

ОТДАЛЕННЫЕ  
ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ  
ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИАЦИОННЫХ  
ИНЦИДЕНТОВ:

ТОЦКИЙ  
ЯДЕРНЫЙ  
ВЗРЫВ



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
Уральское Отделение  
Институт экологии растений и животных  
Оренбургская Государственная Медицинская Академия  
Центр экологической политики России

**ОТДАЛЕННЫЕ  
ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ  
ПОСЛЕДСТВИЯ  
РАДИАЦИОННЫХ ИНЦИДЕНТОВ:  
ТОЦКИЙ ЯДЕРНЫЙ ВЗРЫВ  
(Оренбургская область, 1954 г.)**

Под редакцией д.б.н. *А.Г. Васильева*



Екатеринбург  
2000

ББК 31.4  
О81  
УДК 574.3:575.17

Монография издана при финансовой поддержке  
Международного фонда Джона Д. и Кэтрин Т. Макартуров  
(MacArthur Reference № 99-61798-000)

Ответственный редактор *д.б.н. А.Г. Васильев*  
Рецензент *д.б.н. Б.В. Тестов*

О81 **Отдаленные эколого-генетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв (Оренбургская область, 1954 г.) / А.Г. Васильев, В.М. Боев, Э.А. Гилева и др. — 2 изд., дополн. — Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 2000. — 288 с.**

ISBN 5-88464-030-7

В книге обобщены итоги исследований коллектива авторов по изучению отдаленных эколого-генетических последствий Тоцкого ядерного взрыва, произведенного 14 сентября 1954 года в России в Оренбургской области. Авторы провели комплексное изучение природной среды в районах, затронутых взрывом, опираясь на методы радиохимического, радиоэкологического, гистологического, цитогенетического, феногенетического и медико-экологического анализа. Выявлены факты, свидетельствующие об увеличении в зоне влияния Тоцкого взрыва хромосомных aberrаций, а также мелких и крупных морфологических уродств мутационной природы у модельных видов млекопитающих-радиофоров. Обнаружены остаточные эффекты загрязнения радионуклидами территории Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС). Методом ЭПР дозиметрии зубной эмали получены ретроспективные данные об индивидуальной поглощенной дозе радиоактивного облучения местными жителями-очевидцами взрыва. Обсуждаются возможные отдаленные последствия Тоцкого взрыва для населения. Книга представляет интерес для экологов, генетиков, радиобиологов, преподавателей и студентов биологических факультетов университетов, а так же широкого круга читателей, которым небезразличны проблемы экологической реабилитации Урала.

Табл. 52, рис. 15. Библиограф. 244 назв.

ISBN 5-88464-030-7

© Авторы, 2000  
© Оформление. Издательство  
«Екатеринбург», 2000

## ОТ РЕДАКТОРА

---

Среди наиболее актуальных экологических проблем после аварии на Чернобыльской АЭС особо выделяют анализ отдаленных эколого-генетических и морфогенетических последствий загрязнения экосистем радионуклидами и хронического воздействия в так называемых «малых дозах». Хорошо известно, что аналогичная чернобыльской крупная авария произошла в 1957 году в России на Южном Урале вблизи г. Кыштым, где в результате кратковременного аварийного выброса (до 2 млн. кюри) образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), который узкой полосой прошел на северо-восток, пересекая Челябинскую, Свердловскую и Тюменскую области. В свое время информация об этой аварии умалчивалась правительством, и только спустя почти 40 лет были предприняты попытки углубленного исследования последствий этой аварии с привлечением научной общественности и необходимых специалистов (Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале, 1993). Однако, наряду с этими нашумевшими крупными авариями в глубокой тени остаются многие чудовищные события прошлого, которые в первую очередь связаны с испытаниями ядерного оружия в воздушной среде. Наиболее известны ядерные взрывы в атмосфере, произведенные в малонаселенных районах бывшего СССР на острове Новая Земля и на Семипалатинском полигоне. Значительно меньше известно о **Тоцком ядерном взрыве**, который был произведен осенью 1954 года в воздушной среде во время войсковых учений в достаточно плотно населенном регионе Оренбургской области. До сих пор подробности этих испытаний, такие как тип ядерного устройства и другие необходимые детали, которые нужны специалистам для полного понимания действующих в настоящее время негативных экологических факторов, в значительной степени скрыты от общественности.

