС.// Радиобиология.- 1992.- т.32- вып. 4- С.483-487.

ЛИКВИДАТОРЛАРДЫҢ ЖАСЫНА, МАМАНДЫҒЫНА, ҚАЙ ЖЫЛЫ ЧАЭС АПАТЫНА ҚАТЫСҚАНЫНА ҚАРАМАСТАН КАТЕХОЛАМИНДЕРДІҢ КОНЦЕНТРАЦИЯСЫНЫҢ ӨЗГЕРУІ

А.Г. Журнист

Дәрігерлерді жетілдіру Алматы институты

Чернобыль атом электрстанциясындағы апат, радиациялық медицинада уақыт өткеннен кейінгі радиациялық салдар проблемасы ең актуалды болып табылатының көрсетті.

Қазіргі кезде радиацияның аз дозалы созылмалы әрекетімен байланысты уақыт өткеннен кейінгі радиациялық салдар проблемасына ерекше көңіл бөлінеді және де ол ЧАЭС апатына қатысқан ликвидаторларға тән, вегетативтік және психоэмоционалды бұзылуының клиникалық анық суретін қалыптастыратының көрсетеді.

LONG TERM CHANGE OF CATECHOLAMINE CONCENTRATION OF LIQUIDATORS DEPENDING ON AGE, SPECIALTY AND YEAR OF WORK AT CHNPP

A.G. Zhurnist

Almaty Institute of Medical Advanced Studying

Chernobyl NPP accident has shown that the issue of long-term radiation consequences is one of the most urgent in radiation medicine.

At present, special importance is for issues of long-term radiation consequences related to chronic effect of low radiation doses forming a clear clinical picture of vegetative and psychic-emotional disorders typical for Chernobyl NPP accident liquidators.

УДК 535.23:613.648

**АНАЛИЗ ДИНАМИКИ ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ СРЕДИ НАСЕЛЕНИЯ
ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ ЗА ПЕРИОД 1990-2000 гг.**

¹Гусев Б.И., ¹Пивина Л.М., ¹Апсаликов К.Н., ¹Чайжунусова Н.Ж.,
¹Мансарина А.Е., ²Гроше Б., ²Бауэр С., ¹Курумбаев Р.Р.

¹НИИ радиационной медицины и экологии, Семипалатинск, Казахстан
²Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия

На основании официальных статистических данных по медико-демографическим показателям среди населения ВКО за период с 1990 по 2000 гг. проведен эпидемиологический анализ динамики показателей заболеваемости. Установлено, что показатели общей заболеваемости, а также некоторых классов болезней среди населения основных групп существенно превышали показатели контроля. Зафиксированы избытки онкологических заболеваний среди населения сельских районов ВКО по следующим локализациям: рак прямой кишки, рак гортани и легких, рак кожи, рак молочной железы.

ВВЕДЕНИЕ

Установлено, что Восточно-Казахстанская область (вместе с бывшей Семипалатинской) является наиболее пострадавшей в результате испытаний ядерного оружия. Из всех регионов Казахстана в этой области наиболее развита инфраструктура тяжелого машиностроения, деятельность которой приводила и приводит к загрязнению окружающей среды различными вредностями техногенной природы.

По известным причинам до настоящего времени не публиковались данные, характеризующие радиационно-гигиеническую обстановку на территориях ВКО, сформированную в результате испытаний ядерного оружия. Поэтому до настоящего времени практически нет сведений о влиянии радиационных факторов на состояние здоровья подвергавшегося облучению населения.

В настоящее время, несмотря на значительное количество публикаций, наименее изученными остаются соматические эффекты воздействия ионизирующего излучения на организм человека [1]. Отмечается связь с облучением таких проявлений атеросклероза, как инсульт, изолированная систолическая гипертензия [2]. Была установлена четкая дозовая зависимость по избыткам таких заболеваний, как болезни сердечно-сосудистой, респираторной систем и желудочно-кишечного тракта [3]. Особое внимание исследователи-радиобиологи уделяют канцерогенным эффектам ионизирующих излучений [4,5]. В предыдущих публикациях нами был представлен анализ и оценка общесоматической и онкологической заболеваемости среди населения бывшей Семипалатинской области, подвергшегося облучению в результате испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне [6,7].

Имея в своем распоряжении ретроспективные первичные материалы, характеризующие общую и онкологическую заболеваемость населения изучаемых городов и районов ВКО, мы представляем про-

веденный нами дескриптивный эпидемиологический анализ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследований послужили ретроспективные материалы, характеризующие медико-демографические показатели за 1990 г. гг. Усть-Каменогорск, Зыряновск, Лениногорск, а также Уланского, Глубоковского, Тарбагатайского, Курчумского, Шемонаихинского районов Восточно-Казахстанской области.

Эти данные использовались в качестве ориентировочных для последующего изучения изменений в динамике основных показателей по численности и движению населения, его возрастному-половому распределению, заболеваемости детского, подросткового и взрослого населения, смертности с учетом распределения по рубрикам, классам и нозологическим формам.

В качестве ближайших ретроспективных данных использовались вышеуказанные медико-демографические показатели изучаемых городов и районов ВКО по состоянию на 2000 г. Дополнительно к динамическому анализу по оценке связи воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды были использованы данные групп сравнения. Сформирована группа взрослого населения (5000 человек), прибывших в изучаемые города после 1962 г. Медико-демографические показатели для этой группы в 1990 и 2000 гг. были использованы для сравнения с таковыми показателями в основных группах городского населения (Табл.1).

Группой сравнения для изучаемых районов послужило население Тарбагатайского района, адекватного к основным по всем модифицирующим показателям, за исключением радиационного воздействия и действия нерадиационных факторов окружающей среды.

Таблица 1. Демографические показатели
Восточно-казахстанской области

Города и районы	Численность(тыс.чел.)	
	1990 г.	2000 г.
Усть-Каменогорск	330,4	314,0
Лениногорск	79,2	64,1
Зыряновский	81,5	92,1
Контроль (город)	5,2	5,0
Глубоковский	77,6	66,3
Курчумский	31,5	44,1
Уланский	38,2	44,5
Шемонаихинский	68,4	56,2
Тарбагатайский (контроль)	41,7	65,5

Эпидемиологический дискретивный анализ динамики основных показателей заболеваемости и смертности контролируемого населения ВКО, подвергавшегося воздействию радиационных и нерадикационных факторов окружающей среды проведен с учетом распределения групп риска на лиц, непосредственно подвергавшихся воздействию вредоносных факторов окружающей среды, и их потомков. С этой целью нами выделены возрастно-

половые группы среди взрослых: 15-59 лет (включая непосредственно подвергавшихся воздействию и потомков II-III поколения); 60 лет и старше – лица, непосредственно подвергавшиеся воздействию факторов окружающей среды (I поколение).

Для характеристики уровней заболеваемости мы рассчитывали интенсивные показатели с последующей их стандартизацией.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Общая заболеваемость населения контролируемых городов и районов ВКО.

Проведен предварительный анализ общей заболеваемости населения контролируемых городов и районов ВКО, позволяющий определить необходимость корректных сравнений изменения в динамике основных показателей заболеваемости по состоянию на 1990 – 2000 гг.

В таблице 2 представлены показатели общей заболеваемости населения изучаемых городов и районов ВКО по состоянию на 2000 г.

Таблица 2. Показатели общей заболеваемости населения Восточно-казахстанской области 2000 г. (на 1000 населения)

нозоология	Города и районы								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
инфекционные заболевания	27,9	40,6	64,9	34,6	39,6	15,4	42,6	47,7	60
Новообразования	13	36,6	24,7	18,2	21,4	9,1	8,1	12	22,6
болезни эндокринной системы	83,4	45	16,6	22,3	32,6	7,8	65,9	15	37,5
болезни крови и кроветворных органов	16,1	8,9	11,3	12,2	14	28	33,5	17,7	9,4
болезни нервной системы	73,8	44,3	46,8	41,2	31,7	15,2	27,4	32,8	56,8
болезни системы кровообращения	154,1	95	105,5	87,6	69,7	35,4	27,9	70,9	81
болезни органов дыхания	479,8	467,4	403,5	382,1	230,7	195,8	395,8	250,9	379,5
болезни органов пищеварения	85,5	79,1	79,4	63,4	47,1	41,2	58,5	38,2	76,7
болезни мочеполовой системы	123	95,1	74,7	62,3	55,2	29,6	89,1	54,2	95
болезни костно-мышечной системы	120,4	116,3	43,9	70,8	39,8	23,5	57,7	45,1	69
врожденные аномалии	5,4	14,7	2	2,2	5,8	2,7	4,6	3,3	5,8
ВСЕГО	1182,4	1043	873,3	796,9	587,6	403,7	811,1	587,8	893,3

Примечание: подчеркнутые значения имеют достоверные различия.

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Контроль(город), 5-Глубоковский, 6-Тарбагатайский(контроль), 7-Курчумский, 8-Уланский, 9-Шемонаихинский

Наибольшие показатели общей заболеваемости зарегистрированы среди населения городов Усть-Каменогорск и Лениногорск, причем отмечены существенные превышения показателей общей заболеваемости среди населения городов Усть-Каменогорск и Лениногорск по сравнению с таковыми в контроле (1182,4; 1043 и 796,9 на 1000 населения соответственно; $P < 0,01$; $0,01$).

Среди населения изучаемых районов ВКО наименьший показатель общей заболеваемости зарегистрирован в контрольном Тарбагатайском районе (403,7 на 1000 населения). Среди населения Курчумского и Шемонаихинского районов показатели общей заболеваемости имели двукратное превышение над показателями контроля и были достоверными (811,1; 893,3 на 1000 населения соответственно; $P < 0,05$; $0,05$).

Анализ показателей общей заболеваемости по отдельным классам болезней среди населения горо-

дов ВКО позволил констатировать существенные их превышения над показателями контроля среди населения г. Усть-Каменогорска по четырем классам болезней, среди населения г. Лениногорска – по трем. Так, уровень заболеваемости эндокринной системы среди населения г. Усть-Каменогорска составил 83,4 на 1000 ($P < 0,01$), среди населения г. Лениногорска – 45 на 1000 населения ($P < 0,05$).

Уровень заболеваемости системы кровообращения среди населения г. Усть-Каменогорска составил 154,1 на 1000 ($P < 0,05$).

Наибольшие показатели уровней заболеваемости при анализе их распределения по классам заболеваний оказались по болезням органов дыхания и имели 8-10 кратное превышение над показателями других классов болезней.

Наибольшим уровнем болезней органов дыхания оказался среди населения г. Усть-Каменогорска, наименьшим – среди населения Тарбагатайского

района ВКО (479,8; 195,8 на 1000 населения соответственно).

Анализ структуры общей заболеваемости населения ВКО в 2000 г. (Табл. 3) показал примерно одинаковое распределение удельного веса отдель-

ных классов болезней среди населения городов и районов ВКО. Существенных различий между показателями структуры общей заболеваемости основных городов и районов по сравнению с показателями контроля не выявлено.

Таблица 3. Структура заболеваемости населения Восточно-казахстанской области 2000 г. (в %)

Нозология	Города и районы								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
инфекционные заболевания	2,35961	3,8926	7,4316	4,3891	6,73928	3,81471	5,25212674	8,115005	6,716669
новообразования	1,09946	3,5091	2,8284	2,7891	3,64193	2,25415	0,99864382	2,041511	2,529945
болезни эндокринной системы	7,05345	4,3145	1,9008	2,5167	5,54799	1,93213	8,12476883	2,551888	4,197918
болезни крови и кроветворных органов	1,36164	0,8533	1,2939	1,1678	2,38257	6,93584	4,13019356	3,011228	1,052278
болезни нервной системы	6,24154	4,2474	5,359	5,4321	5,39483	3,76517	3,37812847	5,580129	6,358446
болезни системы кровообращения	13,0328	9,1083	12,081	11,612	11,8618	8,76889	3,43977315	12,06193	9,067503
болезни органов дыхания	40,5785	44,813	46,204	47,334	39,2614	48,5014	48,7979287	42,68459	42,48293
болезни органов пищеварения	7,23106	7,5839	9,092	8,454	8,01566	10,2056	7,21242757	6,498809	8,586141
Болезни мочеполовой системы	10,4026	9,1179	8,5538	8,187	9,39415	7,33218	10,985082	9,220823	10,63473
болезни костно-мышечной системы	10,1827	11,151	5,0269	7,356	6,77332	5,82115	7,11379608	7,672678	7,724169
врожденные аномалии	0,4567	1,4094	0,229	0,812	0,98707	0,66881	0,56713106	0,561415	0,649278

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Контроль(город), 5-Глубоковский, 6-Тарбагатайский(контроль), 7-Курчумский, 8-Уланский, 9-Шемонаихинский

Наибольший удельный вес в структуре общей заболеваемости среди населения городов и районов составляли болезни органов дыхания (от 39,3 до 48,8%).

Среди населения изучаемых городов первое место в структуре общей заболеваемости занимали болезни органов дыхания, второе и третье – болезни системы кровообращения и болезни костно-мышечной системы, четвертое и пятое место занимали болезни мочеполовой системы, органов пищеварения. Шестое место занимали болезни эндокринной системы. Остальные показатели структуры формировали удельный вес общей заболеваемости по остальным классам заболеваний.

Среди населения изучаемых районов ВКО (так же, как и среди населения городов) первое место в структуре заболеваемости занимали болезни органов дыхания. Второе и третье место занимали болезни органов пищеварения и болезни системы кровообращения, четвертое и пятое место занимали

болезни мочеполовой системы и болезни крови и кроветворных органов, шестое и седьмое место – болезни костно-мышечной системы и инфекционные заболевания. Остальные классы заболеваний имели невысокий удельный вес (в том числе новообразования).

Оценка показателей общей заболеваемости взрослого населения проведена с учетом возрастного-полового распределения групп риска и выделения непосредственно подвергавшихся действию вредных факторов окружающей среды (I поколение). Анализ показателей общей заболеваемости дается в контексте оценки достоверных различий между основными и контрольными группами по состоянию на 2000 г., а также учета их изменений в динамике по сравнению с 1990 г.

В таблице 4 представлены показатели общей заболеваемости взрослого населения изучаемых регионов ВКО по состоянию на 2000 г.

Таблица 4. Уровень заболеваемости взрослого населения Восточно-казахстанской области 2000г. (на 1000 населения)

нозология	Города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
инфекционные заболевания	14,8	45,1	51,8	28,4	14,1	28,8	24	47,7
новообразования	16,2	48,2	32,1	27,8	14	12,4	16	29,8
болезни эндокринной системы	93,4	42	21,5	30,6	8,6	40,7	14,7	37,3
болезни крови и кроветворных органов	9,2	7,8	7	6,3	14,7	30	12,9	6
болезни нервной системы	66,5	37,9	39,8	17,9	17,9	32	35	43,8
болезни системы кровообращения	195,3	130,7	129,2	87,7	53	40,1	91	100,5
болезни органов дыхания	266,9	236,8	210,4	128,5	125,3	275,8	97,3	196,9
болезни органов пищеварения	78,5	83	75,7	48,3	31,6	59,7	34,1	68,2
болезни мочеполовой системы	125,4	98,6	77,8	60,7	34,4	116,5	54,7	93,7
болезни костно-мышечной системы	140,4	105,8	55	43,4	28,9	71,5	55,3	77,2
врожденные аномалии	3,4	1,5	0,3	1,5	0,9	2,3	0,8	0,9
ВСЕГО	1010	837,4	700,6	481,1	343,4	709,8	435,8	702

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

Из представленных в таблице данных видно, что наибольший уровень общей заболеваемости фиксируется среди населения г. Усть-Каменогорска и наименьший – среди жителей Тарбагатайского района (1030,0 и 343,4 на 1000 населения соответственно). Не обнаружено существенных различий по уровню заболеваемости взрослого населения среди основных и контрольной групп городов ВКО.

Среди населения изучаемых районов общий уровень заболеваемости в Курчумском, Шемонаихинском районах имел двукратное превышение над показателями контроля и существенно превышали таковой в контроле (709,8; 702; 343,4 на 1000 населения соответственно) ($P < 0,05$; 0,05).

Анализ уровней отдельных классов заболеваний показал, что по подавляющему большинству нозологических форм уровень заболеваемости в основных группах населения городов Усть-Каменогорск, Лениногорск, Зыряновск существенно не превышал показатели контроля. Исключение составляют болезни эндокринной системы и врожденные аномалии. Уровень болезней эндокринной системы среди населения г. Усть-Каменогорска имел трехкратное превышение над показателями контроля (93,4; 28,2 на 1000 населения соответственно) ($P < 0,01$). Уровень врожденных аномалий среди населения гг. Усть-Каменогорска и Лениногорска имел восьми- и четырехкратное превышение над показателями контроля ($P < 0,01$; 0,05).

Достоверное превышение показателей общей заболеваемости над показателями контроля отмечено среди населения сельских районов ВКО по инфекционным заболеваниям, болезням эндокринной системы, болезням органов дыхания (Курчумский рай-

он) болезням мочеполовой и костно-мышечной систем (Курчумский и Шемонаихинский районы).

При анализе динамики уровня общей заболеваемости взрослого населения (без учета онкологической заболеваемости) оказалось, что в 2000г. среди населения городов Усть-Каменогорск, Лениногорск и Зыряновск в 3,5 раза увеличилось число болезней крови и кроветворных органов по сравнению с 1990г.

Существенное увеличение в 2000 г по сравнению с 1990 дали болезни эндокринной системы (г. Усть-Каменогорск, Лениногорск).

Показатели совокупной общей заболеваемости взрослого населения так же, как и по другим классам болезней, существенных изменений в динамике не обнаружили. По некоторым классам болезней (болезни нервной системы, мочеполовой и костно-мышечной) уровень заболеваемости в 2000 г. снижен по сравнению с 1990 г.

Структура общей заболеваемости взрослого населения изучаемых городов ВКО в динамике (1990-2000 гг.) не имела существенных различий. Так же, как среди всего населения изучаемых городов (Табл. 5), первое место в структуре общей заболеваемости занимали болезни органов дыхания. Удельный вес этих заболеваний колебался от 26,4 до 30%. Второе место занимали болезни системы кровообращения (от 15,6 до 19,3%), третье-четвертое место занимали болезни мочеполовой и костно-мышечной системы (7,8-13,9%), пятое-шестое – болезни крови и кроветворных органов и болезни нервной системы. Удельный вес остальных классов болезней имел значительные колебания в различных городах и находился в пределах 1,6-7,3%.

Таблица 5. Структура заболеваемости взрослого населения Восточно-казахстанской области 2000 г. (в %)

Нозология	Города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
инфекционные заболевания	1,46535	5,3857	7,3937	5,90314	4,106	4,05748098	5,507113	6,794872
новообразования	1,60396	5,7559	4,5818	5,77842	4,07688	1,74697098	3,671409	4,245014
болезни эндокринной системы	1,60396	5,7559	4,5818	5,77842	4,07688	1,74697098	3,671409	4,245014
болезни крови и кроветворных органов	9,24752	5,0155	3,0688	6,36042	2,50437	5,73400958	3,373107	5,31339
болезни нервной системы	6,58416	4,5259	5,6808	3,72064	5,21258	4,5083122	8,031207	6,239316
болезни системы кровообращения	19,3366	15,608	18,441	18,2291	15,4339	5,64947873	20,88114	14,31624
болезни органов дыхания	26,4257	28,278	30,031	26,7096	36,4881	38,8560158	22,32676	28,04843
болезни органов пищеварения	7,77228	9,9116	10,805	10,0395	9,2021	8,41081995	7,82469	9,7151
болезни мочеполовой системы	12,4158	11,775	11,105	12,6169	10,0175	16,4130741	12,55163	13,34758
болезни костно-мышечной системы	13,901	12,634	7,8504	9,02099	8,41584	10,0732601	12,68931	10,99715
врожденные аномалии	0,33663	0,1791	0,0428	0,31179	0,26209	0,32403494	0,18357	0,128205

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

Структура заболеваемости взрослого населения контрольного Тарбагатайского района существенно не отличалась от таковой основных районов, а возрастающие или снижающиеся изменения удельного веса отдельных классов заболеваний практически не отличались от таковых изучаемых городов.

Таким образом, проведенный анализ общей заболеваемости для совокупной численности населения изучаемых городов и районов Восточно-

Казахстанской области показал, что среди лиц, подвергавшихся сочетанному влиянию радиационных и нерадиационных факторов окружающей среды, по ряду классов болезней зарегистрировано существенное превышение их уровня по сравнению с контрольными группами. Наиболее стабильное превышение показателей уровня общей заболеваемости и отдельных ее классов отмечено в сельских районах области.

Такие классы болезней, как болезни эндокринной системы, нервной системы, системы кровообращения, болезней мочеполовой системы имеют стабильное существенное превышение их уровня над показателями контроля.

Динамика онкологической заболеваемости населения изучаемых городов и районов ВКО.

Наиболее тщательному анализу были подвергнуты динамика показателей онкологической заболеваемости

населения ВКО, где все предыдущие годы фиксировалось превышение общереспубликанских показателей и таковых в других областях Республики.

По состоянию на 2000 г. наименьшими показателями онкозаболеваемости на 100000 населения оказались среди лиц контрольной группы (город) и среди населения контрольного Тарбагатайского района (184,7; 130,9 соответственно) (Табл. 6).

Таблица 6. Показатели онкологической заболеваемости населения Восточно-казахстанской области 2000 г. (на 100000 населения)

Локализация	Города и районы								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
нижняя губа	3,2	6,2	13	4,8	6	0	2,3	2,2	7,1
пищевод	4,4	9,4	9,8	4,6	9	26,1	15,8	8,9	5,3
желудок	39,8	34,3	30,4	28,8	45,2	30,7	34	38,2	28,7
толстая кишка	19	37	19	17,2	1	2	2	0	0
прямая кишка	23,3	28,1	11,9	14,2	18,1	0	6,8	15,7	7,1
гортань	5,1	3,1	10,8	2,1	10,5	4,6	2,3	8,9	7,1
легкие, бронхи	52,5	78	52,1	42,3	51,2	36,9	22,6	22,4	53,3
кожа	57,6	42,1	52,1	38,6	83	4,6	4,5	33,7	65,8
молочная железа	34,1	31,2	22,8	18,3	25,6	4,6	9	13,4	33,8
шейка матки	5,1	9,3	16,2	5,2	10,5	10,7	0	4,5	5,3
щитовидная железа	5,1	0	0	0	9	3,1	0	0	1,8
кровотворные органы	17,1	10,9	11,9	8,6	10,5	7,6	11,3	4,5	14,2
ВСЕГО	266,3	289,6	250	184,7	279,6	130,9	110,6	152,4	229,5

Примечание: подчеркнутые значения имеют достоверные различия

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Контроль(город), 5-Глубоковский, 6-Тарбагатайский(контроль), 7-Курчумский, 8-Уланский, 9-Шемонаихинский

Среди населения городов этот показатель существенно превышал показатель контроля (266,3; 289,6; 250 соответственно) ($P<0,05; 0,05; 0,05$). Такая же картина наблюдалась и при сравнении этих показателей основных районов ВКО с контрольным Тарбагатайским районом: в Глубоковском – 279,6 на 100000 населения ($P<0,01$), в Уланском – 152,4 ($P<0,05$), Шемонаихинском – 229,5 ($P<0,01$). Показатель общей онкологической заболеваемости среди населения Курчумского района существенно не отличался от показателя контроля (110,6 на 100000 населения).