Проблема индикации отдаленных последствий аварий, к сожалению, регулярно происходящих в атомной промышленности, а также применения и испытания ядерного оружия в воздушной среде изучалась различными специалистами во многих странах мира, однако в каждом таком случае условия воздействия на окружающую среду зачастую специфичны и во многом почти неповторимы. Так, устройство, взорванное на Тоцком полигоне, почти в два раза по мощности превосходило таковые в Хиросиме и Нагасаки. Сильный ветер в верхних слоях атмосферы перед моментом взрыва привел к стремительному выносу 12-километрового радиоактивного пылевого столба за пределы полигона сразу после проведения испытаний. По этой причине степень радиоактивного загрязнения в том районе, где непосредственно производился сброс атомной бомбы, в настоящее время минимальна, хотя внешнее облучение в момент взрыва было очень велико, так как мощность взрыва в тротиловом эквиваленте составляла около 40 кило тонн. Основные продукты взрыва вместе с пылью рассеялись вдоль Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС), причем основная масса радиоизотопов, по-видимому, относилась к короткоживущим и существенно воздействовала на импактные группы населения, агроценозы и естественные экосистемы на ближнем следе в первые десятилетия после взрыва. Все это позволяло ожидать проявления отдаленных последствий взрыва.

К сожалению, этот прогноз оправдывается. По грустной традиции, сложившейся в нашей стране, об отдаленных негативных последствиях этого ядерного взрыва начали говорить лишь относительно недавно. Первыми об экологическом неблагополучии районов, лежащих вдоль ТРАС, заговорили медики (Медико-экологические аспекты..., 1996). Медико-экологические исследования в Оренбургской области, координируемые проф. В.М. Боевым, показали, что в большинстве населенных пунктов, расположенных вдоль ТРАС, резко возросла общая заболеваемость населения, участились случаи заболевания злокачественными новообразованиями, повысилась

число врожденных уродств и нарушений иммунной системы у детей. Администрация Оренбургской области обратила на это серьезное внимание и, несмотря на экономические трудности, в 1993—1995 гг. финансировала проведение комплексных экологических исследований в регионе. Большую помощь в организации исследований и реабилитации районов оказали МЧС и Правительство Российской Федерации. В эти годы были приглашены специалисты: экологи, генетики, радиобиологи, почвоведы из ведущих научных учреждений страны. Авторский коллектив, подготовивший книгу, также принимал участие в этих исследованиях по анализу экологической ситуации в окрестностях Тоцкого полигона в 1994—1997 гг. Поэтому настоящая книга содержит только ту часть полученной различными специалистами информации, которая касается радиоэкологических, гистологических, цитогенетических, феногенетических, тератологических и радиометрических исследований и, безусловно, не претендует на исчерпывающую полноту освещения проблемы. Задача книги скорее заключается в том, чтобы обратить внимание и специалистов и неспециалистов на важность исследований отдаленных последствий испытаний ядерного оружия в целом и последствий Тоцкого взрыва в частности.

Настоящая книга представляет собой расширенное и дополненное переиздание ранее опубликованной коллективной монографии «Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 году (факты, модели, гипотезы)», изданной в 1997 году при финансовой поддержке Международного фонда Дж.Д. и К.Т. Макартуров (GA 96-41191A-FSU) .

При подготовке книги большую помощь авторам оказали заинтересованные в этом исследовании коллеги. Мы благодарны за творческую и практическую поддержку академику РАН В.Н. Большакову, к.б.н. А.Р. Карагезяну, В.И. Беляеву, Т.В. Сурковой, к.б.н. А.В. Леденцову, к.б.н. Е.Л. Щупак, к.м.н. Г.П. Снегиревой, к.м.н. Э.Ю. Маслову, М.С. Шляп-

#### ОТ РЕДАКТОРА

никовой, Е.А. Анохиной, Р.Н. Анохиной, Л.И. Анохиной, а также А.Ю. Кузнецову и Г.А. Кузнецовой. Мы благодарим очевидцев взрыва П.А.Аксенова, В.А.Луневу, Т.И. Каратовских и А.К.Зобову за помощь в сборе необходимых материалов.

Авторы благодарны Комитету по науке Администрации Оренбургской области за большую помощь при организации сбора материала и финансирование начальных этапов исследований, а также администрации и жителям д. Кристалка, д. Кинзелька и пос. Пушкинский Красногвардейского района за проявленное внимание и неоценимую организационную помощь при сборе данных.

Авторы особо благодарны **Международному фонду Джона Д. и Кэтрин Т. Макартуров (MacArthur Reference No.: 99–61798–000)**, без финансовой поддержки которого подготовка и публикация книги были бы невозможны.