Уровни различных локализаций рака среди населения изучаемых городов и районов в ряде случаев имели существенные различия между основными и контрольными группами.

Среди населения гг. Лениногорск и Зыряновск существенно более высокими оказались уровни рака шейки матки и пищевода. Среди населения гг. Усть-Каменогорска и Лениногорска показатели контроля превышали уровни рака, локализованного в прямой кишке. По другим локализациям опухолевого процесса показатели онкозаболеваемости основного населения городов существенно не отличались от показателей контроля.

Несколько более значимыми при сравнении показателей онкозаболеваемости оказались различия по отдельным локализациям рака между основными и контрольным Тарбагатайским районами ВКО.

Существенно более высокими среди населения основных районов ВКО по сравнению с контрольным Тарбагатайским районом оказались уровни рака прямой кишки, гортани, легких и бронхов.

При анализе динамики показателей онкологической заболеваемости населения ВКО оказалось, что в 2000 г. по сравнению с 1990 г. уровень общей онкозаболеваемости населения изучаемых городов и районов ВКО несколько снизился. Причем наиболее значимым снижением уровня онкозаболеваемости оказалось среди населения гг. Зыряновск и Лениногорск, а также всех изучаемых районов.

Практически не обнаружено существенных различий в показателях уровня онкологических заболеваний по отдельным локализациям опухолевого процесса среди населения изучаемых городов и районов ВКО.

Незначительные изменения в динамике в период с 1990 по 2000 гг. претерпевала структура онкологической заболеваемости среди населения городов и районов ВКО (Табл. 7).

Таблица 7. Структура онкологической заболеваемости населения Восточно-казахстанской области 2000 г.

Локализация	Города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
нижняя губа	1,270648	2,406738869	5,194805195	2,150537634	0	2,040816327	1,47058824	3,125
пищевод	1,778907	3,610108303	3,896103896	3,225806452	20	14,28571429	5,88235294	2,34375
желудок	15,8831	1,323706378	12,12121212	16,12903226	23,52941176	30,6122449	25	11,71875
толстая кишка	1,270648	14,44043321	7,792207792	0,537634409	1,176470588	2,040816327	0	0
прямая кишка	9,275731	10,83032491	4,761904762	6,451612903	0	6,12244898	10,2941176	3,125
гортань	2,033037	1,203369434	4,329004329	3,76344086	3,529411765	2,040816327	5,88235294	3,125
легкие, бронхи	20,96569	30,08423586	20,77922078	18,27956989	28,23529412	20,40816327	14,7058824	23,4375
кожа	22,99873	16,24548736	20,77922078	29,56989247	3,529411765	4,081632653	22,0588235	28,90625
молочная железа	13,59593	12,03369434	9,090909091	9,139784946	3,529411765	8,163265306	8,82352941	14,84375
шейка матки	2,033037	3,610108303	6,493506494	3,76344086	8,235294118	0	2,94117647	2,34375
щитовидная железа	2,033037	0	0	3,225806452	2,352941176	0	0	0,78125
кроветворные органы	6,861499	4,21179302	4,761904762	3,76344086	5,882352941	10,20408163	2,94117647	6,25

1-Усть-Каменогорск, 2-Ленингорск, 3-Зырянский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

В 2000 г. более 60% удельного веса в структуре онкологической заболеваемости занимали такие локализации рака, как рак легких, кожи и молочной железы. Первое место в структуре онкологической заболеваемости занимал рак легких, удельный вес которого в среднем среди населения городов и районов составлял до 25%. Удельный вес рака кожи в городах также находился в пределах 25% и занимал второе место в структуре. В Глубоковском, Уланском и Шемонаихинском районах средний удельный вес рака кожи превышал 25%, тогда как в контрольном Тарбагатайском был в 8 раз ниже, а в Курчумском и Уланском – в три раза ниже. Третье место в структуре онкологической заболеваемости населения районов и городов приходилось на рак молочной железы, в среднем составляя до 11%. Среди населения контрольного Тарбагатайского района удельный вес рака молочной железы был более чем в 2,5 раза ниже, чем в основных районах. Четвертое- пятое место в структуре онкологической заболеваемости населения изучаемых городов занимали рак желудка и прямой кишки, в среднем составляя 10-11%. Шестое место в структуре онкологических заболеваний населения изучаемых городов и районов ВКО занимали раки кроветворных органов, в среднем составляя около 5%. Остальные локализации рака имели невысокие флюктуации удельного веса в общей структуре.

При анализе динамики структуры онкологической заболеваемости населения ВКО установлено, что удельный вес раков локализованных в желудочно-кишечном тракте, за период с 1990 по 2000 гг. значительно сократился по отдельным городам и районам (в 5-12 раз).

Удельный вес рака легких, кожи, молочной железы и кроветворных органов, составлявших основу структуры онкологических заболеваний в 1990 г., не имел положительной динамики.

Таким образом, анализ динамики уровня и структуры онкологической заболеваемости населения контролируемых городов и районов ВКО позво-

лил констатировать наличие существенного превышения спонтанного уровня среди населения основных районов по таким локализациям, как рак прямой кишки, рак гортани, рак легких, рак кожи и рак молочной железы. Нужно отметить, что все вышеуказанные локализации рака имеют высокую чувствительность к действию радиационных и нерадикационных факторов окружающей среды, а регистрация их избытков предполагает наличие соответствующих рисков и их связи с воздействием этих факторов.

Выводы

1. Установлено, что среди взрослого населения сельских районов Восточно-Казахстанской области показатели общей заболеваемости, а также заболеваний «индикаторного класса» существенно превышают показатели контроля и имеют положительную динамику по состоянию на 2000г.
2. Заболеваемость детских контингентов основных районов и городов ВКО существенно превосходит таковую в контрольных группах. По отдельным классам заболеваний (инфекционные, паразитарные болезни, заболеваний эндокринной системы, заболеваний нервной системы и, особенно, системы дыхания) зарегистрировано двукратное превышение по сравнению с показателями контроля. Зарегистрировано четкое нарастание динамики по показателям пороков развития среди детей основных групп, за весь период исследования уровень пороков развития существенно превышал таковой в контрольных группах.
3. Анализ динамики онкологических заболеваний позволил констатировать наличие избытков онкологических заболеваний, особенно, среди населения основных сельских районов ВКО. Избытки онкозаболеваемости среди основных групп населения отмечены по таким локализациям рака, как рак прямой кишки, рак гортани и легких, рак кожи, рак молочной железы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений - М., Медицина, 1991. - 464 с.
2. Kodama K. Cardiovascular disease in atomic bomb survivors. RERF update, 5(4):3-4// Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima, 1994.
3. Shimizu Y., Pierce D.A., Preston D.L., Mabuchi K. (Department of Epidemiology, Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima): Studies of the mortality of atomic bomb survivors. Report 12, part II. Noncancer mortality: 1950-1990// Radiat. Res., 1999, 152(4): 374-89.
4. Ron E., Wong F.L., Mabuchi K. Incidence of benign gastrointestinal tumors among atomic bomb survivors // Am.J. Epidemiol.-1995.-V.142.- P.68-75.
5. Richardson D.B., Wing S. (Department of Epidemiology, School of Public Health, University of North Carolina, USA): Radiation and mortality of workers at Oak Ridge National Laboratory: positive associations for doses received at older ages// Environ. Health Perspect., 1999, Aug, 107 (8): 649-56.
6. Richardson D.B., Wing S. (Department of Epidemiology, School of Public Health, University of North Carolina, USA): Greater sensitivity to ionizing radiation at older age: follow-up of Workers at Oak Ridge National Laboratory through 1990 // Int.J. Epidemiol., 1999, Jun, 28 (3):428-36.
7. Groshe B., Land C., Bauer S., Abylkassimova Z.N., Gusev B.I. Fallout from nuclear tests: health effects in Kazakhstan. Radiat Environ Biophys 2002; 42 (1): 75-80.
8. Gusev B.I., Rosenson R.I., Abylkassimova Z.N. The Semipalatinsk nuclear test site: a first analysis of solid cancer incidence (selected sites) due to test-related radiation. Radiat Environ Biophys 1998; 37(3): 209-14/
9. Preece D.A., Preston D.L. (Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima): Radiation-related cancer risks at low doses among atomic bomb survivors // Radiat. Res., 2000, 154 (2):178-86
10. Shimaoka K., Akiba S. Malignancies in atomic bomb survivors in Hiroshima and Nagasaki.//J. Nucl.Med. and Allied Sci.-1990.- V.34.-N.4.-P.254-259.

**ШЫҒЫС ҚАЗАҚСТАН ОБЛЫСЫНЫҢ 1990-2000 Ж. АРАЛЫҒЫНДА
ТҰРҒЫНДАРЫ АРАСЫНДАҒЫ АУРУЛАРДЫҢ ДИНАМИКАСЫНА ТАЛДАУ**

¹Б.И. Гусев, ¹Л.М. Пивина, ¹К.Н. Апсаликов, ¹К.Б. Андагулов,
¹А.Е.Мансарина, ²Б. Гроше, ²С.Бауэр, ¹Р.Р. Курумбаев

¹Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан
²Денсаулық сақтау басқармасы; Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия

ШҚО тұрғындарының медициналық-демографиялық көрсеткіштері бойынша ресми статистикалық мәліметтер негізінде 1990-2000 ж. аралығындағы аурулары көрсеткішіне эпидемиологиялық талдау жасалды. Жалпы аурулардың көрсеткіштері, сондай-ақ тұрғындар арасындағы кейбір аурулар көрсеткіштері бақылау тобымен салыстырғанда біршама жоғары екендігі анықталды. ШҚО аудары тұрғындары арасында онкологиялық аурудың келесі түрлері: өкпе, тік ішек, тері, омырау безі рагі көбейгендігі тіркелген.

**ANALYSIS OF DINAMICS OF INCIDENCE AMONG THE POPULATION
IN EAST-KAZAKHSTAN REGION, FOR THE PERIOD 1990-2000.**

¹B.I. Gusev, ¹L.M. Pivina, ¹K.N. Apsalnikov, ¹K.B. Andagulov, ¹A.E. Mansarina, ²B. Groshe, ²S. Bauer, ¹R.R.Kurumbaev

¹Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan
²Department of Health services of East- Kazakhstan region; Institute of Radiation Hygiene, Munich, Germany.

We have carried out the epidemiological analysis of dynamics of incidence rates among the population from East-Kazakhstan region for the period 1990-2000 using official medical and statistical dates. The general incidence rates of the exposed population have exceeded the rates in control group. Abundance of oncological incidence among the population of agricultural districts East-Kazakhstan region for some localization of cancer (cancer of rectum, cancer of larynx, lung cancer, skin cancer and breast cancer) have been fixed.

УДК 535.23:613.648

**ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 1**¹Гусев Б.И., ¹Пивина Л.М., ¹Апсаликов К.Н., ²Гроше Б., ²Бауэр С., ³Лэнд Ч.¹НИИ радиационной медицины и экологии, г.Семипалатинск, Казахстан²Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия³Институт исследования рака, США

Анализ динамики общей и онкологической смертности в экспонированной (9850 человек) и контрольной (9604) когортах был проведен в период с 1960 по 1999 гг.

ВВЕДЕНИЕ

В 1957 г. в г. Семипалатинске, Казахстан, был открыт Диспансер №4, учреждение закрытого типа, специализирующееся на изучении онкологических и общесоматических заболеваний среди жителей населенных пунктов, прилегающих к Семипалатинскому испытательному ядерному полигону. Помимо диагностической и лечебной работы, Диспансер проводил сбор данных о состоянии здоровья населения Семипалатинской области. В 1991 г. на базе Диспансера №4 был учрежден НИИ радиационной медицины и экологии, унаследовавший прежде секретные архивы. Данные этих архивов подверглись всестороннему научному анализу и легли в основу для проведения эпидемиологических исследований в международных проектах.

Было заключено два важных международных проекта по изучению влияния радиации на здоровье облученного вследствие испытаний ядерного оружия на СЯП населения. С одной стороны, это совместный проект между партнерами в Казахстане и Европе, который проводил ретроспективное исследование онкологической и общесоматической смертности. С другой стороны, это международный проект между Казахстанскими партнерами и Национальным Институтом исследований рака (США), который занимается изучением распространенности тиреоидной патологии среди облученного населения на настоящий момент. В настоящей статье информация об этих проектах дана более в плане дескриптивных данных, чем в плане освещения результатов и возможной связи «доза-эффект». В статье будет описана основная когорта, которая используется в обоих исследованиях. Кроме того, будет дана информация об имеющихся на сегодня сведениях о влиянии радиации на здоровье и ожидаемых результатах.

ОСНОВНАЯ КОГОРТА

В начале 60-х годов Советское правительство возложило на Диспансер №4 обязанность долгосрочного изучения влияния радиации на здоровье населения Семипалатинской области. Исследования контролировались Институтом Биофизики, г. Москва. Первоначально в исследования были включены 12 населенных пунктов, позже они сконцентрирова-

лись в 10 поселках. Дозы облучения были определены в 1963 г. путем измерения содержания стронция-90 и цезия-137 в образцах почвы. В то время в населенных пунктах, подвергшихся значительному облучению, проживало приблизительно 20000 человек. В соответствии с директивами, полученными от ИБФ, в исследование были включены только 10000 человек. Таким образом, научными сотрудниками Диспансера №4 была обследована приблизительно половина общего количества населения из каждого населенного пункта, подвергшегося облучению в большой дозе.

Первое регулярное обследование населения было начато в 1964 г. Критериями для отбора в когорту было постоянное проживание в населенных пунктах, подвергшихся облучению в течение периода проведения атмосферных ядерных испытаний, и отсутствие на момент начала исследования хронических инфекций, таких как туберкулез и бруцеллез. Сначала в когорту включались пациенты местных амбулаторий в соответствии с вышеуказанными критериями, затем группа была увеличена до 10000 человек. Информация, позволяющая включать население в изучаемые когорты, собиралась по похозяйственным книгам и путем посещения каждой семьи (подворные обходы). Во время этих посещений проводился тщательный опрос, учитывалась даже информация об употреблении алкоголя и курении.

Информация о проживании и миграции населения населенных пунктов подтверждалась официальными документами. Списки ежегодно подписывались секретарем сельсовета. В последние 10 лет научные сотрудники НИИ радиационной медицины и экологии продолжили эту работу.

Данные по наименее облученной когорте были собраны и проанализированы таким же образом, как и по экспонированной когорте. Контрольная когорта включала шесть населенных пунктов Кокпектинского района, находящегося на расстоянии нескольких сотен километров юго-восточнее от полигона. Население Кокпектинского района составляло в то время около 30000 человек, но в соответствии с директивами только 10000 из них были включены в когорту сравнения. Они были отобраны таким же образом, как и в случае с экспонированной когортой, начиная с пациентов амбулаторий за исключением больных

туберкулезом и бруцеллезом. В исследовании использовались архивные данные для обеих изучаемых когорт, утвержденных по состоянию на 31.12.1960 г.

Исходные данные

По мере того как все данные были зафиксированы, была начата подготовительная работа для создания базы данных для когортного исследования, основанной на информации обо всех случаях смерти. Оценка архивных данных и составление базы данных были проведены ретроспективно как для группы облученных в высоких дозах, так и для контрольной группы. В исследование включены данные по современной дозиметрии, проводимой Гордеевым.

Экспонированная когорта

Для каждого члена экспонированной когорты индивидуальная доза облучения оценивалась на основе физических данных проведенных ядерных испытаний (мощность, высота подъема над землей, метеосостояние на момент испытаний), пункта проживания, возраста на момент облучения, привычек питания. Эти данные постоянно подвергаются пересмотру. Безусловно, что внутри экспонированной когорты дозы облучения различаются в зависимости от места нахождения населенного пункта и выпадения осадков. Населенные пункты на северо-востоке от СЯПР (Долонь, Черемушки, Канонерка, Мостик, Кайнар) подверглись облучению 29.08.1949 г., поселки, расположенные южнее и юго-восточнее СЯП – 25.09.1951 г.

С 09.08.1953 по 28.08.2953 г. все жители казахских поселков Саржал, Кайнар, Знаменка, Каскабулак и Кундызды были эвакуированы в Караул, хотя уровень загрязнения радиоактивными осадками в Карауле был выше, чем в других населенных пунктах. В таблице 1 обобщена информация о предварительной оценке доз облучения, обусловленного внешним и внутренним облучением, проведенной в НИИ радиационной медицины и экологии (2000 г.). Для группы с низкими дозами облучения расчет индивидуальных доз не проводился.

Таблица 1. Предварительная оценка доз облучения, обусловленных внешним и внутренним гамма-облучением

Экспонированная когорта Населенные пункты	Кумулятивная доза облучения (мЗв)	Число
Черемушки	1746	538
Долонь/Будене	1590	941
Кайнар/Абралы	718	757
Канонерка	448	1239
Караул	451	2836
Каскабулак	455	515
Кундызды	225	613
Мостик	233	485
Саржал /Сарапан	665	1013
Знаменка	302	913
ВСЕГО	634	9850

Данные о состоянии здоровья

Система здравоохранения в малонаселенных сельских районах Семипалатинской области, состоящая из местных амбулаторий в населенных пунктах или группах населенных пунктов, существовала с 1961г. Во времена существования Советского Союза пациенты из этих местных медицинских пунктов направлялись для лечения в районные или центральные больницы и диспансеры в областном центре Семипалатинск.

Случаи смерти в виде актов-сертификатов, регистрирующих смерть, зафиксированы в ЗАГСх на районном и областном уровнях. В различных медицинских свидетельствах о смерти случаи смерти в виде актов основывались на результатах аутопсии (до 1985 г.). Показатели аутопсии в советские времена были очень высокими (почти 100% среди русского населения и 60-70% среди казахского населения). Аутопсия проводилась районными патологоанатомами, гистологическое подтверждение диагнозов проводилось в областном центре. После 1990 г. показатель аутопсии значительно снизился.

Случаи смерти были кодированы сотрудниками НИИ радиационной медицины и экологии в соответствии с МКБ-9.

База данных и наблюдение за когортой

База данных состоит из следующей информации по каждому члену когорты: идентификационный №, пол, национальность, дата рождения, жизненный статус («умерший», «живой», «эмигрировавший»), дата смерти или дата выезда, причина смерти (кодирована в соответствии с МКБ-9), доза облучения и населенный пункт (Табл. 2.). С целью контроля за качеством во время ввода данных проводились многочисленные контрольные процедуры и поиски дубликатов. Качество процедуры кодирования оценено и подтверждено в рамках всеобщего проекта по регистру смертности, спонсированному Европейской Комиссией в четырех регионах стран СНГ, подвергшихся в прошлом воздействию радиации. Информация о случаях смерти признана достаточно высокой, доля введенных данных с недостающей информацией низка.

Недостающие данные верифицировались в сравнении с первичными данными. Когортное исследование началось в 1960 г. и продолжается до настоящего времени, т.е. каждый случай смерти и эмиграции в когорте подлежит регистрации. Потери в экспонированной когорте вследствие эмиграции составили в настоящее время 22,1%, в контрольной когорте – 12,4%. Дата эмиграции для каждого члена когорты известна и может быть взята в расчет при анализе (количество персон-лет нахождения под риском).

**ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 1**

Таблица 2. Когортное исследование: статус наблюдения

Экспонированная группа Населенные пункты	Умершие, № (%)	Живые, № (%)	Эмигрировавшие, № (%)	Число членов когорты
Черемушки	248 (46,1)	160 (29,7)	130 (24,2)	538
Долонь/ Будене	376 (40,0)	225 (23,9)	340 (36,1)	941
Кайнар /Абралы	351 (46,4)	312 (41,2)	94 (12,2)	757
Канонерка	529 (42,7)	466 (37,6)	244 (19,7)	1239
Караул	1225 (43,2)	1053 (37,1)	558 (19,7)	2836
Каскабулак	201 (39,0)	215 (41,8)	99 (19,2)	515
Кундызды	256 (41,8)	168 (27,4)	189 (30,6)	613
Мостик	218 (45,0)	136 (28,0)	131 (27,0)	485
Саржал / Сарапан	496 (49,0)	370 (36,5)	147 (14,5)	1013
Знаменка	372 (40,7)	299 (32,6)	242 (26,5)	913
Экспонированная группа	4272 (43,4)	3404 (34,6)	2174 (22,1)	9850 (100)
Контрольная группа	3238 (33,7)	5173 (53,9)	1193 (12,4)	9604 (100)

ОЖИДАЕМЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

Данные, накопленные за период времени с 1960 по 1999, сделали возможным проведение когортного анализа для онкологических заболеваний различной локализации с использованием расчета персон-лет нахождения под риском. Кроме онкологических эффектов когортный анализ, основанный на изучении смертности, мог включать и исследование не-онкологических заболеваний. Отдельно будут изучены данные по членам когорты, родившимся между 1949 и 1960 гг. и до 1949 г. Поскольку когорты были утверждены только в 1965 г., т.е. через 11 лет после первого облучения, возможные случаи радиационно-обусловленных онкологических заболеваний могут быть утеряны. Тем не менее, относительные радиационные риски рака за предыдущие годы могут быть оценены при последующем анализе. Поздние эффекты экспозиции могут быть оценены по мере накопления данных. При последующем анализе должны быть взяты в расчет такие факторы,

как отбор членов когорт в 1965 г, погрешности в оценке доз, правильность информации в актах регистрации смерти и изменения в диагностической и регистрационной практике между 1960 и 2000 гг. В дальнейшем по мере включения информации по другим факторам риска может быть использовано исследование случай-контроль.

Предварительный анализ, который проводился через каждые пять лет и включал данные по заболеваемости, обнаружил более высокую онкологическую заболеваемость в экспонированной когорте по сравнению с контрольными показателями (Гусев Б.И. и соавт., 1998 г.). Дальнейшее формирование базы данных по состоянию здоровья, совершенствование дозовых оценок и проведение аналитической работы позволят получить важнейшую информацию о влиянии внешнего и внутреннего облучения, вызванного испытаниями ядерного оружия на Семипалатинском полигоне, на здоровье населения Семипалатинской области.

**ҚАЗАҚСТАНДА ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗУ НӘТИЖЕСІНДЕ ТҮРҒЫНДАРДЫҢ
ДЕНСАУЛЫҒЫНА ИОНИЗАЦИЯЛАНҒАН РАДИАЦИЯНЫҢ ӘСЕРІ. ХАБАРЛАМА 1**

¹Б.И. Гусев, ¹К.Н. Апсаликов, ¹Л.М. Пивина, ²Б. Гроше, С. ²Бауэр, ³Ч. Лэнд

¹Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан

²Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия

³Ракты зерттеу институты, АҚШ

1960 жылдардан 1999 ж. аралығындағы жалпы және онкологиялық өлімінің динамикасына іріктеліп алынған /9850 адам/ және бақылаудағы /9604/ талдау жасалды.

**HEALTH EFFECTS OF NUCLEAR WEAPONS TESTING
IN KAZAKHSTAN, ON THE POPULATION. THE FIRST REPORT**

¹B.I. Gusev, ¹K.N. Apsalikov, ¹L.M. Pivina, ²B. Groshe, ²S. Bauer, ³Ch. Land

¹Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan

²Institute of Radiation Hygiene, Munich, Germany

³Cancer Research Institute, USA

Analysis of dynamics of general mortality and cancer mortality in exposed cohort (9850 persons) and control cohort (9604 persons) have been conducted for the period from 1960 to 1999.

УДК 535.23:613.648

**ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 2**²⁾Гроше Б., ²⁾Бауэр С., ¹⁾Гусев Б.И., ¹⁾Пивина Л.М., ¹⁾Апсаликов К.Н.¹⁾НИИ радиационной медицины и экологии, г.Семипалатинск, Казахстан²⁾Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия

В данной статье приведены результаты радиационно-гигиенических и медико-демографических исследований жителей населенных пунктов Абайского, Абралинского, Бескарагайского и Жана-Семейского районов Семипалатинской области, подвергшихся ионизирующей радиации вследствие проведения ядерных испытаний в Казахстане.

ВВЕДЕНИЕ

По различным причинам анализ медицинских последствий облучения населения регионов Казахстана, прилегающих к Семипалатинскому ядерному полигону, оказался возможным только в начале 1990-гг, когда были получены некоторые сведения о хронологии ядерных взрывов, радиационно-гигиенической обстановке на изучаемых территориях и реконструированы эффективные и коллективные дозы для части населения.

В начале 1960-гг. специальное медицинское учреждение (Диспансер №4 МЗ СССР) располагало сведениями о технологиях проведения и последствиях для прилегающих к полигону территорий четырех наземных ядерных взрывов (1949, 1951, 1953, 1956 гг.). В ареале распространения локальных радиоактивных осадков от вышеуказанных взрывов оказались территории и населенные пункты Абайского, Абралинского, Бескарагайского и Жана-Семейского районов Семипалатинской области. В Диспансере № 4 МЗ СССР имелись данные по эффективным дозам облучения части населения, рассчитанные специалистами полигона и Института биофизики МЗ СССР.

В программу научных исследований Диспансера были включены радиационно-гигиенические и медико-демографические исследования на территориях вышеуказанных районов. В 1965 г. было принято решение о формировании двух когорт, включив в одну из них экспонированное население десяти наиболее пострадавших деревень четырех районов Семипалатинской области. В другую (когорта сравнения) предполагалось включить население Кокпектинского района Семипалатинской области, практически не подвергавшееся облучению. Такие когорты были сформированы по состоянию на 1960 г. Предполагалось проведение ежегодного контроля за движением населения, вошедшего в когорты, регистрации случаев смертей и их причин. Имея реконструированные индивидуальные дозы облучения, результаты анализа динамики показателей смертности, предполагалось рассчитать радиационные риски по широкому спектру общесоматических и онкологических заболеваний.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материалами исследования послужили экспонированная и контрольная когорты населения, проживавшего в пяти районах Семипалатинской области. Экспонированная когорта – 9850 человек, сформирована из населения, проживавшего в 10 населенных пунктах, расположенных в четырех районах Семипалатинской области (Абайский, Абралинский, Бескарагайский, Жана-Семейский). Когорта сравнения – 9604 человека, сформирована из населения, проживавшего в 6 населенных пунктах Кокпектинского района Семипалатинской области. Возрастно-половой и национальный состав адекватен, лица в возрасте от 0 до 19 лет составляли, в среднем, 45%, 20 лет и старше – 55%. Когорты сформированы по состоянию на 1960г.

В зависимости от возраста на момент облучения, от основных дозообразующих взрывов, рассчитаны индивидуальные эффективные эквивалентные дозы облучения лиц экспонированной когорты.

Таблица 1. Предварительная оценка доз облучения, обусловленных внешним и внутренним гамма-облучением

Экспонированная когорта Населенные пункты	Кумулятивная доза облучения (мЗв)	Число
Черемушки	1746	538
Долонь/Будене	1590	941
Кайнар/Абралы	718	757
Канонерка	448	1239
Караул	451	2836
Каскабулак	455	515
Кундызды	225	613
Мостик	233	485
Саржал /Сарапан	665	1013
Знаменка	302	913
ВСЕГО	634	9850

В таблице 1 представлен численный состав экспонированных групп в зависимости от диапазона индивидуальных эффективных эквивалентных доз.

Ежегодно проводился мониторинг по регистрации движения и численного состава населения, входящего в когорты. Регистрировались умершие, вышедшего из списочного состава когорт по различным причинам, а также оставшиеся живыми на момент очередной регистрации.

**ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 2**

Основным научным методом был сбор данных из нескольких архивов и установление локальной базы данных в НИИ РМЭ и электронных регистраторов для оценки.

Основа проекта заключалась в установлении базы данных для когортного анализа по двум группам.

Был проведен анализ данных по когортам из 19454 человек с целью расчета показателей онкологической смертности, связанной с радиационным воздействием.

Расчет пребывания под риском был выполнен с использованием программы «Эпикур». Частота возраст-зависимых показателей смертности для всех случаев смерти и для солидных опухолей была рассчитана на первом этапе программы по распределению Пуассона.

База данных составлена в Delphi 5 и состоит из следующей информации для каждого лица:

- идентификационный №/ имя
- когорта (экспонированная/неэкспонированная)
- национальность (русский/казах)
- пол
- дата рождения
- место рождения
- адрес
- год начала облучения
- год последней экспозиции
- кумулятивная эквивалентная доза
- жизненный статус (умер, жив, эмигрировал)
- информация по жизненному статусу
- дата включения в исследование

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В данном сообщении представляются предварительные результаты по расчету удельного веса отдельных рубрик заболеваний (структура в экспонированной и контрольной когортах) по состоянию на 1999 г. Одновременно рассчитано время нахождения конкретных лиц под риском с учетом возраст-полового распределения (Табл. 2,3).

*Таблица 2. Количество человеко-лет
под Рисунком (общая когорта)*

Возраст	Экспонированная и сравниваемая группы					
	М	%	Ж	%	Всего	%
0-9	15761	5,6	16621	5,5	32382	5,6
10-19	36579	13,1	38863	12,8	75442	12,9
20-29	53335	19,2	57167	18,8	110502	19,0
30-39	62754	22,5	67605	22,2	130359	22,4
40-49	53011	19,0	57655	18,9	110666	19,0
50-59	36539	13,1	40199	13,2	76738	13,2
60-69	16983	6,1	21855	7,2	38838	6,7
70-79	2848	1,0	3672	1,2	6520	1,1
80-89	515	0,2	555	0,2	1070	0,2
90+	96	0,0	134	0,0	230	0,0
Всего	278421	100	304326	100	582747	100

Расчет нахождения конкретных лиц под риском позволил установить относительные радиационные риски по совокупным показателям общей и онкологической смертности, а также заболеваниям сердечно-сосудистой системы.

В структуре общей смертности экспонированной и контрольной когорты за все годы исследований на первом месте находились заболевания сердечно-сосудистой системы, составлявшие от 41,9 до 46,4%. На втором, третьем и четвертом месте – онкологические заболевания, инфекционные и паразитарные заболевания, заболевания органов дыхания, составлявшие от 9,6 до 14,8%. Заболевания органов пищеварения составляли от 6,9 до 10,3%. Заболевания мочеполовых органов в структуре общей смертности составляли 3,4-3,6%. Существенных различий по структуре общей смертности в экспонированной и контрольной когортах не обнаружено (Табл. 2).

Учитывая наличие расчетов человеко-лет, были рассчитаны относительные риски для общей смертности лиц экспонированной когорты (Табл. 5). Оказалось, что относительный риск для совокупной численности населения составил 1,83, при этом относительные риски для мужчин и женщин были довольно близкими (1,8; 1,86 соответственно).

Таблица 3. Количество человеко-лет под Рисунком в зависимости от пола, возраста и дозы облучения

Возраст	Экспонированная группа			Сравниваемая группа		
	М	Ж	Оба пола	М	Ж	Оба пола
0-9	6544	6756	13300	9217	9865	19082
10-19	17075	18404	35479	19504	20459	39963
20-29	26772	29075	55847	26563	28092	54655
30-39	31238	33642	64880	31516	33963	65479
40-49	27092	29153	56245	25919	28502	54421
50-59	18784	20087	38871	17755	20112	37867
60-69	7526	9716	17242	9457	12139	21596
70-79	973	1297	2270	1875	2375	4250
80-89	56	62	118	459	493	952
90+	0	0	0	96	134	230
Всего	136060	148192	284252	142361	156234	298495

**ВЛИЯНИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕЙ РАДИАЦИИ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ
ВСЛЕДСТВИЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ В КАЗАХСТАНЕ. СООБЩЕНИЕ 2**

Таблица 4. Случаи смерти для умерших лиц до 1999 (основные классы по МКБ-9) в экспонированной группе

Основные группы МКБ-9		Экспонированная группа		Группа сравнения	
		№	%	№	%
1	Инфекционные и паразитарные болезни	408	9,6	454	14,0
2	Опухоли	577	13,5	368	11,4
3	Эндокринные и заболевания питания	3	0,1	3	0,1
4	Заболевания крови и кроветворных органов	0	0	2	0,1
5	Психические заболевания	0	0	1	0
6	Заболевания нервной системы	43	1,0	33	1,0
7	Заболевания сердечно-сосудистой системы	1981	46,4	1358	41,9
8	Заболевания органов дыхания	466	10,9	479	14,8
9	Заболевания органов пищеварения	439	10,3	225	6,9
10	Заболевания мочеполовых органов	146	3,4	116	3,6
11	Осложнения беременности, родов	9	0,2	21	0,6
12	Заболевания кожи и подкожных тканей	0	0	0	0
13	Заболевания костно-мышечной системы и соединительной ткани	0	0	0	0
14	Врожденные аномалии	0	0	3	0,1
15	Состояния перинатального периода	2	0	2	0,1
16	Симптомы и признаки	0	0	0	0
17	Травмы и отравления	198	4,6	173	5,3
всего		4272	100	3238	100

Вероятно, показатели общей смертности среди экспонированных мужчин и женщин не имели существенных различий, поэтому доверительные интервалы рисков практически совпадают

Таблица 5. Относительные Рисунки для общей смертности

Группа	Относительный риск	95% доверительный интервал
Общая группа	1,83	1,74 – 1,92
Мужчины	1,80	1,68 – 1,92
Женщины	1,86	1,74 – 1,98

Несколько иная картина наблюдалась при расчете относительных рисков среди мужчин и женщин, умерших от онкологических заболеваний. Относительный риск для совокупной численности экспонированной когорты составил 2,42, причем для мужчин он оказался существенно меньшим, чем для женщин (2,21; CI 1,84– 2,65 для мужчин; 2,79 CI 2,22–3,51 для женщин). Избытки смертельных случаев рака зафиксированы, в основном, по солидным ракам (Табл. 6). Имея вышеуказанные значения от-

носительных рисков, в настоящем сообщении мы не можем провести анализ наличия зависимости величины дозы и относительного риска. Дальнейший анализ материалов позволит оценить динамику избытка смертельных случаев рака в зависимости от основных модифицирующих факторов и рассчитать снижение мощности дозы.

Таблица 6. Относительные Рисунки для онкологической смертности

Группа	Относительный риск	95% доверительный интервал
Всего	2,42	2,10 – 2,80
Мужчины	2,21	1,84 – 2,65
Женщины	2,79	2,22 – 3,51

Особый интерес вызывал анализ и интерпретация результатов оценок связи неонкологических заболеваний с ионизирующим воздействием. Мы провели расчеты относительных рисков по сердечно-сосудистым заболеваниям, занимавшим ведущее место в структуре смертности среди населения экспонированной и контрольной когорт (Табл. 7, 8).

Таблица 7. Относительные Рисунки для смертности, вызванной сердечно-сосудистыми заболеваниями, в зависимости от дозы облучения

№	Доза облучения	Относительные риски (95% доверительный интервал)		
		Женщины	Мужчины	Всего
1.	70-250 мЗв	3,15 (2,56; 3,88)	1,45 (1,17; 1,80)	2,08 (1,79; 2,41)
2.	250-500 мЗв	2,64 (2,35; 2,97)	2,04 (1,83; 2,28)	2,30 (2,12; 2,49)
3.	500-750 мЗв	3,27 (2,79; 3,34)	1,55 (1,30; 1,84)	2,22 (1,98; 2,50)
4.	750 + мЗв	1,93 (1,60; 2,33)	1,55 (1,29; 1,87)	1,72 (1,51; 1,96)

Таблица 8. Относительные Рисунки для смертности, вызванной сердечно-сосудистыми заболеваниями

Группа	Относительные риски	95% доверительный интервал
Всего	2,16	(2,02; 3,32)
Женщины	1,80	(1,64; 1,98)
Мужчины	2,67	(2,40; 3,00)

Установлено, что наибольший относительный риск среди мужчин и женщин, умерших от сердечно-сосудистых заболеваний, зарегистрирован среди лиц, подвергавшихся облучению в диапазоне доз 250-500 мЗв - 2,3. Наименьший относительный риск зафиксирован среди лиц, подвергавшихся облучению в максимальной дозе – 1,72. Однако существенных различий показателя относительного риска

для сердечно-сосудистых заболеваний в совокупной численности когорт в зависимости от индивидуальной дозы облучения не установлено.

Среди женщин экспонированной когорты наибольший относительный риск зафиксирован при дозе облучения 500-750 мЗв - 3,27, наименьший - среди облучавшихся в дозе 750 и более мЗв.

В отличие от превышения показателей относительного риска по смертельным случаям рака среди женщин экспонированной когорты, относительные риски среди мужчин от сердечно-сосудистых заболеваний оказались существенно большими - 1,8; 2,67 соответственно (Табл.8).

Таким образом, предварительный анализ когортных исследований по оценке связи показателей смертности с радиационным воздействием показал наличие довольно высоких избытков смертельных случаев рака (солидные опухоли), а среди общесоматических заболеваний - избытков сердечно-сосудистых заболеваний.

ОБСУЖДЕНИЕ

В мировой литературе представлены обширные материалы, характеризующие различные аспекты радиационных эффектов среди профессиональных групп и декретированного населения. Довольно подробно описано влияние основных модифицирующих факторов радиационного воздействия на ранние и отдаленные эффекты облучения. Наибольший Интерес среди этих работ представляют когортные исследования, позволяющие представлять объективную базу данных как по объектам исследования, так и по индивидуальным эффективным дозам облучения, характеру облучения, возрастно-половому и временному распределению нахождения объектов исследования под риском [1,2].

Нужно отметить отсутствие единого мнения о выявляемых закономерностях «доза - эффект» даже при действии одинакового диапазона эффективных доз, влияние возрастно-полового распределения на избытки онкологических заболеваний при действии близких по величинам доз. Многие авторы такие расхождения склонны относить к различным условиям радиационного воздействия, возраста и состояния здоровья контингентов на момент облучения, трудностями регистрации основных показателей смертности и заболеваемости, особенно в исходном периоде, в разных подходах к интерпретации эпидемиологического анализа.

На наш взгляд, наиболее объективными являются данные, полученные японскими исследователями при оценке медицинских последствий ионизирующего воздействия в результате атомных бомбардировок.

Большинство исследователей настаивают на подборе абсолютно адекватной когорты сравнения при анализе радиационных рисков.

Представленные данные [2] по анализу «доза-эффект», основанные на когортных исследованиях,

при оценке риска среди переживших атомную бомбардировку, ставят под сомнение возможность сравнений с когортой без нулевой дозы. Показано, что, если основные показатели по контрольной когорте входят в диапазон доз, включающих очень низкие дозы, внутренняя регрессия стандартизованных показателей исключает регрессию, исходящую от экспонированной субкогорты, которая не является предметом влияния сравниваемой группы. С другой стороны, существование географических вариаций в показателях уровня смертности, даже среди необлученного населения, может влиять на оценку этих показателей и заключение о радиационном риске.

В период с 1957 по 2000 гг. проведено динамическое слежение за когортами профессиональных групп, работавших на ядерном комплексе «Маяк». Регистр облученных включал 18830 человек, работавших на ядерных реакторах и занятых в производстве радиохимической и плутониевой продукции. 25% этих рабочих были женщинами. На 31 декабря 1994 г. жизненный статус был известен у 90% членов когорты. 5118 человек умерли. Члены когорты были экспонированы как внешним гамма-облучением, так и внутренним облучением от инкорпорированного плутония. Сравнения с российскими и американскими показателями (профессиональные группы) для общего населения указали на избыточную смертности среди рабочих, занятых в производстве плутония, особенно среди женщин, с дозой внешнего облучения, превышающей 1 Зв. Особый акцент дается на различие эффектов внешнего гамма-облучения и внутреннего облучения, вызванного инкорпорацией плутонием. Установлено, что для компоненты гамма-облучения избыточный относительный риск для рака легкого на возраст 60 лет составил 0,20/Зв (СІ 0,04/Зв- 0,69/Зв).

Изучение смертности среди переживших атомную бомбардировку позволило установить статистически достоверное возрастание её уровней от неонкологических заболеваний в зависимости от дозы облучения. Обобщены данные среди 86 572 лиц, переживших атомную бомбардировку. Из них зарегистрировано 27 000 случаев неонкологической смертности, которые встречались в когорте с 1.10.1950. по 31.12.1990 [1]. Четкая дозовая зависимость обнаружена по избыткам таких заболеваний, как болезни сердечно-сосудистой, респираторной систем и желудочно-кишечного тракта. С увеличением дозы число вышеуказанных заболеваний увеличивалось. Оценка радиационно-обусловленной неонкологической смертности в когорте показала, что эти заболевания составляют 50-100% от количества солидных раков. Однако эти данные не объясняли зависимости «доза-эффект». Не получено свидетельств против линейной зависимости, но статистически последовательные показатели с криволинейными функциями «доза-эффект»

демонстрируют нулевой риск для доз ниже 0,5 Зв. Авторы считают, что полученные данные о достоверных изменениях избыточного относительного риска в зависимости от возраста и экспозиции позволяют считать статистически недостоверной зависимость от этих факторов. Одновременно установлена существенная зависимость от величины дозы уровня смертности от заболеваний крови с избыточным относительным риском, в несколько раз превосходящим таковой для солидных раков.

Несколько отличные результаты были получены при радиационно-эпидемиологическом анализе неонкологической заболеваемости среди ликвидаторов Чернобыльской аварии [4]. Материалы получены на когорте в 68309 ликвидаторов с верифицированными медицинскими данными. Установлено, что из всех классов неонкологических заболеваний статистически достоверными радиационными рисками были зарегистрированы в первые 3 года только для cerebro-vasкулярных заболеваний ($ERR\ Gy(-1)=1,17$ при 95% доверительном интервале (0,45; 1,88)).

Для сравнения результатов наших исследований несомненную ценность могут представлять данные, полученные американскими исследователями при анализе результатов обследования 205000 военных, участвовавших в атмосферных ядерных испытаниях в США с 1945 по 1962 гг. Установлено, что не менее

1% обследованных имели дозу облучения, превышающую верхнюю границу для профессионального облучения (5 рэм). Установлено, что смертность от всех причин ($RR=1,22$, CI 1,04-1,44) и всех раков лимфатической ткани ($RR=3,72$, CI 1,28-10,83) была существенно повышенной среди когорты с дозой 5 рэм в сравнении с контролем. Отсутствие статистической достоверности избытка смертности от многих известных радиационно-индуцированных раков позволяет считать. Что наблюдаемая избыточная смертности может быть результатом многих факторов, только одним из которых могло быть радиационное воздействие.

Выводы

1. В экспонированной когорте установлены избытки как по показателю общей смертности, так и по солидным ракам. Относительные риски солидных раков среди женщин оказались достоверно большими, чем среди мужчин.
2. Среди неонкологических заболеваний избытки показателей смертности зафиксированы по заболеваниям сердечно-сосудистой системы. Среди мужчин установлено существенное превышение радиационных рисков по этим заболеваниям по сравнению с женщинами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Shimizu Y., Pierce D.A., Preston D.L., Mabuchi K. (Department of Epidemiology, Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima): Studies of the mortality of atomic bomb survivors. Report 12, part II. Noncancer mortality: 1950-1990// Radiat. Res., 1999, 152(4): 374-89.
2. Cologne J.B., Preston D.L. (Department of Statistics, Hiroshima, Japan): Impact of comparison group on cohort dose response regression: an example using risk estimation in atomic-bomb survivors // Health Phys 2001 May; 80(5):491-6
3. Dalager N.A., Kang H.K., Mahan C.M. (Environmental Epidemiology Service, Veterans Health Administration, Department of Veterans Affairs, Washington, USA): Cancer mortality among the highest exposed US atmospheric nuclear test participants // J Occur Environ Med 2000 Aug; 42 (8): 798-805
4. Ivanov V.K., Maksoutov M.A., Chekin S.Yu. and al. (Medical Radiological Research Center of Russian Academy of Medical Sciences, Obninsk): Radiation-epidemiological analysis of incidence of non-cancer diseases among the Chernobyl liquidators // Health Phys., 2000 May, 78 (5): 495-501
5. Koshurnikova N.A., Shilnikova N.S., Okatenko P.V. et al. (Branch № 1 of the State Research Center "Biophysics Institute", Ozyorsk, Russia): Characteristics of the cohort of workers at the Mayak nuclear complex // Radiat Res 1999 Oct; 152 (4): 352-63.
6. Kreischer M., Koshurnikova N.A., Nekolla R.E. et al. (Radiobiological Institute, University of Munich, Germany): Lung cancer mortality among male nuclear workers of the Mayak facilities in the former Soviet Union // Radiat Res 2000 Jul; 154 (1): 3-11.
7. Pierce D.A., Preston D.L. (Radiation Effects Research Foundation, Hijiyama Park, Hiroshima, Japan): Radiation-related cancer risks at low doses among atomic bomb survivors // Radiat Res 2000 Aug: 178-86

ҚАЗАҚСТАНДА ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗУ НӘТИЖЕСІНДЕ ТҰРҒЫНДАРДЫҢ ДЕНСАУЛЫҒЫНА ИОНИЗАЦИЯЛАНҒАН РАДИАЦИЯНЫҢ ӘСЕРІ. ХАБАРЛАМА 2

²Б. Гроше, ²С. Бауэр, ¹Б.И. Гусев, ¹Л.М. Пивина, ¹К.Н. Апсаликов

¹Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан

²Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия

Осы мақалада Қазақстанда ядролық сынақтар өткізу нәтижесінен сәулеленуге ұшыраған Семей облысының Абай, Абралы, Бесқарағай және Жаңа-Семей тұрғындардың радиациялы-гигиеналық және медициналы-демографиялық зерттеулері келтірілген.

**IONIZING RADIATION EFFECT ON PUBLIC HEALTH
DUE TO NUCLEAR TESTS IN KAZAKHSTAN. THE SECOND REPORT**

²⁾B. Groshe, ²⁾S. Bauer, ¹⁾B.I. Gusev, ¹⁾L.M. Pivina, ¹⁾K.N. Apsalikov

¹⁾*Radiation Medicine and Ecology Research Institute, Semiapaltinsk, Kazakhstan*

²⁾*Radiation Hygiene Institute, Munich, Germany*

The effort presents results of radiation-hygiene and medical-demographic examination of population of settlements in Abay, Abralinsk, Beskaragay and Zhana-Semey districts of Semipalatinsk Oblast exposed to ionizing radiation due to nuclear tests in Kazakhstan.