Авторский коллектив надеется, что обнаруженные им в районе Тоцкого полигона факты отдаленных экологических и генетических последствий ядерного взрыва привлекут к решению проблемы специалистов смежных направлений. Мы надеемся также, что полученные нами данные будут важны для принятия Правительством РФ, МЧС России и Администрациями Уральских регионов, загрязненных радионуклидами или перенесших испытания ядерного оружия, необходимых решений по скорейшей реабилитации ОС и населения импактных территорий Урала.

**А.Г.Васильев**

## **ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ**

---

### **Краткая история испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне**

В начале 1950-х годов после испытаний ядерного оружия, проведенных армией США в ходе войсковых учений, политическое руководство бывшего СССР приняло решение провести подобные войсковые учения с реальным применением ядерного оружия на территории страны. Аналог атомной бомбы, сброшенной на Тоцком полигоне, был создан в 1951 году и испытан на Семипалатинском полигоне 18 октября 1951 года, где взрыв ядерного устройства был произведен при бомбометании с самолета на высоте 400 метров. Бомбометание производилось не случайно, так как стали известны планы США о превентивном применении ядерного оружия против СССР. Военная авиация США в те времена способна была поднять в воздух до 700 таких бомб. В частности, согласно плану «Дропшот», предполагалось произвести сброс 300 атомных бомб на 100 городов СССР. При этом по предварительному расчету военных должны были погибнуть приблизительно 65 миллионов жителей (Газета «Известия», 1990, 25 марта). По этой причине в условиях «холодной войны» и отрабатывался вариант сброса и подрыва советской атомной бомбы с самолета-бомбардировщика. К этому времени в СССР уже было проведено не одно испытание ядерного оружия, и существовало много реальных данных о способах защиты от его поражающего воздействия. Несомненно, что опасность применения ядерного оружия для здоровья людей была хорошо известна военному и политическому руководству страны. Однако в принятии решения о проведении ядерного взрыва в ходе войсковых учений большую роль, по-видимому, сыграло желание не отстать от армии Соединенных Штатов. С 1951 по 1956 гг. США провели 8 войсковых учений с реаль-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

ным применением атомной бомбы. Следует заметить, что позднее и армия Китая проводила войсковые учения при реальном взрыве атомной бомбы.

В 1954 году было окончательно принято решение о проведении войсковых учений с реальным применением ядерного оружия на Тоцком полигоне, расположенном на западе Оренбургской области. В районе планируемого взрыва был выбран участок пересеченной местности с большим количеством холмов, лощин и лесных массивов (преимущественно дубрав).

Центр цели был расположен в долине между двумя грядами холмов на высоте 195 м над уровнем моря. От центра цели долина тянется с севера на юг на расстояние около 12 км, постепенно понижаясь до уровня реки Самары (около 77 м над уровнем моря). К северу от центра цели холмы смыкаются, охватывая её полукольцом. Рельеф местности постепенно повышается, и на расстоянии 1 км от центра цели высота холмов достигает 257 м над уровнем моря. Склоны холмов пологие, без лесного покрова. Ширина долины у центра цели составляет примерно 400 м.

С восточной стороны долина ограничена грядой холмов высотой 210—250 м над уровнем моря, которая тянется с севера на юг и имеет протяженность около 10 км. На расстоянии 8—10 км за первой грядой холмов, параллельно ей, тянется вторая гряда холмов. Между этими грядами протекает река Маховка.

С западной стороны долина ограничивается грядой холмов высотой 225—235 м над уровнем моря, которая тянется от центра цели с севера на юг всего лишь на 4 км, а затем переходит в группу более низких холмов, доходящих до долины реки Самары. На расстоянии 5—6 км от первой гряды холмов, почти параллельно ей, тянется еще одна гряда высотой 180—240 м над уровнем моря. Между этими грядами протекает река Елшанка.

На север от центра цели местность представляет собой возвышенное плато с отдельными холмами высотой 250—280

м над уровнем моря. Дно долины в районе центра цели ровное, покрыто сухой и полусухой травой высотой до 50 см. К моменту проведения испытания имелся ряд отдельных скошенных участков. В настоящее время в долине много рощ и молодого леса, преимущественно осинника, высотой 3—5 м. На расстоянии до 1,1 км от центра цели встречается молодой сосновый лес. В радиусе 5—6 км склоны холмов и ложин покрыты преимущественно дубовым лесом с диаметром стволов 10—25 см. Встречаются также отдельные осиновые рощи с высотой деревьев до 12 м и диаметром стволов 15—20 см.