УДК 535.23:613.648

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ОБЩЕЙ И ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИАЦИОННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ (1949-1975 гг.). СООБЩЕНИЕ 1

¹Гусев Б.И., ¹Пивина Л.М., ¹Апсаликов К.Н., ¹Щербакова С.В.,
¹Жазыкбаева Л.К., ¹Мансарина А.Е., ¹Саматугина О.Н., ²Гроше Б., ²Бауэр С.

¹НИИ радиационной медицины и экологии, Семипалатинск, Казахстан
²Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия

Анализ динамики структуры общей и онкологической смертности среди населения семи районов Восточно-Казахстанской области за период с 1949 по 1975 гг. позволил выявить существенные изменения структуры общей и онкологической смертности по таким нозологическим формам, как инфекционные и заболевания, болезням системы кровообращения, а также онкологическим заболеваниям.

ВВЕДЕНИЕ

В течение 40 лет на Семипалатинском ядерном испытательном полигоне было взорвано 458 ядерных взрывов, включая 30 наземных, 118 атмосферных и 470 подземных взрывов. В результате радиационная и гигиеническая ситуация на территориях, прилегающих к полигону, имели существенные изменения во времени. Основным компонентом воздействия на население было многократное внешнее гамма-облучение за счет прохождения радиоактивного облака и радиоактивных осадков, последующее хроническое внутреннее облучение за счет остаточной радиации, попадающей в организм человека с пищей, питьевой водой и вдыхаемым воздухом. В 1989 г. более 70000 лиц, подвергшихся воздействию ионизирующей радиации в различном диапазоне доз, проживали на территориях вокруг испытательного полигона. Помимо расчета относительных рисков для общесоматических и онкологических заболеваний мы попытались провести оценку структуры заболеваний в зависимости от возможного преобладания высоко чувствительных к воздействию ионизирующей радиации патологий.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Материалами исследования послужили акты-сертификаты причин смертности населения семи районов Восточно-Казахстанской области за период с 1949 по 1975 гг. Население шести районов (Абайского, Бескарагайского, Жана-Семейского, Бородулихинского, Чарского, Жарминского) подвергалось облучению в диапазоне эффективных эквивалент-

ных доз 29,3-87,0 сЗв. Группа сравнения была представлена населением Кокпектинского района ВКО, адекватна по численному, возрастному-половому составу и практически не подвергалась облучению.

За весь период исследования численный состав населения изучаемых районов колебался в пределах от 128 до 160 тыс. человек. Мужчины составляли в среднем 46,9%, женщины - 53,1%. Численность Абайского, Жана-Семейского и Чарского районов варьировала от 12 до 18 тыс. человек, остальных районов – от 24 до 32 тыс. человек. В Абайском, Жана-Семейском, Жарминском, Чарском и Кокпектинском районах преобладало казахское население, в Бородулихинском и Бескарагайском - русское. Возрастные группы от 0 до 19 лет в среднем составляли 46 %. За период с 1949 по 1975 гг. выкопировано и проанализировано 42174 актов-сертификатов причин смертности (Табл.1). Распределение кумулятивных эффективных эквивалентных доз облучения представлено в таблице 2.

Таблица 1. Численность актов причин смерти в изучаемых районах (1949-1975 гг., абсолютные числа)

Районы	Муж	Жен	Всего
Абайский	1 826	1 560	3 386
Бескарагайский	3 690	3 099	6 789
Бородулихинский	3 007	2 673	5 680
Жана-Семейский	2 756	2 285	5 041
Жарминский	6 207	5 117	11 324
Чарский	2 535	2 146	4 681
Кокпектинский	3 280	2 893	6 173
Всего	22 301	19 873	42 174

Таблица 2. Распределение кумулятивных эффективных эквивалентных доз облучения населения изучаемых районов Восточно-Казахстанской области

Районы	Доза внешнего облучения, сГр	Доза внутреннего облучения, сЗв	Кумулятивная эффективная эквивалентная доза, сЗв
Абайский	35,5	27,0	62,5
Бескарагайский	67,0	20,0	87,0
Жана-Семейский	39,2	14,0	53,2
Жарминский	19,0	17,0	36,0
Чарский	18,5	13,0	31,5
Бородулихинский	22,3	7,0	29,3
Кокпектинский	-	-	5,0-7,0*

*Примечание: расчет дозы проведен специалистами военного ведомства бывшего СССР

РЕЗУЛЬТАТЫ

Динамика структуры общей смертности населения изучаемых районов.

Предварительная обработка результатов исследования показала, что практически во всех экспонированных и контрольном районах структура общей смертности населения была однотипной с незначительными флюктуациями удельного веса тех или иных классов причин смерти. Поэтому в качестве примера мы провели соответствующий анализ, характеризующий динамику структуры общей смертности среди населения трех экспонированных районов (Бородулихинский, Бескарагайский и Абайский) и контрольном Кокпектинском районах.

Структура общей смертности населения вышеуказанных районов претерпевала определенные изменения во времени. Среди экспонированного и контрольного населения обнаруживались закономерности и особенности распределения причин смертности в зависимости от таких модифицирующих факторов, как возраст и пол, национальный состав и величина эффективной эквивалентной дозы облучения.

В исходном периоде (1949-1950 гг.) структура общей смертности для населения всех изучаемых районов характеризовалась существенным преобладанием инфекционных и паразитарных заболеваний по сравнению с другими классами болезней (Табл. 3). Так, по состоянию на 1950 г. смертность от инфекционных и паразитарных болезней находилась в пределах 31,6 – 46,8 %. Анализ возрастно-полового распределения смертности от инфекционных и паразитарных заболеваний показал, что, в основном, преобладает младенческая и детская смертность. Установлено, что в этот период на территориях изучаемых районов были зафиксированы эпидемические вспышки таких заболеваний, как корь, коклюш, дифтерия, токсическая диспепсия, дизентерия, менингит, туберкулез. Однако в кругу вышеуказанных заболеваний особое место занимает пневмония различной этиологии. За весь период наблюдений число случаев пневмонии среди лиц в возрасте от 0 до 1 года составляло не менее 35% от всех нозологических форм инфекционных заболеваний.

Таблица 3. Структура общей смертности населения изучаемых районов

	1950 (%)			1960 (%)			1970 (%)			1975 (%)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1. Инфекционные заболевания	46,8	32,3	30,1	29,7	19,2	20,3	5,6	9,0	10,3	10,2	9,4	6,0
2. Новообразования	6,4	7,5	7,8	14,3	25,1	19,0	19,0	12,7	13,9	10,8	14,3	11,7
3. Болезни эндокринной системы	1,4	0,9	0,9	2,4	5,5	2,2	0,7		0,9	-		-
4. Болезни крови	-			-		0,9	-		-	-		-
5. Психические расстройства	0,7								-	0,6		-
6. Болезни нервной системы		5,0	7,8	1,2	0,5	2,6	1,4	2,0	1,3	0,6	0,4	1,5
7. Болезни системы кровообращения	7,8	15,4	13,2	16,6	20	16,5	30,3	42,4	42,6	38,6	41,8	43,4
8. Болезни органов дыхания	23,8	28,6	26,5	22,6	17,1	17,7	30,3	11,8	14,3	27,8	15,1	16,6
9. Болезни органов пищеварения	2,5	1,9	0,5	2,4	1,2	3,5	-	1,2	2,2	1,7	4,2	3,8
10. Болезни мочеполовой системы	-	0,6		-		1,7	-	0,8	0,4	0,6		1,9
11. Осложнения беременности, родов	2,1	1,6	1,8	1,2		0,9	0,7	0,8	0,4	-		0,8
12. Болезни кожи	-			-			-		-	-		-
13. Болезни соединительных тканей	-		0,9	-			-	0,4	-	-	0,4	-
14. Пороки развития	-		0,5	2,4	0,5	0,4	0,7	1,2	0,4	0,6	0,4	0,4
15. Состояния, возникшие в перинатальном периоде	6,4	2,4	4,6	-	1,6	3,0	2,8	2,0	-	4,0	2,3	1,6
16. Травмы и отравления	2,1	3,8	5,4	7,2	9,3	11,3	8,5	15,7	13,3	4,5	11,7	12,3

1 - Абайский, 2 - Бескарагайский, 3 - Кокпектинский

Не установлено существенных различий между удельным весом инфекционных заболеваний среди лиц младенческого и детского возраста в экспонированных и контрольном районах.

В последующие 10 лет (1960 г.) удельный вес инфекционных заболеваний как причин смерти снижается более чем в два раза, однако по-прежнему занимает первое место в структуре общей смертности, за исключением Бескарагайского района, где в 1960 г. первое место в структуре общей смертности занимали злокачественные новообразования. При этом отмечено равномерное снижение количества инфекционных заболеваний всех нозологических форм.

К 1970 г. число инфекционных и паразитарных заболеваний снижается в 2- 5 раз по сравнению с 1960 г. и находится в пределах 3,7-10,3%. До 1975 г. удельный вес инфекционных заболеваний во всех изучаемых районах остается прежним.

В исходный период второе место в структуре общей смертности занимали болезни органов дыхания (в основном, за счет пневмонии), составляя 23,8-28,6 %.

Третье место в структуре смертности занимали болезни системы кровообращения, составляя 7,8-15,4 %.

В последующие 10 лет первое место в структуре общей смертности занимали болезни системы кровообращения в Бородулихинском районе (37,9 %),

новообразования в Бескарагайском и Кокпектинском районах (25,1 % и 19,0% соответственно) и инфекционные и паразитарные заболевания в Абайском районе (29,7%). Второе и третье место в структуре общей смертности в этот период занимали болезни органов дыхания, травмы и отравления.

В период с 1970 по 1975 гг. в структуре общей смертности анализируемых районов преобладают возросшие почти в 2-3 раза болезни системы кровообращения, составляющие 30,3 - 47,6%. На втором и третьем месте фиксируются новообразования, составляя 11,7-19,0%, и болезни органов дыхания (11,8-30,3 %).

В исходном периоде смертность от новообразований находилась на 4 – 5 месте в структуре общей смертности и составляла 4,1- 7,8%.

Через десять лет (1960 г) во всех изучаемых районах онкосмертность возрастает в 2-4 раза, находясь в пределах 11,6 – 25,1%. В последующие годы удельный вес новообразований существенно не менялся и занимал второе- третье место в структуре общей смертности.

Существенных различий по удельному весу новообразований в структуре общей смертности населения изучаемых районов за все годы не установлено.

Остальные классы болезней как причина общей смертности за все годы исследований не имели существенной флюктуации и находились на невысоком уровне.

Таким образом, динамика структуры общей смертности населения изучаемых районов претерпевала однотипные количественные и качественные изменения. В исходном периоде и в последующие 10 лет преобладали инфекционные и паразитарные заболевания, включая туберкулез, а также болезни органов дыхания. В последующие годы (до 1975 г.) в структуре общей смертности преобладали болезни системы кровообращения, болезни органов дыхания, новообразования.

Динамика структуры онкологической смертности населения изучаемых районов.

На протяжении всего периода исследований структура онкологической смертности населения экспонированных и контрольного районов претерпевала незначительные изменения во времени. Все

годы в структуре онкосмертности 63-90% составляли злокачественные новообразования, локализованные в желудочно-кишечном тракте (Табл. 4-7). Причем до 60% случаев всех случаев раков органов пищеварения составляли новообразования пищевода, рак желудка – 30%, рак печени, поджелудочной железы и кишечника – 10%.

Второе - третье место в структуре онкологической смертности занимали: рак органов дыхания, рак костей и кожи, рак матки и рак молочной железы. Остальные злокачественные новообразования были представлены такими локализациями, как рак головного мозга и эндокринных желез, рак лимфатической ткани, крови, рак яичников, рак мочеполовых органов. Причем эти локализации рака с приблизительно одинаковой частотой встречались среди экспонированного населения и среди контрольной группы.

Среди населения экспонированного Бескарагайского и Жана-Семейского районов положительную динамику за все годы исследования дали новообразования органов дыхания. В исходном периоде (1949-1953г.) среди населения Бескарагайского района (Табл. 4) рак органов дыхания составлял 3,8% в общей структуре онкосмертности. В последующие пять лет (1954-1958 гг.) удельный вес этой локализации рака возрастает почти в два раза и составляет 6,1 %. В период с 1959 по 1963 гг. удельный вес рака органов дыхания составляет 9,5 %, в 1964-1968 – 15% и в 1969-1975 гг. –16,5% .

Среди населения Жана-Семейского района (Табл. 5) в 1954-1958 гг. также зарегистрировано более чем двукратное увеличение удельного веса рака органов дыхания по сравнению с исходным периодом (16,6 %), в 1959-1963 – 8,9%, в последующие 12 лет удельный вес рака этой локализации увеличивается, достигая в 196-1968 гг. 9,5%, в 1969-1975 гг. – 13,8%. Рак органов дыхания среди населения этих экспонированных районов постоянно находился на втором месте в общей структуре онкосмертности. В экспонированном Бескарагайском районе помимо нарастания удельного веса рака органов дыхания с 1964 по 1975 гг. произошло почти шестикратное увеличение удельного веса рака костей и кожи: в 1959-1963 гг. – 1,6 %, в 1964-1968 гг. – 3,6 %, в 1969-1975 гг. – 6%.

Таблица 4. Структура онкологической смертности населения Бескарагайского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1949-1953	1954-1958	1959-1963	1964-1968	1969-1975
Рак органов пищеварения	75,68	79,40	74,23	68,16	60,45
Рак органов дыхания	3,75	6,10	9,44	14,96	16,45
Рак молочной железы	8,08	2,42	1,37	0,29	3,49
Рак костей и кожи	1,94	1,62	1,63	3,64	6,02
Рак головного мозга, эндокринных желез	1,59	1,47	2,44	0,83	0,85
Рак лимфатической ткани, крови	0	1,46	2,77	3,7	2,52
Рак матки	5,88	6,63	5,5	4,50	5,65
Рак яичников	2,22	0	1,21	0,48	1,72
Рак мочеполовых органов	0,83	0,86	1,35	3,32	2,81

Таблица 5. Структура онкологической смертности населения Жана-Семейского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1949-1953	1954-1958	1959-1963	1964-1968	1969-1975
Рак органов пищеварения	80,6	74,06	63,96	67,49	65,22
Рак органов дыхания	6,35	16,57	8,82	9,51	13,79
Рак молочной железы	0	0,95	3,16	2,49	1,55
Рак костей и кожи	5,35	1,11	7,48	6,39	5,09
Рак головного мозга, эндокринных желез	1	3,33	5,53	1,84	3,65
Рак лимфатической ткани, крови	0,90	3,01	4,78	4,71	2,48
Рак матки	4,72	0,95	3,53	6,46	4,23
Рак яичников	1	0	1,67	0,35	0,96
Рак мочеполовых органов	0	0	1,02	0,70	2,97

Среди населения Жана-Семейского района рак костей и кожи в исходном периоде (1949-1953гг.) составлял 5,4%, в последующие пять лет удельный вес этой локализации рака снижается до 1,1%, а с 1959 по 1975 гг. вновь значительно увеличивается, составляя 5,1-7,5%.

Среди населения экспонированного Абайского района (Табл. 6) положительная динамика в структуре онкосмертности получена по раку молочной железы и раку костей и кожи. До 1958 г. удельный вес рака молочной железы среди населения этого района достигал 6,6-8,3%. В последующие годы удельный вес этой локализации рака снижается бо-

лее чем в три раза, составляя 0,5-2,9%. Та же картина наблюдалась и при анализе динамики удельного веса рака костей и кожи. До 1958 г. эта локализация рака составляла 3,8-6,9%, в последующие годы – 2,0-0,9%.

В контрольном Кокпектинском районе (Табл. 7) не зарегистрировано значительных флюктуаций в динамике структуры онкосмертности. На первом месте за все годы исследований фиксировались раки органов пищеварения – 65,2-80,5%, второе-третье место занимали рак органов дыхания и рак матки, третье-четвертое место – рак костей и кожи, рак головного мозга и эндокринных желез, рак матки.

Таблица 6. Структура онкологической смертности населения Абайского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1949-1953	1954-1958	1959-1963	1964-1968	1969-1975
Рак органов пищеварения	78,9	78,61	90,59	84,18	81,19
Рак органов дыхания	3,48	3,33	1,66	4,005	3,98
Рак молочной железы	8,34	6,66	2,92	0,52	2,77
Рак костей и кожи	3,81	6,94	0,86	2,34	2,045
Рак головного мозга, эндокринных желез	2,35	0	0	0,64	2,66
Рак лимфатической ткани, крови	0	1,66	0,86	4,28	1,85
Рак матки	1,42	2,77	0,66	2,70	3,32
Рак яичников	1,6	0	0,66	0,52	0,54
Рак мочеполовых органов	0	0	1,73	0,76	1,6

Таблица 7. Структура онкологической смертности населения Кокпектинского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1949-1953	1954-1958	1959-1963	1964-1968	1969-1975
Рак органов пищеварения	73,07	80,50	75,03	67,66	65,19
Рак органов дыхания	2,36	4,71	6,17	6,90	7,75
Рак молочной железы	2,92	1,34	0,90	2,72	5,031
Рак костей и кожи	0	1,48	4,05	1,39	3,75
Рак головного мозга, эндокринных желез	5,21	3,56	1,17	2,41	3,86
Рак лимфатической ткани, крови	2,42	0	1,95	2,69	3,49
Рак матки	12,73	6,30	6,45	11,90	7,43
Рак яичников	0	0	0	2,72	1,86
Рак мочеполовых органов	1,25	2,087	4,24	2,03	1,59

ҚАЗАҚСТАНДА ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗУ НӘТИЖЕСІНДЕ ШЫҒЫС ҚАЗАҚСТАН ОБЛЫСЫНЫҢ СӘУЛЕЛЕНУГЕ ҰШЫРАҒАН КЕЙБІР АУДАНДАРЫ ТҰРҒЫНДАРЫНЫҢ ЖАЛПЫ ЖӘНЕ ОНКОЛОГИЯЛЫҚ ӨЛІМ ҚҰРЫЛЫМЫНЫҢ ДИНАМИКАСЫ (1949-1975 ж.ж.). ХАБАРЛАМА 1

¹Б.И. Гусев, ¹Л.М. Пивина, ¹К.Н. Апсаликов, ¹С.В. Щербакова,
¹Л.К. Жазыкбаева, ¹А.Е. Мансарина, ¹О.Н. Саматугина, ²Б. Гроше, ²С. Бауэр

¹*Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан*

²*Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия*

Семей облысының жеті ауданының тұрғындары арасындағы 1949-1975 ж. аралығындағы көбіне жұқпалы аурулардан, қан айналымы ауруларынан және онкологиялық аурулар сияқты осындай нозологиялық формалардан жалпы және онкологиялық өлімінің структурасының өзгеруінің бірталай өзгерістерін анықтауға мүмкіндік берді.

DYNAMICS OF STRUCTURE OF GENERAL MORTALITY AND CANCER MORTALITY AMONG THE POPULATION OF SOME DISTRICTS OF EAST-KAZAKHSTAN REGION SUFFERED FROM RADIATION EXPOSURE IN RESULT OF NUCLEAR TESTS (1949-1975). THE FIRST REPORT

¹B.I. Gusev, ¹L.M. Pivina, ¹K.N. Apsalikov, ¹S.V. Shcherbakova,
¹L.K. Zhazykbaeva, ¹A.E. Mansarina, ¹O.N. Samatugina, ²B.Groshe, ²S. Bauer

¹*Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan*

²*Institute of Radiation Hygiene, Munich, Germany*

Analysis of dynamics of structure of general mortality and cancer mortality have been conducted among the population from seven districts of East-Kazakhstan region. The significant changes have been fixed for infectious diseases, cardio-vascular diseases and oncological diseases.

УДК 535.23:613.648

ДИНАМИКА СТРУКТУРЫ ОБЩЕЙ И ОНКОЛОГИЧЕСКОЙ СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИАЦИОННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ (1976 - 1998 гг.). СООБЩЕНИЕ 2

¹Гусев Б.И., ¹Пивина Л.М., ¹Апсаликов К.Н., ¹Щербакова С.В.,
¹Жазыкбаева Л.К., ¹Мансарина А.Е., ¹Саматугина О.Н., ²Гроше Б., ²Бауэр С.

¹НИИ радиационной медицины и экологии, Семипалатинск, Казахстан

²Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия

Анализ динамики общей и онкологической смертности населения семи районов Восточно-Казахстанской области за период с 1976 по 1998 гг. позволил зафиксировать положительную динамику показателей детской и младенческой смертности, а также онкологической смертности по таким локализациям рака, как опухоли желудочно-кишечного тракта и легких.

ВВЕДЕНИЕ

В первом сообщении нами представлена динамика структуры общей и онкологической смертности населения изучаемых районов ВКО за период с 1949 по 1975 гг. Основными закономерностями динамики структуры в этот период являлись существенное снижение удельного веса инфекционных и паразитарных заболеваний к 1960 г. (10 лет от начала облучения) с одновременным значительным повышением удельного веса заболеваний сердечно-сосудистой системы. Остальные рубрики и классы заболеваний имели довольно монотонную динамику.

Имея в своем распоряжении первичные данные, характеризующие динамику показателей общей и онкологической смертности населения изучаемых районов с 1976 по 1998 гг. (42 300 актов-сертификатов о причинах смерти), в настоящем сообщении мы представляем их анализ и оценку.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

По состоянию на 1980 г. первое место в структуре общей смертности среди населения экспонированных и контрольного районов занимали болезни системы кровообращения, составляя в среднем от 41,7% до 55,7%.

Второе, третье, четвертое и пятое место занимали новообразования, инфекционные заболевания, болезни органов дыхания, травмы и отравления, причем существенных различий динамики удельного веса этих заболеваний среди населения экспонированных и контрольного районов не выявлено.

Остальные классы и рубрики заболеваний составляли от 0,2% до 6 %, практически не изменяясь по годам и также не имели существенных различий в экспонированных и контрольном районах. (Табл. 1).

Особое внимание было уделено анализу динамики структуры онкологической смертности изучаемого населения. В разработку взято население трех экспонированных районов (Абайского, Бескарагайского, Жана-Семейского), в которых установлено наличие избытков онкологических заболеваний в различные временные промежутки, в основном, за-

висящие от возраста населения на момент облучения.

Среди населения Абайского района (эффективная эквивалентная доза облучения 62,5 сЗв) за период с 1976 по 1998 гг. первое место в структуре онкосмертности занимали новообразования органов пищеварения, в среднем, составляющие от 63% до 79,5%. Практически эти локализации рака составляли основу онкосмертности населения. Установлена положительная динамика роста рака органов дыхания, занимающего второе место в структуре онкосмертности населения этого района. Так, в период с 1976 по 1980 гг. удельный вес этой локализации рака составлял 9,09%. В последующие годы темп прироста этой локализации рака составлял 1-4% в год, достигнув 17,13% в период с 1996 по 1998 г.

Обнаружено трехкратное увеличение удельного веса рака молочной железы в период с 1976 по 1998 гг. (1,05-3,29%).

Третье место в структуре онкосмертности занимал рак костей и кожи, имеющий положительную динамику за весь период исследования от 1,38% до 6,66% (величина прироста 5,1%).

Такие локализации рака, как рак головного мозга, рак лимфатической ткани и крови, рак матки, яичников и мочеполовых органов, в среднем составляли от 0,56% до 4,88%. Удельный вес этих локализаций рака не имел существенных различий между экспонированными и контрольным районами (Табл. 2).

Обнаружены значительные отличия динамики структуры онкологической смертности среди населения экспонированного Жана-Семейского района (эффективная эквивалентная доза облучения 53,2 сЗв). Среди населения этого района рак органов пищеварения имел выраженную тенденцию к снижению в период с 1976 по 1998 гг. (от 62,63% в 1976-1980 гг. до 33,97% в 1996-1998 гг.), причем в каждые последующие пять лет снижение удельного веса рака этой локализации составляло от 5% до 18%.

Одновременно удельный вес рака органов дыхания, занимающего второе место в структуре онкологической смертности, нарастал, составляя в 1976-

1980 гг. 18,22%; в 1996-1998 гг. - 22,66%. Каждые последующие пять лет удельный вес этой локализации рака увеличивался на 4-5%.

Такую же тенденцию к существенному росту удельного веса имели локализации рака костей и кожи (3,9-7,89%).

Рак головного мозга и эндокринных желез так же с 1,23% в 1976-1980 гг. увеличился к 1996-1998 гг. до 8,4%.

Рак матки в структуре онкосмертности в 1976-1980 гг. составлял 2,98%, к 1996-1998 гг. - 10,86%.

Довольно стабильным оставался удельный вес раков мочеполовых органов, составляя 6,33-7,35% (Табл. 3).

Среди населения экспонированного Бескарагайского района, как и вышепредставленного Жана-

Семейского района, динамика структуры онкологической смертности характеризовалась снижением удельного веса рака, локализованного в желудочно-кишечном тракте и ростом рака органов дыхания. Так, в 1976-1980 гг. рак органов пищеварения составлял 57,77%, в 1996-1998 гг. - 47,22%. Рак органов дыхания - 16,32% и 26,32% соответственно.

Третье-четвертое и пятое место по структуре онкосмертности занимали рак костей и кожи, молочной железы, рак матки, рак мочеполовых органов. Остальные локализации рака не имели существенной динамики в структуре онкосмертности (Табл. 4).

Как указывалось выше, не обнаружено существенных различий в структуре онкологической смертности экспонированных и контрольного районов.

Таблица 1. Структура общей смертности населения изучаемых районов

	1980 (%)			1990 (%)			1998 (%)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1. Инфекционные заболевания	11,7	17,0	11,5	5,7	9,5	9,1	9,4	7,7	8,0
2. Новообразования	14,1	12,1	10,9	19,4	16,3	14,5	19,3	14,8	16,1
3. Болезни эндокринной системы	-	-	-	-	0,7	0,9	-	0,5	-
4. Болезни крови	0,4	-	-	-	0,3	0,4	1,1	0,3	-
5. Психические расстройства	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-
6. Болезни нервной системы	0,9	0,8	-	-	0,3	0,9	-	-	-
7. Болезни системы кровообращения	41,7	42,3	52,1	44,0	47,1	43,3	42,5	52,1	55,7
8. Болезни органов дыхания	17,5	6,4	10,2	14,9	9,2	4,8	5,5	6,8	6,1
9. Болезни органов пищеварения	2,2	3,7	1,3	-	2,1	6,0	4,4	3,0	1,9
10. Болезни мочеполовой системы	0,4	1,3	0,7	2,3	1,5	0,9	1,1	1,4	1,9
11. Осложнения беременности, родов	-	-	0,3	-	0,3	0,4	0,5	-	-
12. Болезни кожи	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-
13. Болезни соединительных тканей	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-
14. Пороки развития	1,3	1,1	1,3	2,3	0,9	4,3	2,2	0,8	1,5
15. Состояния, возникшие в перинатальном периоде	0,9	2,2	0,7	2,3	0,3	0,9	1,1	0,8	0,4
16. Травмы и отравления	9,0	13,5	11,1	9,1	11,6	13,7	12,7	11,2	8,4

1 - Абайский, 2 - Бескарагайский, 3 - Кокпектинский

Таблица 2. Структура онкологической смертности населения Абайского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-1998
Рак органов пищеварения	79,53	69,59	66,16	62,96	65,42
Рак органов дыхания	9,09	12,72	15,22	16,41	17,13
Рак молочной железы	1,31	1,05	0,00	3,29	3,02
Рак костей и кожи	1,38	5,63	6,66	6,11	4,65
Рак головного мозга, эндокринных желез	1,16	4,85	3,31	2,71	4,88
Рак лимфатической ткани, крови	1,24	0,00	1,40	2,97	0,78
Рак матки	3,67	2,00	1,33	1,52	1,89
Рак яичников	1,02	1,25	1,34	1,15	0,56
Рак мочеполовых органов	1,60	2,91	4,58	2,89	1,68

Таблица 3. Структура онкологической смертности населения Жана-Семейского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-1998
Рак органов пищеварения	62,63	44,91	52,98	42,82	33,97
Рак органов дыхания	18,22	23,36	22,18	27,17	27,66
Рак молочной железы	0,39	3,30	2,13	5,90	4,55
Рак костей и кожи	3,90	7,08	7,89	7,27	4,38
Рак головного мозга, эндокринных желез	1,23	2,18	3,15	4,25	8,40
Рак лимфатической ткани, крови	2,60	3,42	1,43	1,99	0
Рак матки	2,98	5,95	1,62	2,76	10,86
Рак яичников	1,39	2,71	1,39	1,47	2,80
Рак мочеполовых органов	6,62	7,03	7,18	6,33	7,35

Таблица 4. Структура онкологической смертности населения Бескарагайского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-1998
Рак органов пищеварения	57,77	49,41	49,32	49,15	47,22
Рак органов дыхания	16,32	18,17	25,08	24,95	26,32
Рак молочной железы	4,03	3,53	2,85	3,46	6,68
Рак костей и кожи	6,50	6,87	3,59	3,40	3,27
Рак головного мозга, эндокринных желез	2,27	3,85	2,41	1,94	3,98
Рак лимфатической ткани, крови	1,84	3,02	3,04	4,23	1,92
Рак матки	5,14	5,67	4,58	2,31	4,76
Рак яичников	1,99	1,34	3,10	4,63	0,71
Рак мочеполовых органов	4,15	8,14	6,03	5,92	5,13

Таблица 5. Структура онкологической смертности населения Кокпектинского района (%)

Локализация рака	Годы				
	1976-1980	1981-1985	1986-1990	1991-1995	1996-1998
Рак органов пищеварения	57,90	59,83	49,47	49,44	44,13
Рак органов дыхания	15,94	19,54	31,78	20,67	27,28
Рак молочной железы	3,41	1,77	3,22	7,81	4,54
Рак костей и кожи	5,53	5,89	4,07	5,61	1,08
Рак головного мозга, эндокринных желез	1,39	2,17	0,87	1,64	3,05
Рак лимфатической ткани, крови	4,89	2,37	4,45	3,71	2,36
Рак матки	5,36	5,65	3,45	4,24	7,97
Рак яичников	1,41	1,23	0,00	2,48	0,00
Рак мочеполовых органов	4,18	1,55	2,69	4,40	9,60

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Ретроспективная оценка (1949-1998 гг.) общей смертности населения семи районов Семипалатинской области, подвергшихся радиационному воздействию, в ряде случаев позволила выявить особенности и закономерности влияния основных модифицирующих факторов (величина дозы и характер облучения, пол, возраст, время нахождения под риском) на существенные изменения ее уровней и структуры.

Анализ динамики структуры общей смертности населения изучаемых районов позволил выявить однотипные ее изменения во времени, характерные для экспонированных и контрольной групп.

В период с 1949 по 1965 гг. (в среднем 11 лет от начала облучения) на первом месте в структуре общей смертности фиксировались инфекционные и паразитарные заболевания, составляющие основу младенческой и детской смертности. В последующие годы удельный вес инфекционных заболеваний как причин смерти снижается в 2-4 раза, составляя от 4 до 9%. В структуре детской и младенческой смертности приблизительно в одинаковом проценте случаев фиксировались инфекционные заболевания (корь, коклюш, менингит, скарлатина, дизентерия, энтероколит и т.д.) и пневмонии (29-37% и 32-45% соответственно).

Вышеуказанное распределение структуры общей смертности в возрастной группе 0-19 лет не позволило обнаружить связей радиационного воздействия с избытками общей смертности в экспонированных и контрольной группах. Нужно отметить, что наиболее высокие показатели младенческой и детской смертности отмечены среди населения экспонированного Абайского района (доза облучения 62,5 сЗв). Вероятно,

но, подобное возрастное распределение структуры смертности населения этого района связано с более масштабными эпидемиями различных инфекционных заболеваний по сравнению с другими районами.

Особое внимание в наших исследованиях было уделено анализу динамики структуры онкологической смертности населения изучаемых районов. Диапазон эффективных эквивалентных доз позволял предполагать возможность отдаленных онкоэффектов в виде увеличения избытков онкологической смертности в различные временные промежутки после облучения.

Структура онкологической смертности в экспонированных районах за весь период исследований практически не отличалась от таковой в контрольном районе. Первое место (63-90%) занимали злокачественные новообразования, локализованные в желудочно-кишечном тракте (1949-1975 гг.). Рак органов дыхания, костей, кожи, матки и молочной железы в разные временные промежутки занимали второе, третье и четвертое место в общей структуре онкологической смертности.

Необходимо отметить, что в некоторых районах (Жана-Семейский и Бескарагайский) произошли существенные изменения в структуре онкологической смертности в период с 1976 по 1998 гг. Эти изменения касались значительного снижения удельного веса рака, локализованного в желудочно-кишечном тракте (в 2 раза) с одновременным ростом удельного веса рака органов дыхания. Обращает на себя внимание тот факт, что подобная динамика, очевидно, не связана с радиационным воздействием, так как в контрольном Кокпектинском районе произошли те же изменения в структуре онкологической смертности.

Выводы

1. Динамика структуры общей и онкологической смертности среди населения экспонированных районов и контрольного района не имела существенных различий.
2. В период с 1976 по 1998 гг. в структуре онкологической смертности населения экспонирован-

ных и контрольного районов произошли однотипные изменения, характеризующиеся существенным снижением смертельных случаев рака, локализованного в желудочно-кишечном тракте, и одновременным существенным увеличением удельного веса рака органов дыхания.

ҚАЗАҚСТАНДА ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗУ НӘТИЖЕСІНДЕ ШЫҒЫС ҚАЗАҚСТАН ОБЛЫСЫНЫҢ СӘУЛЕЛЕНУГЕ ҰШЫРАҒАН КЕЙБІР АУДАНДАРЫ ТҰРҒЫНДАРЫНЫҢ ЖАЛПЫ ЖӘНЕ ОНКОЛОГИЯЛЫҚ ӨЛІМ ҚҰРЫЛЫМЫНЫҢ ДИНАМИКАСЫ (1976-1998 ж.ж.) ХАБАРЛАМА 2

¹Б.И. Гусев, ¹Л.М. Пивина, ¹К.Н. Апсаликов, ¹С.В. Щербак ова,
¹Л.К. Жазыкбаева, ¹А.Е. Мансарина, ¹О.Н. Саматугина, ²Б. Гроше, ²С. Бауэр

¹*Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан*

²*Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия*

Шығыс Қазақстан облысының жеті ауданы тұрғындарының жалпы және онкологиялық өлім динамикасына 1976-1998 ж.ж аралығында талдау жасалды, талдау балалар өлімі мен нәрестелер өлімі, сондай-ақ рақтың таралуынан болған онкологиялық өлім, асқазан-ішек, өкпе мен тыныс жолдарының ісігінен болған өлім көрсеткіштерінің жағымды динамикасын көрсетті.

DYNAMICS OF STRUCTURE OF GENERAL MORTALITY AND CANCER MORTALITY AMONG THE POPULATION OF SOME DISTRICTS OF EAST-KAZAKHSTAN REGION SUFFERED FROM RADIATION EXPOSURE IN RESULT OF NUCLEAR TESTS (1949-1975). THE SECOND REPORT

¹B.I. Gusev, ¹L.M. Pivina, ¹K.N. Apsalnikov, ¹S.V. Shcherbakova,
¹L.K. Zhazykbaeva, ¹A.E. Mansarina, ¹O.N. Samatugina, ²B.Groshe, ²S. Bauer

¹*Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan*

²*Institute of Radiation Hygiene, Munich, Germany*

Analysis of dynamics of structure of general mortality and cancer mortality among the population from seven districts of East-Kazakhstan region for the period 1976-1998 have fixed the positive dynamics for babies and child's mortality rates and for oncological mortality rates (lung cancer and stomach cancer).

УДК 535.23:613.648

ДИНАМИКА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ ДЕТЕЙ ТРЕТЬЕГО ПОКОЛЕНИЯ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, РОЖДЕННЫХ ОТ ОБЛУЧЕННЫХ РОДИТЕЛЕЙ И ПРОЖИВАВШИХ В УСЛОВИЯХ ДЕЙСТВИЯ НЕРАДИАЦИОННЫХ ФАКТОРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

¹Гусев Б.И., ¹Пивина Л.М., ¹Апсаликов К.Н., ¹Чайжунусова Н.Ж.,
¹Мансарина А.Е., ¹Саматугина О.Н., ²Гроше Б., ²Бауэр С.

¹НИИ радиационной медицины и экологии, Семипалатинск, Казахстан
²Институт радиационной гигиены, Мюнхен, Германия

Проанализированы основные показатели, характеризующие заболеваемость детей (третье поколение) ВКО за период с 1990 по 2000 гг. Установлено, что среди детей изучаемых городов ВКО показатели общей заболеваемости, а также по отдельным классам заболеваний не имелось существенных различий. Среди детей Глубоковского, Уланского и Шемонаихинского районов зарегистрировано существенное превышение показателей заболеваний системы дыхания, а также пороков развития и уродств.

ВВЕДЕНИЕ

Проблема действия малых доз ионизирующей радиации в сочетании с действием нерадиационных факторов окружающей среды на биосферу, живые организмы и человека в настоящее время приобретает большое значение. Особая острота проблемы связана с территориями Восточного Казахстана, на которых располагается один из крупнейших ядерных полигонов – Семипалатинский ядерный испытательный полигон (СИП). Одновременно в этом регионе создана мощная инфраструктура горнодобывающей и машиностроительной промышленности, являющейся объектами загрязнения окружающей среды техногенными факторами нерадиационной природы.

В литературе имеются разрозненные сведения о влиянии факторов окружающей среды на формирование здоровья детей [1,2,3,4].

Однако до настоящего времени остается практически не изученным сочетанное влияние радиационных и нерадиационных факторов окружающей среды на формирование здоровья населения, в первую очередь детей и подростков, наиболее чувствительных к воздействию различных вредоносных агентов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материалами исследования послужили ретроспективные данные, характеризующие медико-демографические показатели за 1990 г. гг. Усть-

Каменогорск, Зыряновск, Лениногорск, а также Уланского, Глубоковского, Тарбагатайского, Курчумского, Шемонаихинского районов Восточно-Казахстанской области.

Эти данные использовались в качестве ориентировочных для последующего изучения изменений в динамике основных показателей по численности и движению населения, его возрастному-половому распределению, заболеваемости детского и подросткового населения с учетом распределения по рубрикам, классам и нозологическим формам.

Специальных контрольных групп для оценки связи выявляемой патологии с радиационным воздействием и действием нерадиационных факторов окружающей среды по состоянию на 1990 г. не проводилось.

В качестве ближайших ретроспективных данных использовались вышеуказанные медико-демографические показатели изучаемых городов и районов ВКО по состоянию на 2000 г. Дополнительно к динамическому анализу по оценке связи воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды были использованы данные групп сравнения. Медико-демографические показатели для этой группы в 2000 г. были использованы для сравнения с таковыми показателями в основных группах городского населения (Табл. 1).

Таблица 1. Половозрастная структура детского и подросткового населения ВКО

	пол	Возраст			
		1990г.		2000г.	
		0-14 лет	16-20 лет	0-14 лет	16-20 лет
Все население	всего	521643	402616	277521	141186
	мужчины	264046	204584	143792	70888
	женщины	257597	198032	133729	70298
Городское население	всего	271003	204255	161990	76932
	мужчины	137281	103182	77797	37416
	женщины	133722	101073	84193	39516
Сельское население	всего	250640	198361	115531	64254
	мужчины	126765	101402	65995	33472
	женщины	123875	96959	49536	30782

Группой сравнения для изучаемых районов послужило население Тарбагатайского района, адекватного к основным по всем модифицирующим показателям, за исключением радиационного воздействия и действия нерадиационных факторов окружающей среды.

Эпидемиологический дескриптивный анализ динамики основных показателей заболеваемости и смертности контролируемого населения ВКО, подвергавшегося воздействию радиационных и нерадиационных факторов окружающей среды, проведен с учетом распределения групп риска на лиц, непосредственно подвергавшихся воздействию вредоносных факторов окружающей среды, и их потомков.

Анализ эффектов опосредованного радиационного воздействия и прямого воздействия нерадиационных факторов проведен на возрастной группе 0-14 лет, включавшей в себя лиц III-IV поколений.

Статистическая обработка материалов исследования проводилась в соответствии с необходимостью выявления закономерностей формирования соответствующих показателей заболеваемости, смертности с учетом их возрастного-полового и временного распределения.

Для характеристики уровней заболеваемости рассчитывали интенсивные показатели с последующей их стандартизацией.

Интенсивный показатель рассчитывался на 100000 населения.

Таким образом, примененные нами методы статистического анализа позволяют проводить дескриптивно-эпидемиологический и радиационно-эпидемиологический анализ динамики причин заболеваемости и смерти населения некоторых городов и районов Восточно-Казахстанской области, подвергавшихся облучению в результате испытаний ядерного оружия.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Особую трудность при интерпретации результатов клинико-эпидемиологических исследований, касающихся обнаружения связей опосредованного воздействия радиационных и нерадиационных фак-

торов окружающей среды, представляют корректные расчеты формирования соответствующих рисков по всему спектру общесоматической патологии. Наличие контрольной группы (население района или города) не всегда решает проблему корректных сравнений результатов, так как воздействие многофакторного комплекса окружающей среды в равной степени распространяется на изучаемые группы. Поэтому наиболее важным аргументом при проведении корректных сравнений является наличие или отсутствие исходных данных основных показателей заболеваемости в период, предшествующий анализу. Обычно этот период оценивается пятью-десятью годами, когда соответствующее сравнение позволяет в полной мере оценить механизмы и закономерности формирования избытков общесоматической патологии в проспективе на конкретный последующий год исследований. В этой связи мы, как и в предыдущих разделах, основным показательным способом интерпретированных сравнений выбрали динамический контроль с интервалом в 10 лет.

Показатели заболеваемости детского населения изучаемых городов ВКО характеризовались значительной амплитудой между городами и не всегда естественно соответствовали ожидаемым результатам (Табл. 2, 3). Так, суммарный показатель общей заболеваемости детского населения городов ВКО существенно не отличался и находился в пределах 1473,2 на 1000 населения (г.Зыряновск) до 1730,6 на 1000 населения (г. Усть-Каменогорск). Значительно различались уровни болезней эндокринной системы (от 2 на 1000 населения в г. Зыряновске) до 42,5 на 1000 в г. Лениногорске. Та же картина наблюдалась при сравнении уровней болезней системы кровообращения среди детей изучаемых городов. Врожденные аномалии имели десятикратное превышение среди детского населения г. Лениногорска над таковыми показателями в гг. Зыряновск и Усть-Каменогорск. Практически не отличались в изучаемых городах уровни болезней нервной системы, органов дыхания, пищеварения, мочеполовой системы.

Таблица 2. Показатели заболеваемости детского населения восточно-казахстанской области 2000г. (на 1000 населения)

нозология	города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
инфекционные заболевания	83	29,3	107,3	<u>93,1</u>	<u>19,1</u>	<u>71,8</u>	<u>111,8</u>	<u>90,7</u>
новообразования	2,4	2,5	1,2	<u>0,3</u>	<u>0,1</u>	0,2	<u>0,6</u>	<u>1,3</u>
болезни эндокринной системы	28,1	42,5	2	2,8	<u>7,3</u>	<u>69,9</u>	<u>15,9</u>	<u>30,2</u>
болезни крови и кроветворных органов	44,6	14,3	28,4	34,4	55,2	32	29,7	22,8
болезни нервной системы	81,6	43,9	70	<u>17,4</u>	<u>7,8</u>	<u>17,6</u>	<u>21,1</u>	<u>78,3</u>
болезни системы кровообращения	17,4	0,2	26,6	8	9,5	4,5	4,4	12
болезни органов дыхания	1235,3	1072,2	1076,7	<u>575,4</u>	<u>355,3</u>	<u>656</u>	<u>717,3</u>	<u>992,1</u>
болезни органов пищеварения	106,5	35,7	91,4	27,4	56,4	55,9	45,7	104,4
болезни мочеполовой системы	101,2	58,8	54	31,7	18,7	32,1	41	83,1
болезни костно-мышечной системы	21	67,8	10,9	7,3	8	<u>16,4</u>	9,3	<u>34,7</u>
врожденные аномалии	9,5	44,8	4,7	<u>10,7</u>	6,2	<u>7,5</u>	<u>11,7</u>	<u>16,6</u>
ВСЕГО	1730,6	1412	1473,2	808,5	<u>543,6</u>	<u>963,9</u>	<u>1008,5</u>	<u>1466,2</u>

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский
Примечание: подчеркнутые значения имеют достоверные различия.

Таблица 3. Уровень заболеваемости детского населения восточно-казахстанской области 1990г. (на 1000 населения)

Нозологии	города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
ВСЕГО	1574,1	1263,6	1079,2	884,1	565,1	874,2	1085,1	1091,2
болезни эндокринной системы, питания	3,1	1,2	5,3	39,1	1,3	12,1	2,1	1,2
болезни крови и кроветворных органов	21,3	10,1	6,1	8,1	34,2	27,2	14,3	3,1
болезни нервной системы	89,1	75,2	71,2	83,2	68,1	109,1	73,2	56,2
болезни системы кровообращения	3,2	3,4	5,1	3,1	4,2	9,2	4,1	3,1
болезни органов дыхания	1383,9	1098,1	946,1	712,7	391,7	628,7	860,7	992,6
болезни органов пищеварения	30,3	38,1	21,1	18,2	35,1	54,1	96,2	13,3
болезни мочеполовой системы	34,1	30,3	16,2	17,3	26,2	27,3	30,1	19,2
болезни костно-мышечной системы	9,1	9,2	8,1	2,2	4,1	6,1	4,2	2,1

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зырянский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

Нужно отметить, что уровень болезней органов дыхания среди детей изучаемых городов имел почти двадцатикратное превышение показателей заболеваемости по другим классам болезней.