Лесные участки через 1 км прорезаны просеками шириной 3—4 м, заросшими густой порослью высотой до 4 м. Березовая и осиновая поросль более густая, чем дубовая. Валежник и бурелом в лесах имеется в небольшом количестве, однако много сухой листвы и травы, по которой может быстро распространяться пламя возникшего пожара. Кроны деревьев сомкнуты на 60—80%.

Руководство Тоцкими войсковыми учениями было поручено Маршалу Советского Союза Георгию Константиновичу Жукову. Была разработана детальная программа подготовки, причем обучение войск проводилось в течение 45 дней. Заранее была проведена учебная отработка бомбометания с самолета Ту-4 с опытным экипажем, который уже осуществлял бомбометание ядерного устройства на Семипалатинском полигоне. Генерал-лейтенант С.А. Зеленцов вспоминает, что на местности в точке сбрасывания бомбы не было заметного ориентира, поэтому была специально оборудована точка прицеливания в виде квадрата, ограниченного белой каймой. В центре квадрата был нанесен белый крест (размером 100×100 м), а по боевому курсу — углы из белых полос. В учениях принимали участие около 45 тысяч военнослужащих разных родов войск. О его масштабности говорит и то, что участникам учений были приданы 600 танков и самоходно-артиллерийских установок, 500 орудий и минометов, 600 бронетранспортеров, 320 самолетов и 6 тысяч тягачей и автомобилей различного

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

назначения. Генерал-лейтенант А.А.Осин вспоминает, что на учения специально были приглашены все министры обороны и представители военно-политического руководства союзных и дружественных СССР стран. Присутствовали руководители Министерства среднего машиностроения СССР во главе с В.А.Мальшевым, а также ведущие физики-атомщики — И.В.Курчатов и др., которые практически осуществили проекты создания ядерного оружия в СССР. По словам подполковника Н.В.Даниленко за 2—3 суток до начала учения прибыли маршалы Советского Союза А.М. Василевский, К.К. Рокоссовский, И.С. Конев, Р.Я. Малиновский и др. За сутки до начала учения приехали Н.С. Хрущев, Н.А. Булганин, И.В. Курчатов. Перед началом учений Н.С. Хрущев с сопровождающими лицами ходили по переднему краю и представляли участникам учений академика И.В. Курчатова, который объяснял сущность будущего атомного взрыва и гарантировал безопасность для всех участников.

**Заселенность района и характер построек.** По характеру заселенности в 1954 году район испытания представлял собой типичную сельскую местность. Ближайшим к месту взрыва населенным пунктом являлась деревня Маховка (173 двора), расположенная в 4,5 км северо-восточнее центра цели. Деревня занимала площадь около 1 км<sup>2</sup>. В 4 км северо-западнее центра цели располагался лесозаготовительный участок, состоявший из трех деревянных и нескольких глинобитных домов полуземляночного типа. В том же направлении, на расстоянии 5 км от центра цели, находилась деревня Орловка (87 дворов). К ней примыкали деревни Ивановка (62 двора) и Елшанка-2 (143 двора). Общая площадь, занимаемая деревнями, составляла около 2 км<sup>2</sup>.

Другие населенные пункты находились на расстоянии более 9 км от центра цели. Перечисленные деревни располагались в долинах рек Маховка и Елшанка. Ширина улиц в этих деревнях составляла 25—40 м, интервалы между домами — 12—25 м. Постройки в деревнях представляли собой одно-

этажные деревянные (рубленные из сосны или дуба) дома, обмазанные глиной или саманные и глинобитные. Кровли построек были, в основном, соломенные, реже железные, тесовые или шиферные. Надворные постройки и колхозные дворы были возведены из самана или плетня, зачастую не обмазаны глиной. Дворы огорожены плетнем из ивняка. Рядом с домами были сложены кучи хвороста, употребляемого в качестве топлива, и стога соломы. Колодцы для воды — открытые, шахтного типа. Растительности (деревьев, кустарников) в населенных пунктах было мало, сады отсутствовали. Ближайшие двухэтажные деревянные дома находились на удалении 6,6 км от центра цели (школа в деревне Елшанка-2), кирпичные — на удалении 10,5—11 км (лагерь, поселок Тоцкое).