Среди детей изучаемых районов наименьший показатель общей заболеваемости оказался в контрольном Тарбагатайском районе (543,6 на 1000 населения). Уровень общей заболеваемости в Глубоковском, Курчумском, Уланском и Шемонаихинском районах имел дву- и трех кратное превышение по сравнению с таковым в Тарбагатайском районе (808,5; 963,9; 1008,5; 1466,2 на 1000 населения соответственно $P < 0,05$; 0,05; 0,01 и 0,01).

По большинству отдельных классов заболеваний уровни общей заболеваемости детского населения контрольного Тарбагатайского района оказались существенно ниже, чем в основных районах. Особенно значительные превышения зафиксированы по инфекционным заболеваниям, болезням эндокринной системы, болезням органов дыхания и врожденным аномалиям.

Оценка показателей общей заболеваемости детского населения ВКО в динамике не позволила установить ее существенного повышения в 2000 г. по сравнению с 1990 г. как среди городских детских контингентов, так и среди сельских.

Из отдельных классов заболеваний существенное повышение уровней в 2000 г. отмечено по заболеваниям мочеполовой и костно-мышечной систем. Уровни остальных классов болезней среди детских контингентов 1990 г. существенно не отличались от таковых в 2000 г.

Особый интерес в плане изучения связи действия радиационных и нерадикационных факторов окружающей среды на население изучаемых городов и районов представлял анализ показателей распространения врожденных аномалий (пороков развития), так как наиболее чувствительными к воздействию факторов окружающей среды являются плод, новорожденные и дети.

В мировой практике регистрации пороков развития существуют относительные показатели «нормального спонтанного уровня» пороков развития – уродств, среди новорожденных. Для высокоразвитых стран, в том числе, Казахстана, спонтанный

уровень пороков развития находится в пределах 0,5-1 случая на 1000 новорожденных. При анализе уровня врожденных аномалий среди детского населения изучаемых городов и районов ВКО оказалось, что самый низкий уровень этого показателя отмечен среди жителей города Зырянска и в контрольной группе (2; 2,2 на 1000 населения соответственно). Среди населения г. Лениногорска этот показатель имеет семикратное превышение над показателем контроля и четырнадцатикратное превышение над показателем спонтанного уровня (14,7 на 1000 населения, $P < 0,001$). Среди населения г. Усть-Каменогорска уровень врожденных аномалий оказался в 2,5 раза выше, чем в контроле ($P < 0,05$).

Структура общей заболеваемости детского населения изучаемых городов ВКО по состоянию на 2000 г. не имела существенных различий (Табл. 4). Более 70% удельного веса от всех классов, формирующих структуру, составляли болезни органов дыхания, существенно не отличаясь в различных городах. Второе- третье- четвертое- пятое место занимали болезни органов пищеварения, инфекционные заболевания, болезни мочеполовой системы и болезни нервной системы. Удельный вес остальных классов заболеваний имел довольно широкий диапазон в пределах 0,3 - 4,8%.

Распределение структуры заболеваний в основных изучаемых районах ВКО в большинстве своем существенно не отличалось от такового в контрольном Тарбагатайском районе. Исключение составляет преобладание удельного веса инфекционных заболеваний среди детей основных районов по сравнению с контрольным Тарбагатайским районом. Зафиксировано двукратное превышение в Курчумском и Шемонаихинском районах удельного веса инфекционных заболеваний по сравнению с контрольным Тарбагатайским районом и более чем трехкратное по сравнению с Уланским и Глубоковским районами. Так же, как среди детей городов, наибольший удельный вес (до 70%) составляли болезни органов дыхания. Третье-четвертое и пятое места в структуре общей заболеваемости детского населения изучаемых районов занимали болезни органов пищеварения, болезни мочеполовой системы и болезни

ДИНАМИКА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ ДЕТЕЙ ТРЕТЬЕГО ПОКОЛЕНИЯ ВОСТОЧНО-КАЗАХСТАНСКОЙ ОБЛАСТИ, РОЖДЕННЫХ ОТ ОБЛУЧЕННЫХ РОДИТЕЛЕЙ И ПРОЖИВАВШИХ В УСЛОВИЯХ ДЕЙСТВИЯ НЕРАДИАЦИОННЫХ ФАКТОРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

крови и кроветворных органов. Удельный вес других классов болезней колебался в пределах 0,4-2,3%.

Практически не обнаружено существенных различий распределения структуры общей заболеваемости детского населения ВКО в 2000 г., за исклю-

чением снижения удельного веса болезней нервной системы (в 2 и более раза) в 2000 г. по сравнению с 1990 г. среди городских и сельских детских контингентов (Табл. 5).

Таблица 4. Структура заболеваемости детского населения восточно-казахстанской области 2000 г. (в %)

нозология	города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
инфекционные заболевания	4,79602	2,0751	7,2835	11,5152	3,51361	7,44890549	11,08577	6,186059
новообразования	0,13868	0,1771	0,0815	0,03711	0,0184	0,02074904	0,059494	0,088665
болезни эндокринной системы	1,62371	3,0099	0,1358	0,34632	1,3429	7,2517896	1,576599	2,059746
болезни крови и кроветворных органов	2,57714	1,0127	1,9278	4,25479	10,1545	3,31984646	2,944968	1,55504
болезни нервной системы	4,71513	3,1091	4,7516	2,15213	1,43488	1,82591555	2,092216	5,340336
болезни системы кровообращения	1,00543	0,0142	1,8056	0,98949	1,74761	0,46685341	0,436292	0,818442
болезни органов дыхания	71,3799	75,935	73,086	71,1688	65,3606	68,0568524	71,12543	67,66471
болезни органов пищеварения	6,15394	2,5283	6,2042	3,38899	10,3753	5,79935678	4,531482	7,120447
Болезни мочеполовой системы	5,84768	4,1643	3,6655	3,92084	3,44003	3,33022098	4,065444	5,667712
болезни костно-мышечной системы	1,21345	4,8017	0,7399	0,90291	1,47167	1,70142131	0,922162	2,366662
врожденные аномалии	0,54894	3,1728	0,319	1,32344	1,14054	0,77808901	1,160139	1,132178

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

Таблица 5. Структура заболеваемости детского населения восточно-казахстанской области 1990 г. (в %)

Нозологии	города и районы							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Болезни эндокринной системы, питания	0,209271	0,097206	0,425495	4,432839	0,247578	1,391875071	0,2194229	0,108192
болезни крови и кроветворных органов	1,331116	0,798783	0,550135	0,923002	5,98493	3,055335521	1,2352702	0,236991
болезни нервной системы	5,635983	5,9634	6,605923	9,363614	12,04521	12,50424352	6,6964648	5,095312
болезни системы кровообращения	0,192071	0,245129	0,494262	0,376488	0,678149	1,075025461	0,3575782	0,319423
болезни органов дыхания	87,93491	86,78839	87,7251	80,59874	69,51561	72,07197013	79,504266	91,20041
болезни органов пищеварения	1,906373	2,992266	1,938368	2,082827	6,243272	6,144619215	8,8338073	1,154044
болезни мочеполовой системы	2,187312	2,409028	1,508574	1,967452	4,585576	3,077967636	2,7468508	1,74137
болезни костно-мышечной системы	0,602968	0,705803	0,752138	0,25504	0,699677	0,678963449	0,4063388	0,144256

1-Усть-Каменогорск, 2-Лениногорск, 3-Зыряновский, 4-Глубоковский, 5-Тарбагатайский, 6-Курчумский, 7-Уланский, 8-Шемонаихинский

ОБСУЖДЕНИЕ

Анализ представленных материалов показывает, что проживание детей в условиях действия радиационных и нерадиационных факторов окружающей среды связан с риском возникновения различных заболеваний, более существенными предпосылками перехода некоторых острых заболеваний в хронические. Мы понимаем, что анализ вклада радиационного фактора в формирование различной патологии детского возраста в условиях проживания на территориях ВКО весьма затруднителен, так как ежегодные дозовые нагрузки за последние 30 лет не превышали таковые от естественного фона. В имеющихся в нашем распоряжении литературных данных практически нет сведений о характере и объемах медицинских последствий для детей с опосредованным радиационным воздействием (через родителей). Поэтому, на наш взгляд, наиболее реальной является оценка связи нерадиационных факторов с некоторыми классами заболеваний с учетом возможного опосредованного влияния радиационного фактора.

По данным [5,6,7] установлена зависимость уровня заболеваемости детей от степени загрязненности окружающей среды. Учитывая четырехбальную систему степени загрязненности от меньшей к большей, уже при средней степени загрязненности

заболеваемость детей увеличивается более, чем по 30 нозологическим формам. В загрязненных районах чаще, чем в «чистых», помимо увеличения заболеваемости детей, так же чаще фиксируются неблагоприятно протекающие беременности и роды.

По данным Г. Баренбойма (1990) при воздействии таких вредностей, как сернистый газ и сероводород, фенолы, окись азота и углерода в концентрациях в 7-9 раз больше ПДК, респираторные заболевания детей до 14 лет увеличивались вдвое, а также в три раза увеличивалось число инфекционных болезней и болезней мочевыделительной системы. Авторы считают, что напряженная экологическая обстановка приводит к изменению микроструктурных процессов на клеточном и органном уровнях, в результате чего происходит ретармирование иммунного гомеостаза.

Созвучные с этими данными были опубликованы материалы, в которых показано, что проживание детей в радиоэкологически неблагоприятных условиях сопровождается увеличением заболеваемости детей.

При исследовании состояния здоровья детей, живущих в сельской местности в районе Тотского ядерного взрыва [8] было установлено, что распространение неинфекционных заболеваний у детей загрязненной области составляет 92%. Среди них

превалируют органические патологии, включающие гиперплазию щитовидной железы, лимфоаденопатию, желудочно-кишечные, сердечно-сосудистые и другие заболевания.

Повышение болезненности, снижение физического развития и наличие иммунодефицитных состояний у детей, проживающих на радиоактивно загрязненных территориях в результате Чернобыльской АЭС установлены при анализе исследований, проведенных Кирилловым В.Ф. [9].

Таким образом, анализ динамики заболеваемости детского населения изучаемых городов и районов ВКО позволяет констатировать наличие избытков заболеваний практически по всем классам болезней среди детских контингентов основных районов. Наиболее значимые превышения показателей заболеваемости детей зарегистрированы по таким классам болезней, как инфекционные заболевания, болезни эндокринной системы, болезни нервной системы и, особенно, болезни органов дыхания. Все вышеуказанные классы болезней являются высокочувствительными к воздействию радиационных и нерадикационных факторов окружающей среды, но наиболее показательными в этом плане являются сравнения официально фиксируемых врожденных аномалий, связь которых с воздействием вышеуказанных факторов является установленной. Двукратное превышение врожденных аномалий в основных районах, несомненно, связано с мощными эксцессами в экологической составляющей факторов воздействия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Муразабекова Г.С., Каюпова М.А. Перинатальная смертность и пути ее снижения // Здравоохранение Казахстана.-1991.- №7.-С.29-31.
2. Баранов А.А., Щеплягина Л.А., Балева Л.С. Научные исследования в области медицинской защиты детей в связи с аварией на Чернобыльской атомной станции //Материнство и детство.-1991.- №12.-С.3-5.
3. Тастанбеков Б.Д. Проблемы охраны здоровья матери и ребенка в Казахской ССР и пути ее решения //Здравоохранение Казахстана.- 1992.- №12.- С.3-8
4. Молчанов Г.И., Сучков И.Ф. Радиация: питание и фитотерапия.- М.: СП "Парамедик", 1992.-С.79.
5. Кулманов М.Е., Амрин К.Р., Хасенов К.Д. Применение трехточечной интерполяции в количественной оценке зависимости состояния здоровья населения с факторами окружающей среды //Здравоохранение Казахстана.- 1985.- №8.- С.14-16.
6. Силла Р.В. Некоторые факторы, определяющие заболеваемость детей /ДУ ЭССР// Гигиена детей и подростков – важное звено профилактической медицины- Таллин, 1989.-С.59-60.
7. Воробьева И.В. Соматические и генетические последствия действия радиации (сравнительный аспект) // Радиобиология.-1991.-Т.31.- №4.- С.568-570.
8. Lebed'kova S.E., Sumenko V.V., Katsova G.B. et al. Health status of children living in rural localities in the area of Totsk nuclear explosion// Gig Sanit 1998 Nov-Dec; (6) : 50-3
9. Kirillov V.F., Minnibaev T.S., Bochkov N.P. et al. Children's health in zone of radioactive pollution caused by the Chernobyl accident // jid9215641 2001; (1):21-3
10. Баренбойм Г. Экологический риск //Химия и жизнь.-1990.-№2.- С.26.

Мы считаем, что представленные материалы являются подтверждением вредоносного влияния радиационных и нерадикационных факторов окружающей среды при формировании основных показателей здоровья изучаемых детских контингентов. Выбранная нами для сравнения контрольная группа детей проживала в адекватных с основной группой социальных условиях, поэтому избытки общесоматических заболеваний и увеличение уровня пороков развития среди детей основных групп, несомненно, связаны с действием комплекса факторов окружающей среды. К сожалению, наши материалы не могут являться доказательством сочетанного воздействия факторов окружающей среды на выявляемые избытки патологических состояний среди детей, однако объемы медицинских потерь позволяют предположить подобное действие.

Выводы

Заболеваемость детских контингентов основных районов и городов ВКО существенно превосходит таковую в контрольных группах. По отдельным классам заболеваний (инфекционные, паразитарные болезни, заболеваний эндокринной системы, заболеваний нервной системы и, особенно, системы дыхания) зарегистрировано двукратное превышение по сравнению с показателями контроля. Зарегистрировано четкое нарастание динамики по показателям пороков развития среди детей основных групп, за весь период исследования уровень пороков развития существенно превышал таковой в контрольных группах.

ШЫҒЫС ҚАЗАҚСТАН ОБЛЫСЫНЫҢ СӘУЛЕЛЕНГЕН ЖӘНЕ ҚОРШАҒАН ОРТАНЫҢ РАДИАЦИЯЛЫҚ ЖӘНЕ РАДИАЦИЯЛЫҚ ЕМЕС ФАКТОРЫ ЖАҒДАЙЫНДА ТҰРАТЫН АТА-АНАЛАРДАН ТУҒАН ҮШІНШІ ҰРПАҚ БАЛАЛАРЫ АУРУЫНЫҢ ДИНАМИКАСЫ

¹Б.И. Гусев, ¹Л.М. Пивина, ¹К.Н. Апсаликов, ¹Н.Ж. Чайжунусова,
¹А.Е. Мансарина, ¹О.Н. Саматугина, ²Б. Гроше, ²С. Бауэр

¹*Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан*

²*Радиациялық гигиена институты, Мюнхен, Германия*

1990-2000 ж. аралығында ШҚО балалар ауруларын сипаттайтын негізгі көрсеткіштері талданды. Зерттеу жүргізілген қалалардағы балалар арасында жалпы аурулар көрсеткіштері, сондай-ақ аурулардың жекелеген кластары бойынша айтарлықтай өзгеріс байқалған жоқ. Глубокий, Улан, Шемонаиха аудандарының балаларының арасында тыныс жолдары ауруларының көрсеткіштері, сондай-ақ әртүрлі кемістікпен жарымжан балалардың саны біршама көбейген.

DINAMICS OF INCIDENCE AMONG CHILDREN OF THIRD GENERATION BORNED FROM PARENTS EXPOSED TO IONIZING RADIATION, AND LIVING IN THE CONDITIONS OF EXPOSURE FROM NON-RADIATION FACTORS OF ENVIRONMENT

¹B.I. Gusev, ¹L.M. Pivina, ¹K.N. Apsalikov, ¹N.Zh. Chaizhunusova,
¹A.E. Mansarina, ¹O.N. Samatugina, ²B. Groshe, ²S. Bauer

¹*Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan*

²*Institute of Radiation Hygiene, Munich, Germany*

We have analyzed the main child's incidence rates (III generation) of East-Kazakhstan region for the period 1990-2000. The significant changes of general incidence rates and some diseases among the children of East-Kazakhstan region have not been fixed. The significant exceeding of rates of respiratory system diseases and congenital anomalies has been found among the children of Glubokovsky, Ulansky and Shemonaichinsky districts.

УДК 535.23:613.648

ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕПРОДУКТИВНОГО ЗДОРОВЬЯ ПОТОМКОВ ЛИЦ, ПОДВЕРГАВШИХСЯ ПРЯМОМУ ОБЛУЧЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ (ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ СООБЩЕНИЕ)

Гусев Б.И., Раисова Г.К., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н., Щербакова С.В., Мансарина А.Е., Саматугина О.Н.

НИИ радиационной медицины и экологии, Семипалатинск, Казахстан.

Проанализированы истории родов 10438 женщин, рожденных в период с 1939 по 1962 гг. Из них 8222 женщины подвергались облучению в дозе 47 сЗв и 2216 женщины подвергались облучению в дозе 94 сЗв. Установлено, что 89,3% случаев роды относились к патологическим. Неонатальная смертность оказалась достоверно большей среди облучавшихся женщин. Пороки развития и уродства фиксировались в 2,5-3 раза чаще среди новорожденных от женщин, подвергавшихся облучению в дозе 94 сЗв.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время публикации, посвященные оценке репродуктивного здоровья населения, подвергавшегося облучению в результате различных радиологических ситуаций, в основном, позволяют интерпретировать эффекты высоких доз облучения. Вопросы последствий внутриутробного радиационного облучения менее изучены и чаще являются результатом экспериментальных исследований. Анализ генетических последствий, в том числе оценка влияния радиационного воздействия на формирование репродуктивного здоровья населения, проведен на основании данных, полученных при бомбардировке японских городов Хиросима и Нагасаки, Чернобыльской катастрофе, медицинских процедур, связанных с применением источников ионизирующих излучений. Все эти сведения носят весьма разноречивый характер.

Установлено, что наиболее чувствительным к воздействию радиации является эмбриональный период. Облучение плода может вызвать серьезные пороки развития, приводящие к повышению уровня внутриутробной и младенческой смертности. Оценка минимальной эффективной дозы, при которой возможно появление таких пороков, основана на экспериментах на животных. Эти оценки показали, что доза 5 сГр может вызвать серьезные пороки, если облучение будет произведено во время наиболее чувствительной стадии развития ткани [1]. Большая часть информации о последствиях перинатального облучения получена в ходе наблюдения над людьми, пережившими атомные бомбардировки. Наиболее важной из этой информации является информация об оценке пороговой дозы для слабоумия, которая находилась в диапазоне 0,2-0,4 Гр. Одновременно было показано увеличение риска онкологических заболеваний среди лиц, рожденных от облученных родителей, в возрасте старше 20 лет [2].

В результате испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне в ареале распространения локальных радиоактивных осадков оказалось более 1,5 млн. человек (жители Казахстана и Российской Федерации). В настоящее время исчерпывающих данных о

состоянии репродуктивного здоровья населения, подвергавшегося прямому облучению и их потомков не имеется. В нашем распоряжении численный и возрастно-половой состав групп радиационного риска, а также эффективные эквивалентные дозы для этого населения. Предварительный анализ материалов, касающихся отдельных аспектов формирования репродуктивного здоровья детей, рожденных от облученных родителей, представляется в данном сообщении.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили истории родов 10438 женщин, рожденных в период с 1949 по 1962 гг. и проживавших в населенных пунктах, расположенных в некоторых районах Семипалатинской области, территории которых загрязнялись продуктами деления.

Был проведен анализ историй родов 8222 женщин, подвергавшихся облучению в средне-взвешенной дозе 47 сЗв., из Жана-Семейского района Семипалатинской области за период с 1978 по 1993 гг. и 2216 историй родов женщин, проживавших в районах со средне-взвешенной дозой облучения населения 94 сЗв.

Возраст женщин на момент родов – от 18 до 40 и старше лет. Естественно, наибольший процент родов зафиксирован в возрасте от 18 до 30 лет – 78,5%. Среди новорожденных мальчики составили 53,4%, девочки – 46,6%.

Анализировались показатели нормальных и патологических родов, наличие выкидышей, мертворожденных и пороков развития. По некоторым показателям рассчитан радиационный риск.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В таблице 1 представлены данные по динамике показателей родов женщин Жана-Семейского района за период с 1978 по 1993 гг.

Оказалось, что подавляющее большинство родов (89,3%) по различным градациям относились к патологическим.

**ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕПРОДУКТИВНОГО ЗДОРОВЬЯ ПОТОМКОВ ЛИЦ, ПОДВЕРГАВШИХСЯ
ПРЯМОМУ ОБЛУЧЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ (ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ СООБЩЕНИЕ)**

Среди выявляемой неонатальной патологии, в основном, фиксировались выкидыши (в среднем 1%), мертворожденные (в среднем, 0,7%) и новорожденные с пороками развития (в среднем, 0,4%).

При сравнении количественных показателей патологических родов среди экспонированных женщин Жана-Семейского района (доза облучения 12,0-82,0 сЗв) и среди женщин, проживавших в районах с наименьшей дозой облучения (до 5 сЗв) существенных различий по числу выкидышей, мертворожден-

ных и родившихся с пороками развития не выявлено.

Мы провели распределение показателей родов среди 2216 женщин в зависимости от дозы облучения (Табл. 2). Среди женщин Абайского и Бескарагайского районов (560 родов), подвергавшихся облучению в средневзвешенной дозе 94,0 сЗв, процент мертворожденных и новорожденных с пороками развития оказался существенно большим, чем среди женщин, проживавших в районах с дозой облучения до 5 сЗв.

Таблица 1. Распределение результатов родов среди населения Семипалатинской области за период 1978-1990 гг.

Районы	Дозы облучения (сЗв)	Результаты родов					Выкидыши		Умершие		Пороки развития	
		всего	патологические		нормальные							
			кол-во	%	кол-во	%	кол-во	%	кол-во	%	кол-во	%
Абайский	28,0-76,0	560	515	92	45	8	23	4,1	12	2	17	3
Бескарагайский	15,0-173,0											
Жарминский	17,0-46,0											
Аягузкий	10,7-28,0											
Чубартауский	10,0-28,0	986	799	81	187	19	32	3,2	12	1,2	9	0,9
Ново-Шульбинский	10,0-15,0											
Чарский	17,0-39,0											
Бородулихинский	10,0-90,0											
Кокпектинский	5,0	670	576	86	94	14	22	3,3	6	0,9	7	1,1
Аксуатский	5,0											
Урджарский	5,0											
Маканчинский	5,0											
Таскескенский	5,0											
Всего		2216	1890	86,3	326	13,6	77	3,5	30	1,4	33	2,5

Таблица 2. Распределение результатов родов среди населения Жана-Семейского района за период 1978-1993 гг.

Годы	Результаты родов					Выкидыши		Умершие		Пороки развития	
	Всего	Нормальные		Патологические							
		Количество	%	Количество	%	Количество	%	Количество	%	Количество	%
1978	318	79	24.8	239	75.2	1	0.3	-	-	2	0.6
1979	350	52	14.8	297	85.2	3	0.9	2	0.5	1	0.3
1980	428	76	17.7	352	82.3	3	0.7	4	0.9	4	0.9
1981	338	51	15.0	287	85.0	3	0.9	2	0.6	1	0.3
1982	418	66	15.7	352	84.3	3	0.7	4	0.9	4	0.95
1983	617	66	10.6	551	89.4	5	0.8	2	0.3	3	0.5
1984	534	63	11.8	471	88.2	10	1.8	3	0.6	2	0.4
1985	648	69	10.6	579	89.4	3	0.46	1	0.1	2	0.3
1986	501	59	11.7	442	88.3	7	1.4	5	1.0	1	0.2
1987	468	43	4.2	425	90.8	10	2.1	3	0.6	2	0.4
1988	436	95	21.8	341	68.2	4	0.9	4	0.9	1	0.2
1989	552	44	8.0	508	92.0	7	1.3	5	0.9	2	0.4
1990	556	30	5.4	526	94.6	6	1.1	8	1.4	2	0.4
1991	326	25	7.6	301	92.4	10	3.1	2	0.6	2	0.6
1992	452	43	9.5	409	90.5	6	1.3	4	0.8	2	0.4
1993	311	18	5.8	293	94.2	2	0.6	5	1.6	1	0.3
Total	8222	879	10.7	6373	89.3	83	1.0	54	0.7	32	0.4

Так, среди женщин с высокой дозой облучения мертворожденные составили 2 %, новорожденные с пороками развития – 3 %, тогда как среди женщин с меньшей дозой облучения эти показатели соответственно составляли 0,9%, 1,1% (RR=2,5; 3,0) (P<0,05; 0,05). Та же картина наблюдалась и при сравнении основных показателей патологических родов женщин с высокой дозой облучения с таковыми среди женщин со средневзвешенной дозой облучения 50 сЗв. Мертворожденные составили 1,2%, новорожденные с пороками развития – 0,9%.

Таким образом, представленные результаты показывают, что появление избытков показателя мертворожденности и рождения детей с пороками развития возможно при достижении дозы облучения свыше 50 сЗв.

ОБСУЖДЕНИЕ

Данные о генетическом риске у людей получены, главным образом, в результате наблюдений за людьми, пережившими атомную бомбардировку, и потомками людей, подвергавшимися облучению в

результате терапии или диагностики. Показано, что у потомков людей, переживших атомную бомбардировку, не было найдено повышенного уровня генетических или цитогенетических последствий. Также не наблюдалось повышенного уровня врожденных пороков, снижения плодovitости и продолжительности жизни по сравнению с потомками необлученных родителей [3]. Так же была показано, что потомки облученных родителей не несли повышенного риска онкологических заболеваний в возрасте до 20 лет [4].

Тем не менее, существуют данные, указывающие на повышенную вероятность рождения близнецов после терапии болезни Ходжкина [5].

Эпидемиологические исследования случаев лейкемии у лиц до 25 лет, рожденных недалеко от Шеллафилдского атомного завода в Кумбрии, Великобритания, показало, что уровень заболеваемости детей родителей, которые работают на этом заводе, выше, чем в контрольной группе и что этот эффект имеет прямую зависимость от дозы облучения, полученной родителями [6]. В других исследованиях

изучалась частота мертворождения [7] и соотношение полов [8] у детей отцов, работавших на этом заводе. Оказалось, что риск мертворождения оказался достоверно статистически зависим от дозы отца, накопленной до зачатия. Этот эффект был особенно замечен в случае, если отец получил более 90 мЗв в течение 90 дней до зачатия.

Необходимо дальнейшее исследование, чтобы подтвердить или опровергнуть, что описанные выше последствия воздействия радиации на работников атомной промышленности действительно произошли в результате внутриутробного облучения и не являются результатом влияния других факторов.

Применительно к нашим исследованиям факт появления избытков патологии родов по показателям выкидышей и порокам развития среди новорожденных при средневзвешенной дозе облучения 94,0 сЗв, требует подтверждения на более представительных по численности группах исследования с учетом подбора абсолютно адекватного контроля, лучше с нулевой дозой облучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Tubiana M, Dutreix J, Wambersie A. Introduction to radiobiology, Taylor & Francis, London, 1990.
2. Yoshimoto Y, Kato H, Shull WJ. Risk of cancer among children exposed in utero to A-bomb radiations, 1950-1984. Lancet 1988; 2: 665-9.
3. Shull WJ, Otake M, Neel JV. Genetic effects of the atomic bomb; a reappraisal. Science 1981, 213:1220-7.
4. Yoshimoto Y. Cancer risk among children of atomic bomb survivors; a review of RERF epidemiological studies. JAMA 1990; 264: 596-600.
5. Swerdlow AJ, Jacobs PA, Marks A et al. Fertility, reproductive outcomes, and health of offspring, of patients treated after Hodgkin's disease: an investigation including chromosome examinations. Br J Cancer 1996; 74: 291-6
6. Gardner MJ, Snee MP, Hall AJ et al. Results of case-control study of leukaemia and lymphoma among young people near Sellafield nuclear plant in West Cumbria. BMJ 1990; 300: 423-9
7. Parker L, Pearce MS, Dickinson HO et al. Still births among offspring of male radiation workers at Sellafield nuclear reprocessing plant. Lancet 1999;354:1407-14
8. Dickinson HO, Parker L., Binks K et al. The sex ratio of children in relation to paternal preconceptional radiation dose: a study in Cumbria, northern England. Journal Epidem Comm Health 1996; 50: 645-52

ЯДРОЛЫҚ ҚАРУДЫ СЫНАУ НӘТИЖЕСІНДЕ ТІКЕЛЕЙ СӘУЛЕЛЕНУ ӘСЕРІНЕ ҰШЫРАҒАН АДАМНЫҢ ҰРПАҚТАРЫНЫҢ РЕПРОДУКТИВТІК ДЕНСАУЛЫҒЫ КӨРСЕТКІШТЕРІНІҢ ДИНАМИКАСЫ. (АЛДЫН-АЛА ХАБАРЛАМАСЫ)

Б.И. Гусев, Г.К. Рансова, Л.М. Пивина, К.Н. Апсаликов, С.В. Щербакова, А.Е. Мансарина, О.Н. Саматугина

Радиациялық медицина және экология ғылыми зерттеу институты, Семей, Қазақстан

1939 жылдан 1962 жылдар аралығында туған 10438 әйелді босану тарихында талдау жасалды. Олардың ішінде 8222 әйел 47 сЗв сәулелену дозасын қабылдаған және 2216 әйел 94 сЗв сәулелену дозасын қабылдаған. Осының 89,3% жағдайындағы босану патологиялық түрге жатқызылды. Сәулеленген әйелдер туған балаларда кемістікпен жарымжан балалар саны 2,5-3 есеге көп болған.

**DINAMICS OF REPRODUCTIVE HEALTH RATES AMONG DESCENDANTS
OF THE POPULATION SUFFERED FROM NUCLEAR WEAPONS TESTING (PRELIMINARY REPORT).**

B.I. Gusev, G.K. Raisova, L.M. Pivina, K.N. Apsalikov, S.V. Shcherbakova, A.E. Mansarina, O.N. Samatugina,

Scientific Research Institute of Radiation Medicine and Ecology, Semipalatinsk, Kazakhstan;

We have analyzed the 10438 deliveries of women born for the period from 1939 to 1962. 8222 women have been exposed to ionizing radiation in dose 47 cZv, 2216 women have been exposed in dose 94 cZv. 89,3% deliveries were abnormal. Neonatal mortality among exposed women was higher than the control mortality. Congenital anomalies among the infants born from women exposed in dose 94 cZv have been fixed in 2,5-3 times more often.

УДК 535.23:613.648

ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК

Адылханов Т.А., Березина М.В., Кенжина Г.Т.

Семипалатинский областной онкологический диспансер, филиал лаборатории медицинской генетики, РЦОЗМиР

В данной статье представлены результаты патогистологического исследования операционного материала щитовидной железы, взятого у 8560 больных с различной доброкачественной и злокачественной патологией этого органа в лечебных учреждениях северо-восточного региона Республики Казахстан за период с 1966 по 2000 гг.

Динамика онкологических заболеваний населения Республики Казахстан и смертности от злокачественных опухолей свидетельствует о неуклонном росте этой патологии. На последнем съезде онкологов страны было отмечено нарастание онкологических заболеваний практически по всем локализациям. Масштабность трагедии очевидна. Нет только ответа на вопрос Чем же обусловлено такое стремительное наступление этого грозного заболевания? Как показывает анализ причин онкологических заболеваний, в большинстве случаев они обусловлены экологическими факторами. Так, увеличение числа больных с раком щитовидной железы на северо-востоке страны в последние годы, ряд специалистов связывают с неблагоприятной экологической ситуацией в регионе.

Воздействие радиации относят к одним из ведущих факторов развития злокачественных новообразований щитовидной железы. Взрывы ядерных устройств, проведенных в течении 40 лет на Семипалатинском ядерном полигоне привели к обширному загрязнению радиоактивными продуктами территории северо-восточного региона Казахстана. Здесь около 1,0 млн. человек подверглись острому и хроническому воздействию доз ионизирующего облучения.

Кроме того в атмосфере, почве, водоемах на территории только Восточно-Казахстанской области зарегистрировано большое количество высокотоксичных загрязняющих веществ, обладающих стромогенным воздействием. Павлодарская область также считается одним из отходоёмких регионов страны.

В связи с этим исследование структуры и частоты злокачественных заболеваний в экологически неблагоприятных зонах имеет большое научное и практическое значение.

Следует отметить, что на сегодняшний день ни эпидемиологические и ни клинические сведения зачастую не отличаются достоверностью. Известно, что только патоморфологический материал может быть пригодным для самых современных методов исследования, чтобы в последующем послужить отправной точкой в выяснении вклада экологических и других факторов риска, выделить "локусы"

высокой частоты, прогнозировать онкологическую ситуацию.

Нами проведен анализ результатов патогистологического исследования операционного материала щитовидной железы, взятого у 8560 больных с различной доброкачественной и злокачественной патологией этого органа в лечебных учреждениях северо-восточного региона Республики Казахстан за период с 1966 по 2000 гг. Женщин было -7700 (89,9%), мужчин -860 (10,0%). Возраст больных колебался от 15 до 86 лет.

При морфологическом изучении операционного материала было выявлено, что основная масса больных была оперирована по поводу узлового (кистозного, коллоидного) и диффузного токсического зоба 4930 (57,6%). Аденомы щитовидной железы в гистологическом материале обнаружены в 1826 (21,3%) случаях наблюдений, причем со значительным преобладанием фолликулярного типа их строения. После зоба и аденом место по числу операции занимала струма Хашимото -1064 (12,4%), далее по частоте встречаемости в операционном материале находился рак щитовидной железы. 639 (7,5%) Остальные случаи были представлены струмой Риделя - 45 (0,95%), гигантоклеточным тиреоидитом де Кервена - 26 (0,2%), а также другими редкими заболеваниями, которые встретились в единичных случаях - это туберкулез, лимфома, гематома и некроз щитовидной железы.

За анализируемый период наибольшее количество операции на щитовидной железе по поводу хирургической патологии этого органа в произведено в Восточно-Казахстанской области с учетом данных морфологического изучения операционного материала полученного в Семипалатинском регионе - 6523, В Павлодарской области операции на щитовидной железе за указанный период выполнено - 2037. Причем, численность населения ВКО (до 1996 г.) и бывшей Семипалатинской области (до 1996г.), а также Павлодарской области за анализируемый период, практически, была равной.

Вопрос взаимосвязи рака щитовидной железы и других узловых поражений этого органа представляет повышенный интерес онкологов с точки зрения причинно- следственных отношений в канцерогене-

**ЧАСТОТА, СТРУКТУРА И ДИНАМИКА РАКА ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ
В СЕМИПАЛАТИНСКОМ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОМ РЕГИОНАХ РК**

зе. В данной работе мы не касаемся результатов морфологического изучения данных по доброкачественным заболеваниям щитовидной железы. Однако следует отметить высокую долю струмы Хашимото и фолликулярных аденом среди них, а также тенденцию к выраженному росту узловой патологии этого органа в последние годы во всех трех регионах.

Влияние экологических факторов, как показывает опыт Японии, может привести не только к увеличению числа больных раком щитовидной железы, но и к росту смертности от этого заболевания. Поэтому большой интерес представляют сведения о морфологической структуре, распространенности и закономерности динамики рака щитовидной железы в обширном северо-восточном регионе РК. Различные виды рака щитовидной железы обнаружены у 639 (6,8%) оперированных больных. Общее число случаев рака щитовидной железы, выявленное у оперированных больных по регионам за время наблюдения и возрастная характеристика представле-

ны в таблице 1 (учитывая особую радиационно-гигиеническую ситуацию, сложившуюся в Семипалатинском регионе, связанную с многолетними испытаниями ядерного оружия, а также тот фактор, что патология щитовидной железы у населения, проживающего на территории этого региона может быть радиоиндуцированной, решено данные полученные в Семипалатинском регионе выделить отдельно Больные, оперированные по поводу рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе составили 285 (44,6%) случаев наблюдений, а в ВКО (без учета Семипалатинского региона) - 213 (33,3%) и в Павлодарской области-139 (21,7%). Как видно из таблицы 1 злокачественные новообразования щитовидной железы встречались чаще в Семипалатинском регионе. Следует отметить, что если в Восточно-Казахстанской области (без учета Семипалатинского региона) частота рака щитовидной железы от общего числа хирургической патологии этого органа составила 5,7% и Павлодарской области -6,8%, то в Семипалатинской области -8,7%.

*Таблица 1. Количество операции по поводу рака щитовидной железы у жителей
Северо-восточного региона Казахстана и распределение больных по возрасту (1966-2000 гг.)*

регионы	до 19 лет		20-29 лет		30-39 лет		40-49 лет		50-59 лет		60 лет и старше		всего	
	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%	абс	%
1. Семипалатинский	17	5,9	37	13	72	25	72	25	50	17,5	37	13	285	44,6
2. В-Казахстанский	5	2,3	33	15,5	57	27	45	21	38	18	35	16	213	33,3
3. Павлодарский	1	0,7	23	16,5	24	17	37	26	25	18	31	22	139	21,7
ВСЕГО	23	3	93	15	153	23	154	24	113	18	68	18	639	100

В Семипалатинском регионе рак щитовидной железы у пациентов до 40 лет и подростков до 19 лет встречался чаще, чем в соседних регионах. Как видно из таблицы 1 число последних там было заметно выше и составило 43,9% случаев наблюдений. В Восточно-Казахстанском и в Павлодарском регионах, в сравнении с Семипалатинским регионом, преобладали лица в возрастных группах 50-59 лет, а также 60 лет и старше.

Злокачественные заболевания щитовидной железы встречаются в виде дифференцированного и недифференцированного рака, резко различающихся по клиническому течению и структуре. Последнее является важным фактором, отражающимся на результатах лечения.

Различные формы рака щитовидной железы по регионам представлены в таблице 2. Из 496 случаев рака гистологически верифицированы следующие дифференцированные его формы: папиллярный-322 (50,4%), фолликулярный-184 (28,3%), смешанный-21 (3,3%). Медулярный рак оказался сравнительно редкой патологией в северо-восточном регионе. Он составил всего 2,5% случаев наблюдений от всей онкологической патологии щитовидной железы. Плоскоклеточный рак встретился также редко - лишь у 6 (0,9%) больных. Недифференцированный рак этого органа имел место всего в 14 (2,2%) случаях. от всех злокачественных новообразований щитовидной железы.

Таблица 2. Морфологическая структура рака щитовидной железы по регионам

Формы рака	С*		ВК*		П*		ВСЕГО	
	абс.	%	абс.	%	абс.	%	абс.	%
Папиллярный	138	48,4	109	51	75	54	322	50,4
Фолликулярный	94	33	63	30	35	25,2	184	28,3
Смешанный	10	3,4	6	2,8	10	7,2	21	3,3
Медулярный	13	4,5	3	1,4	0	0	16	2,5
Плоскоклеточный	4	1,4	2	0,9	1	0,7	6	0,9
Недифференцированный	8	2,8	4	1,8	3	2,15	14	2,2
Без верификации	18	6,3	26	12	15	10,7	58	9
ВСЕГО	285	100	213	100	139	100	639	100

С-Семипалатинский регион, ВК-Восточно-Казахстанский, П-Павлодарская область

Таким образом, анализ собственного материала позволил выявить во всех трех регионах преобладание дифференцированного рака над остальными, а также папиллярного над фолликулярным. Следует отметить, что в ряде случаев имелись значительные трудности в верификации диагноза и точном определении формы рака, в связи с чем была выделена отдельно группа больных (без верификации). Остальные виды опухоли щитовидной железы (лимфосаркома, гемангиома, ангиосаркома, ретикулосаркома) встречались в единичных случаях. Они, как неклассифицируемые опухоли щитовидной железы, отнесены к группе больных без верификации. Всего в указанной группе мы наблюдали 58 (9%) больных.

Медуллярный рак щитовидной железы является особой формой злокачественной опухоли, это обусловлено его гистологическим своеобразием и специфической клинической симптоматикой. Эта форма рака наиболее часто зарегистрирована в Семипалатинском регионе - 13 (4,5%) случаев наблюдений.

Из гистологических особенностей рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе следует отметить частое сочетание его с зобом Хашимото и развитие карциномы на фоне диффузного зоба.

При морфологическом изучении операционного материала недифференцированным раком щитовидной железы чаще страдали также жители Семипалатинского региона области - 2,8%, реже ВКО и Павлодарской области 1,8 и 2,1 %, соответственно. Полученные данные подтверждают сообщения некоторых авторов показывающих, что йодный дефицит увеличивает частоту анапластического рака и определяет сдвиг в сторону большого увеличения процента фолликулярного рака по отношению к

папиллярному. Коэффициент фолликулярного рака был выше у жителей ВКО.

Территория северо-востока Казахстана является биогеохимической провинцией с йодной недостаточностью в объектах внешней среды, наиболее выраженной в Восточно-Казахстанской области, а в Павлодарской области зобная эндемия характеризуется лишь очаговым распространением.

Таким образом, на северо-востоке Республики Казахстан наблюдается рост числа больных раком щитовидной железы, особенно эта тенденция выражена в восточном регионе. Наиболее высокий риск развития рака щитовидной железы наблюдается в Семипалатинской области, где заболеваемость раком выросла в несколько раз.

Высокая частота рака щитовидной железы в Семипалатинском регионе, в сравнении с Северо-восточным регионом может быть связана не только с возможным отдаленным эффектом поражающего действия продуктов ядерного взрыва на щитовидную железу, но и распространенностью эндемического зоба в сочетании с различными другими экологическими факторами.

Рак щитовидной железы ЩЖ уникален тем, что дифференцированные его формы имеют очень низкий потенциал злокачественности. Высокая частота больных с дифференцированными формами рака щитовидной железы в северо - восточном регионе РК и благоприятный прогноз при указанной форме рака позволили определить новые подходы в выборе правильной тактики лечения в сторону органосберегающих операции.

Таким образом, Семипалатинский регион относится к зоне повышенного риска по заболеванию раком щитовидной железы.

ҚАЗАҚСТАННЫҢ СОЛТҮСТІК-ШЫҒЫС ЖӘНЕ СЕМЕЙ АЙМАҚТАРЫНДАҒЫ ҚАЛҚАНША БЕЗ ОБЫРЫНЫҢ ЖИЛІГІ, ҚҰРЫЛЫМЫ ЖӘНЕ ДИНАМИКАСЫ

Т.А. Адылханов, М.В. Березина, Г.Т. Кенжина

Семей облыстық онкологиялық диспансер, медициналық генетика лабораториясының филиалы, БАДСРО

Осы мақалада 1966-2000 ж.ж. аралығындағы Қазақстанның Солтүстік-Шығыс аймақтарындағы емханаларда әртүрлі катерсіз және катерлі дерттану бар 8560 науқас адамдардан алынған қалқанша бездің операциялық материалының патогистологиялық зерттеу нәтижелері көрсетілген.

FREQUENCY, STRUCTURE AND DYNAMICS OF THYROID GLAND CANCER IN SEMIPALATINSK AND NORTH-EASTERN REGIONS OF KAZAKHSTAN

T.A. Adylkhanov, M.V. Berezina, G.T. Kenzhina

Semipalatinsk Regional Oncological Dispensary, Medical Genetics Laboratory Office, RCMBHP

The effort presents results of pathohistological study of thyroid material taken from 8,560 patients with different non-malignant and malignant pathologies of this organ in clinics of north-eastern region of the republic of Kazakhstan during 1966 to 2000.

УДК 577.4:34.338

ЭКОНОМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА

Чугунова Н.С., Балыкбаева С.Ы.

Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК

Показаны методы эколого-экономической оценки состояния окружающей среды на территории бывшего СИП. Изложена методология расчета эколого-экономических показателей в разных вариантах. Приведены данные, отражающие оценку социально-эколого-экономического ущерба, нанесенного деятельностью военно-промышленного комплекса на территории Семипалатинского полигона.

Особое место в системе эколого-экономических показателей занимает экономический ущерб от экологических нарушений. Рассмотрение ущерба через категорию риска отвечает потребностям оценки экономического ущерба от опасных природных и техногенных процессов, носящих случайный характер. Безопасное проживание людей и организация производства стали общегосударственной проблемой, на решение которой направлен ряд законодательных актов. Такой подход вплотную приближает к возможности использовать модели и методы управления внешним государственным долгом для решения проблемы сохранения окружающей природной среды.

Определение величины совокупного экономического и экологического ущерба, нанесенного деятельностью СИП, остается сложной научно-практической проблемой, что обусловлено следующими причинами: Систематически не проводилась статистика всех затрат на ограничение последствий катастрофы; материалы, отражающие объемы всех материальных и финансовых затрат согласно решениям, принимаемым различными оперативными группами центральных органов бывшего СССР, оказались в архивах России, доступ к которым для Казахстана до настоящего времени все еще закрыт. Определение косвенного ущерба, особенно будущих лет, как и не установленной по вышеназванным причинам величины нанесенного ущерба, требует глубоких взаимосогласованных научных исследований. Социально-психологические последствия вообще не учитываются. В связи с этим была поставлена задача в определении социально-экономического ущерба, нанесенного населению и окружающей природной среде деятельностью Семипалатинского полигона. Для достижения поставленной задачи необходимо было провести социально - эколого - экономическое зонирование территорий прилегающих к Семипалатинскому полигону.

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОГО УЩЕРБА ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

К настоящему времени проведено уже немало исследований, посвященных количественному изучению отрицательного влияния загрязнения окружающей среды на объекты, испытывающие это влияние [1,2]. Исследования по оценке экономического ущерба от загрязнения окружающей среды развиваются с середины 60-х годов. В СССР исследования в этой области осуществлялись Центральным экономико-математическим институтом АН СССР, институтом экономики АН СССР, Московской инженерно-экономической научно-исследовательской лабораторией (МЭНИЛ) Минводхоза СССР, институтом экономики АН ЭССР, Одесским и Львовским отделениями института экономики АН УССР и т.д.

В качестве исходной информации мы использовали статистические и аналитические материалы Института развития Казахстана, Областного управления статистики ВКО, Института радиационной безопасности и экологии Национального Ядерного Центра Республики Казахстан; годовые отчеты министерств, ведомств, ретроспективные материалы, а также результаты исследований Народной Академии Казахстана "Экология".

Для определения экономического ущерба по ряду его элементов необходимы вариантные расчеты для выбора наименьшей его величины и требуются совместные исследования специалистов ряда смежных научных дисциплин — метеорологов, гидрологов, медиков, биологов, социологов, экономистов и др. Схематическое представление о последовательности определения экономического ущерба дает следующая цепочка связей (Рис. 1).

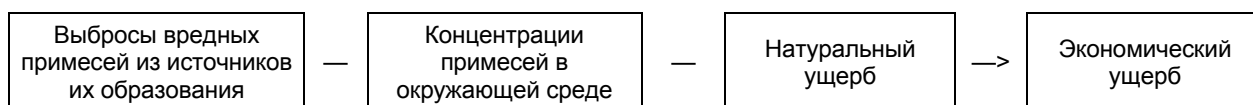


Рисунок 1. Последовательность определения экономического ущерба от загрязнения

Для каждого звена цепочки связей должны существовать самостоятельные (согласованные по параметрам информации) методики.

В звене "выбросы — концентрации" необходимо использовать метеорологические и гидрологические методики, в звене "концентрации — натуральный ущерб" — медико-биологические, физико-химические и социологические методики, в звене "натуральный ущерб — экономический ущерб" — экономические методики.

Состоявшийся эколого-экономический ущерб от загрязнения окружающей среды в результате деятельности СИП может определяться суммой отдельных затрат по формуле [3].

$$U_{\Sigma} = U_n + U_{cx} + U_{жк} + U_{лх} + U_{vx} + U_{of} + U_{vu},$$

где U_n — ущерб населению; U_{cx} — ущерб сельскому хозяйству; $U_{жк}$ — ущерб объектам жилищно-коммунального хозяйства, $U_{лх}$ — ущерб лесному хозяйству; U_{vx} — ущерб водному хозяйству; U_{of} — ущерб основным фондам промышленных предприятий, сельского хозяйства и транспорта; U_{vu} — другие виды ущерба.

В сельском хозяйстве наибольшие потери возникают в результате отчуждения загрязненных сельскохозяйственных угодий, признанных непригодными либо частично непригодными для ведения сельского хозяйства, а также повышения содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, производимой на загрязненных территориях. Поэтому количественная оценка эколого-экономического ущерба должна включать оценку ущерба, связанного с загрязнением сельскохозяйственных угодий, влиянием загрязнения на качество продукции сельского хозяйства, выходом чистой продукции с 1 га загрязненных сельскохозяйственных угодий, себестоимостью единицы этой продукции и др.

Ущерб, причиненный сельскому хозяйству вследствие радиоактивного загрязнения, рассчитывается следующим образом:

$$U_{cx} = U_i + U_n + U_{рек} + U_p + U_{ж} + U_{dez} + U_{дон},$$

где U_i — ущерб от изъятия сельскохозяйственных земель; U_n — ущерб в результате перепрофилирования хозяйств; $U_{рек}$ — ущерб в результате рекультивации загрязненных земель; U_p — ущерб от недобора продукции растениеводства; $U_{ж}$ — ущерб от недобора продукции животноводства; U_{dez} — ущерб в результате работ по дезактивации загрязненных сельскохозяйственных угодий; $U_{дон}$ — ущерб за счет неучитываемых затрат.

В определении эколого-экономического ущерба вследствие деятельности Семипалатинского полигона наиболее приемлемыми к настоящему времени являются показатели удельного эколого-экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству в целом, хозяйству отдельного региона,

отрасли и т.д. для каждого объекта (реципиента) в отдельности. Расчет удельного эколого-экономического ущерба основан на построении всех расчетов от частного к общему, причем количественная зависимость, например, между уровнем загрязнения и заболеваемостью населения, урожайностью сельскохозяйственных культур и износом и выбытием основных фондов промышленного производства и сельского хозяйства выражалась через дополнительные затраты на содержание медицинских учреждений, объектов социально-экономической сферы, в том числе в сельском и лесном хозяйствах, и т. п. Результаты расчета эколого-экономического ущерба, показанные в таблице 2, выполнены на примере трех районов на территории, которых находится СИП (Павлодарская — 39%; Карагандинская — 7%; Восточно-Казахстанская — 54%) загрязненных в результате деятельности СИП. Они позволили определить его удельную величину, а также отработать механизм пересчета этого ущерба для любого района, подвергнувшегося радиоактивному загрязнению. Результаты расчетов свидетельствуют о серьезности негативных социально-экономических последствий, связанных с радиоактивным загрязнением территорий.

В отношении групп показателей, используемых для расчета совокупного ущерба для Казахстана, необходимо констатировать, что в настоящее время практически не разработаны показатели социологических, эколого-культурных, нравственных и общественно-политических аспектов последствий деятельности СИП. Это обусловлено объективными причинами. Так, хотя и принято характеризовать проведение ядерных испытаний как катастрофу, но в этой катастрофичности выделяются преимущественно агропроизводственные подходы к потерям и затратам, основанные на зонировании территории по уровням радиоактивного загрязнения. Не получено еще достаточно обоснованное подтверждение связей между медицинскими диагнозами и данными контроля за дозой облучения, с одной стороны, размером и характером причитающихся населению льгот и компенсаций — с другой. Социально-психологические последствия вообще не учитываются.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЕ ЗОНИРОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ ОБЛАСТЕЙ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К СЕМИПАЛАТИНСКОМУ ПОЛИГОНУ

Для определения объема социально-эколого-экономического ущерба, нанесенного деятельностью СИП был проведен сбор материалов по областям, оказавшимся под продолжительным влиянием деятельности военно-промышленного комплекса (ВПК) и где была значительно нарушена экосистема. (Таб. 1).

**ЭКОНОМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ
СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА**

Таблица 1. Показатели, необходимые для расчета экологического ущерба

		Область				
		ВКО	Карагандинская	Павлодарская	Семипалатинская	ИТОГО
Площадь земель и вид угодий, переданных в пользование ВПК. тыс. га.	всего	11,1	158,6	717,0	941,2	1828,0
	из них:					
	сенокосы	0,08	1,4	-	57,7	59,8
	пастбища	9,3	157,0	-	-	166,3
	прочие	1,8	0,2	717,0	883,5	1602,5
Ср. расчетная продуктивность 1 га в пересчете на животноводческую продукцию, (долл. год)		120700	3080,4	12,0	-	123792,4
Продол. использования земель ВПК. лет		6:29	4мес.: 44 г.	42	30:50	
Пл.ощадь нарушенных земель, на которых необходимо провести рекультивацию тыс. га.		5909	23734	-	2557,0	32200,0
Затраты на рекультивацию 1га нарушенных земель тыс. долл.		1000	1000,0		800,0	1800
Пл.ощадь земель, на которых необходима нейтрализация (дезактивация) тыс. га			-		883,4	883,4
Затраты на нейтрализацию (дезактивацию) 1 га тыс. долл.			-	-	30000	30000
Площадь загрязненных земель, исключенных из всех видов использования, тыс. га			-	33,0	-	33,0
Численность населения, прожив. на загрязнённых территориях в зонах экологического бедствия тыс. га		949,0	70,4	-	841,5	1860,9
Сумма выплат компенсации, тыс. долл.		105,7	0,7	-	80-150	186,4- 256,4

Анализ расчета ущерба от нарушения экосистем различными видами загрязнения, в том числе в результате работы ВПК, позволяет установить основные критерии и методические основы подобных расчетов. На практике расчеты по определению ущерба, связанного с экологической катастрофой, проводятся на различных уровнях за весь период деятельности ВПК. При условии отсутствия научно обоснованной методики и критериев, необходима разработка собственных методических рекомендаций к созданию информационной базы. Результаты этих расчетов позволяют выявить характер и тенденции влияния закономерностей изменения природно-климатических факторов и экологических условий использования природных ресурсов, что сказывалось в социально-экономическом развитии региона.

Прежде всего, необходимо отметить, что до сих пор отсутствуют научно обоснованные разработки методических основ определения ущерба, связанных с нарушением экосистем при использовании различных видов природных ресурсов. Существующие методические и инструктивные материалы по расчету этого ущерба имеют чисто опытный характер, созданы на эмпирической основе и не имеют функциональных основ и научной обоснованности.

Нами использован расчет, при котором принимаются расчетные площади территории, подверженные опустыниванию, их продуктивность и стоимость продукции в кадастровых ценах. В результате определены все статьи потерь по снижению продуктивности естественных кормовых угодий, животноводств, рыбного хозяйства, ондатроводства, затрат по водному хозяйству и транспорту, здравоохране-

нию и на предотвращение пыле-соле-переноса в расчетных областях, как суммарный ущерб за весь период действия ВПК. Методика предназначена для расчета экономического обоснования основных этапов достижения нормативного качества состояния окружающей среды, оценки эффективности осуществляемых мероприятий и природоохранной деятельности предприятий, объединений и других формирований.

Основные критерии социально-эколого-экономической оценки природоохранных мероприятий в современных методиках - это, во-первых, полный экономический эффект, т. е. прирост чистой продукции (или прибыли), и, во-вторых, сумма чистого экономического эффекта (ущерб, денежная оценка природных ресурсов, прирост реализуемой продукции). При этом основой расчета могут служить методика и показатели общей (абсолютной) и сравнительной (относительной) экономической эффективности природоохранных затрат [4].

Используя разработанные методические рекомендации, информационные материалы и данные по трем областям прилегающим к СИП, выполнен предварительный прямой расчет по первому варианту и получены основные составляющие суммарного ущерба. Главными из указанных элементов эколого-экономического ущерба - ущерб, связанный с недополученной продукцией за весь период деятельности СИП, сумма затрат на рекультивацию, нейтрализацию и дезактивацию загрязненных земель, ущерб от выхода земель из оборота, все виды компенсации и затраты на лечение и здравоохранение. Результаты расчета суммарного ущерба сведены в таблицу 2.

**ЭКОНОМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ
СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ПОЛИГОНА**

Таблица 2. Предварительные данные расчета экологического ущерба по областям

	Область				
	Восточно-Казахстанская	Карагандинская	Павлодарская	Семипалатинская	ИТОГО
Ущерб от недополученной продукции	22,2	11,3	361,4	24,0	418,9
Затраты на рекультивацию земель	5,9	23,7	-	2,05	31,65
Затраты на нейтрализацию, дезактивацию загрязненных земель	0,2	-	-	2,7	2,9
Ущерб от вывода земель из всех видов использования	-	-	0,4	0,2	0,6
Компенсация населению, проживающему на загрязненной территории	100,3	0,05	-	96,8	197,15
Затраты на лечение населения	0,001	0,001	0,003	0,001	0,006
Всего Млн. долл. США	128,6	35,05	361,8	125,75	648,5
					1299,7

Таблица 3. Общий объем эколого-экономического ущерба нанесенного ВПК (млн. долл. США)

Отрасль и сфера	ВКО	Карагандинская	Павлодарская	Семипалатинская	Всего
1. Водное хозяйство.					
1.1.Орошение (регулярное) $R_{общ}^{ор} = f_{орощ} \cdot ВП$	43399,0	325356,1	2811819,4	3664439,8	6845014,3
1.2. Обводнение $R_{общ}^{об} = f_{обв} \cdot ВП$	713,2	4979,7	23609,2	15688,7	44990,8
1.3.Лиманное орошение $R_{общ} = f_{ло} \cdot ВП$	2,7	32,1	1399,6	1098,6	2533
1.4.Оазисное орошение $R_{общ}^{оо} = (1\% \text{ от } f_{орощ}) f_{оо} \cdot ВП$	0,1	0,7	5,9	8,8	15,5
2. Агропромышленный комплекс					
2.1. Растениеводство $R_{общ}^{р} = f_{земл}^{р} \cdot ВП$	171,1	2341,2	11562,9	6068,1	20043,3
2.2. Животноводство $R_{общ}^{ж} = f_{общ}^{ж} \cdot ВП$	374,7	3636,5	19996,3	17775,4	41782,9
3. Промышленность	1,2	241,2	2454,8	1668,3	4365,5
4. Атмосфера $У = \delta \cdot \sigma \cdot f \cdot m$	907,9	3061,4	2437,9	416,8	6824
5. Гидросфера $У = \delta \cdot \sigma_k \cdot m$	307540,8	400982,4	1192453,9	52315,2	1953292,3
6. Геосфера	11820,3	553,0	439,9	2052,1	14865,3
7. Акустическая сфера	-	-	-	-	-
ИТОГО	364932	741084,3	4066179,8	3761522,8	8933726,9

Результаты предварительного расчета по первому варианту свидетельствуют о различном уровне социально-эколого-экономического ущерба в разрезе областей нанесенного Семипалатинским полигоном. В целом ущерб по областям, прилегающим к СИП составил 1299,7 млн. долл. США.

Исходя из методологических основ и критериев, выполнен укрупненный расчет социально-экономического ущерба. Главные особенности выполненного расчета и его отличие от всех существующих до этого производственных практических расчетов по определению этого ущерба заключаются в следующем:

1. Была охвачена территория трех областей прилегающих к полигону областей, где нанесен огромный эколого-экономический ущерб деятельностью ВПК.
2. Стоимость затрат на продукцию, на все другие потери индексирована с учетом цен 2001 года [5].
3. Учтен ущерб всех сфер влияния на природопользование и экосистемы региона (атмосфера, геосфера, гидросфера, биосфера и акустическая среда).
4. Использованы критерии, формулы расчета, коэффициенты и методические положения действующих методик на основе их обобщения.

Конкретные расчеты по отраслям и сферам укрупненного социально-экономического ущерба в областях, имеют следующие основные критерии. По

разделу "Водное хозяйство" ущерб по регулярному орошению, обводнению, лиманному и оазисному орошению установлены с учетом площади и их стоимости по всем этим видам мелиорации, по областям (районам), охваченным экологической катастрофой. По промышленности и агропромышленному комплексу учитывается стоимость соответствующего объема продукции по отраслям.

На основании анализа методических рекомендаций по определению экономического ущерба от загрязнения окружающей природной среды, определено, что наиболее приемлемым к настоящему времени являются показатели удельного эколого-экономического ущерба. Определена удельная стоимость продукции на 1 га в ценах 2001 года, пересчитана на всю площадь, отведенную для пользования военно - промышленного комплекса и индексирована на цены 2001 года.

Таким образом, принципиальная особенность методического подхода к расчету эколого-экономического ущерба, нанесенного ВПК регионам (областям) республики по данному варианту, - это учет всего комплекса факторов и системы социально-эколого-экономических показателей, которые оказали различное влияние на развитие производительных сил, производственной и непроизводственной инфраструктуры, жизнеобеспечение человека, флоры, фауны, биосферы в целом и другие сферы.

Сюда же относится учет общей суммы определяемого в данном случае ущерба таких категорий и показателей, как рекультивация и дезактивация земли, исключенные из оборота, затраты на лечение и в целом на здравоохранение, компенсации и т.д. Учет всех категорий и показателей при установлении общего ущерба интегрируется с потерями, связанными с производством валовой продукции различных отраслей народного хозяйства в каждом регионе (области) за весь период деятельности ВПК на данной территории.

Для получения максимальной отдачи от колоссальных затрат необходимых на ликвидацию последствий деятельности ВПК, необходимо использовать централизованное стратегическое планирование и управление программой проведения дезактивации и очистки, которая должна быть нацелена на эффективное сокращение дозы облучения, обеспечение спокойного, устойчивого и здорового образа жизни.

ЛИТЕРАТУРА

1. Балацкий О.Ф., Мельник Л.Г., Яковлев А.Ф. Методы оценки степени загрязнения природной среды // Экономика и качество окружающей природной среды - М; 19989.- С. 26-121.
2. Тихомиров Н.П. Методы оценки экологического ущерба и затрат на его компенсацию на военных объектах. // Экономика природопользования. – М.: - 1996.- С. 88-107.
3. Временная типовая методика оценки экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий. – М: Экономика. - 1986.- 96 с.
4. Лемешев М.Я., Чепурных Н.В., Юдина Н.П. Региональное природопользование: на пути к гармонии - М: Мысль. - 1986.-262с.
5. Региональный статистический ежегодник Казахстана. Статистический сборник 1997-2001.-Алматы: Агентство РК по статистике. - 2002.- 286с.

СЕМЕЙ ПОЛИГОНЫНЫҢ ҚОРШАҒАН ОРТАДАҒЫ ЖАҒДАЙЫНЫҢ ЭКОЛОГИЯЛЫ –ЭКОНОМИКАЛЫҚ ЫҢҒАЙЫН БАҒАЛАУ

Н.С. Чугунова, С.Ы. Балыкбаева

Қазақстан Республикасы, Ұлттық ядролық орталығы, Радиациялық қауіпсіздік және экология институты, Курчатов

Бұрынғы ССП аумағында қоршаған ортадағы жағдайдың экология –экономикалық бағалау әдістемесі көрсетілген. Экология – экономикалық көрсеткіште методологиялық есептеу әр түрлі нұсқасы мазмұндалған. Семей полигонының аумағында әскери-өнеркәсіптік комплексінің іс-әрекетінде экология –экономикалық зиянын бейнелеудегі бағалау мәліметте келтіріліп енгізілген.

ECOLOGICAL-ECONOMICAL APPROACH TO ASSESSMENT OF ENVIRONMENT STATE AT THE SEMIPALATINSK TEST SITE

N.S. Chugunova, S.Y. Balykbaeva

RK NNC Institute of Radiation Safety and Ecology

The paper presents methods used for ecological-economical assessment of the environment condition at the former Semipalatinsk Test Site. It also presents methodology of calculating ecological and economical parameters for different options. Besides, the paper provides data describing assessment of ecological and economical damage caused by defense establishment activities at the Semipalatinsk Test Site.

Выводы

1. На основании анализа методических рекомендаций по определению экономического ущерба от загрязнения окружающей природной среды определено, что наиболее приемлемым к настоящему времени являются показатели удельного эколого- экономического ущерба.
2. Определены социально-экономические критерии и методы определения эколого- экономического ущерба.
3. Разработана система показателей для расчета определения объема социально-эколого-экономического ущерба, нанесенного деятельностью СИП, на основании которой выполнен предварительный прямой расчет и получены основные составляющие суммарного ущерба.
4. В целом ущерб по Восточно- Казахстанской, Карагандинской и Павлодарской областей составил 1299,2 млн. долларов США.

СПИСОК АВТОРОВ

- Абылайулы Ж.А., 158
Адылханов Т.А., 198
Апсаликов К.Н., 163, 170, 173, 179, 184, 188, 194
Артемов О.И., 18, 23, 41
Ахметов Е.З., 36
Ахметов М.А., 29, 41, 132
Балыкбаева С.Ы., 201
Бауэр С., 163, 170, 173, 179, 184, 188
Бахтин М.М., 67, 71
Березина М.В., 198
Буш Ф., 41
Бушнева И.А., 79
Васильев Д.В., 89
Габдулин Р.М., 106
Гераськин С.А., 89
Голикова Н.В., 132
Гроше Б., 163, 170, 173, 179, 184, 188
Гусев Б.И., 163, 170, 173, 179, 184, 188, 194
Дикарев В.Г., 89
Дикарева Н.С., 89
Евсеева Т.И., 89
Екидин А.А., 54
Ермакова О.В., 75
Жазыкбаева Л.К., 179, 184
Журнист А.Г., 158, 161
Зайнуллин В.Г., 118
Кадыржанов К.К., 5
Кадырова Н.Ж., 126
Казачевский И.В., 5, 106, 114
Кайрамбаев С.К., 18, 126
Карабалин Б.К., 126
Каравашева Е.Н., 96
Каширский В.В., 114
Кенжина Г.Т., 198
Ким А., 41
Кичигин А.И., 142
Кнатова М.К., 106, 114
Князев Б.Б., 106, 114
Краснов В.П., 44
Курманбаева Д.С., 132
Курумбаев Р.Р., 163
Ларин В.Н., 23, 111, 132
Логачев В.А., 61
Лукашенко С.Н., 5, 106, 114
Лэнд Ч., 170
Магда И.Н., 79
Мансарина А.Е., 163, 179, 184, 188, 194
Матмуратов С.А., 84
Митрофанов И.В., 84
Михайловская Л.Н., 96
Молчанова И.В., 96
Морозов А.Е., 79
Москалев А.А., 118
Николкин В.Н., 54
Орлов А.А., 44
Осинцев А.Ю., 29
Пивина Л.М., 163, 170, 173, 179, 184, 188, 194
Позняк В.Л., 5
Понякина А.Г., 79
Процкий А.В., 23
Птицкая Л.Д., 10, 18, 29, 41
Раисова Г.К., 194
Раскоша О.В., 75
Рачкова Н.Г., 136
Резников С.В., 5
Саматугина О.Н., 179, 184, 188, 194
Сейсебаев А.Т., 67, 71
Сейтказина Г.Ж., 126
Синяев В.А., 132
Солодухин В.П., 5, 106, 114
Степанов В.М., 106
Стрильчук Ю.Г., 18, 29
Субботин С.Б., 41
Талалаева Г.В., 150
Трапезников А.В., 54
Трапезникова В.Н., 54
Тулеушев А.Ж., 5
Удалова А.А., 89
Умаров М.А., 18, 23
Утешев А.Б., 158
Хажекбер С., 106
Хилл П., 41
Чайжунусова Н.Ж., 163, 188
Чеботина М.Я., 54
Черных А.Б., 79
Чугунова Н.С., 201
Шапошников М.В., 118
Шептякова А.И., 118
Щербакова С.В., 179, 184, 194
Юшков П.И., 54, 96

Материал, содержащийся в настоящем сборнике, был представлен авторами и не редактировался. Указанные авторы несут ответственность за выраженные в нем мнения, которые не обязательно отражают точку зрения редакционной коллегии.

ТРЕБОВАНИЯ К ОФОРМЛЕНИЮ СТАТЕЙ

Статьи представляются до 25 числа первого месяца квартала в двух экземплярах на русском языке или в виде электронной копии (на гибком диске или по электронной почте присоединенным (attachment) файлом) в формате MS WORD версий 2, 6, 95, 97 или 2000 для Windows.

Текст печатается на листах формата A4 (210×297 мм) со свободными полями:

сверху25 мм;

снизу25 мм;

слева.....25 мм;

справа15 мм,

на принтере с высоким разрешением (300-600 dpi).

Используйте шрифты Times New Roman или аналогичные высотой 10 пунктов для обычного текста и 12 пунктов для заголовков.

Текст печатайте через один интервал, оставляя между абзацами 2 интервала.

Название статьи печатайте заглавными буквами. Пропустив 3 интервала после названия, печатайте Ф.И.О. авторов и наименования организаций, которые они представляют. После этого, отступив 3 интервала, печатайте основной текст.

Ответственный секретарь к.ф.-м.н. М.К. Мукушева

тел. (095) 745-54-04, (322-51) 2-33-35, E-mail: MUKUSHEVA@NNC.KZ

Технический редактор А.Г. Кислухин

тел. (322-51) 2-33-33, E-mail: KISLUHIN@NNC.KZ

Адрес редакции: 490060, Казахстан, г. Курчатов, ул. Ленина, 6.

© Редакция сборника «Вестник НЯЦ РК», 2001.

Регистрационное свидетельство №1203-Ж от 15.04.2000г.

Выдано Министерством культуры, информации и общественного согласия Республики Казахстан

Тираж 300 экз.

Выпуск набран и отпечатан в типографии
Национального ядерного центра Республики Казахстан
490060, Казахстан, г. Курчатов, ул. Ленина, 6.