**Физическая картина развития облака взрыва и пылевых образований.** Взрыв атомной бомбы был осуществлен 14 сентября 1954 года в 9 часов 33 минуты по московскому времени над Тоцким полигоном в Оренбургской области. Самолет-носитель сбросил бомбу с высоты 8 тыс. м и через 45 с на высоте 350 м последовал взрыв. По принятой классификации он характеризуется как воздушный ядерный взрыв на приведенной высоте:  $H - H/W^{1/3} = 102 \text{ м/кт}^{1/3}$ , где  $H = 350 \text{ м}$  — абсолютная высота взрыва,  $W = 40 \text{ кт}$  тротилового эквивалента — мощность взорванной бомбы (Воспоминания генерал-лейтенанта А.А. Осина). Тип взорванного на Тоцком полигоне устройства до сих пор неизвестен широкой научной общественности. Основным дозообразующим радионуклидом специалистами был принят кобальт-60 (время полураспада  $T_{1/2} = 5,27$  года).

Взрыв атомной бомбы сопровождался ослепительной вспышкой, осветившей местность ярко-белым светом. После вспышки в центре взрыва на высоте 350 м образовалась светящаяся область сферической формы. По наблюдениям яркость светящейся области в первые моменты значительно превышала яркость солнца и затем, с течением времени, уменьшалась. Под действием мощного светового излучения на обширной площади в районе взрыва произошло испарение влаги,

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

а также растрескивание и измельчение частиц грунта, сгорание органических веществ. В результате возникло резкое задымление и запыление приземного слоя воздуха и значительное снижение его прозрачности. Этот слой поглотил часть энергии светового излучения светящейся области и быстро нагрелся до высокой температуры. По оценкам специалистов температура в нагретом запыленном слое составляла  $\sim 800\text{K}$ , а его протяженность до  $\sim 1000$  м от эпицентра. Процесс образования нагретого запыленного слоя под действием светового излучения взрыва происходил до прихода ударной волны.

Сферическая ударная волна, образовавшаяся при взрыве, достигла поверхности земли через  $0,2$  с после взрыва. С этого момента началось регулярное отражение ударной волны от поверхности. При движении отраженной ударной волны по неоднородной среде за фронтом падающей сферической волны в районе эпицентра взрыва образовался вихрь, который впоследствии трансформировался в пылевой столб. Прохождение отраженной ударной волны через светящуюся область вызвало её деформацию — в нижней части светящейся области через  $1,5$  с после взрыва появилась вмятина. Прохождение отраженной ударной волны через облако взрыва ускорило процесс подъема светящейся области в атмосфере и его сворачивание в тороидальное облако взрыва. После того как ударная волна прошла по поверхности расстояние, приблизительно равное высоте взрыва, началось её регулярное отражение, при котором образовалась головная ударная волна, фронт которой был ориентирован перпендикулярно поверхности земли. Переход от регулярного отражения к нерегулярному произошел через  $0,43$  с после взрыва. В результате сформировался пылевой вал, который двигался за ударной волной вдоль поверхности земли до расстояния приблизительно  $1000$  м, высота его составляла  $\sim 100$  м и более. После ухода ударной волны пылевой вал продолжал растекаться и увеличиваться в размерах, его диаметр достиг  $\sim 3500$  м, а высота  $\sim 200$  м.

Через 3,6 с после взрыва поверхность светящейся области начала темнеть, на ней появились отдельные менее яркие пятна, которые разрастались в размерах и вскоре охватили всю поверхность светящейся области. На этом закончилось развитие светящейся области и началось развитие облака взрыва. В конце своего развития светящаяся область имела горизонтальный размер  $\sim 714$  м. Облако взрыва приобрело форму тороидального вихря с клубящейся поверхностью, сквозь которую пробивались языки пламени. Вслед за устремившимся вверх облаком из эпицентральной зоны взрыва начал подниматься огромный пылевой столб, который через 4–5 с приблизился к облаку взрыва и придал ему характерную грибовидную форму. Через 20 с свечение облака взрыва прекратилось. При дальнейшем подъеме верхняя часть облака накрылась белым слоем конденсированных паров воды. Эти пары постепенно обволакивали все облако и стали втягиваться внутрь, образуя при подъеме колоколообразный конденсационный раструб, охвативший пылевой столб. Затем на другой высоте также образовался второй раструб. Примерно через минуту облако взрыва поднялось на  $\sim 4$  км, а через 7 минут — на высоту  $\sim 15$  км. В течение всего времени подъема облако сносилось ветром в восточном направлении. Через 15–20 минут после взрыва облако и пылевой столб рассеялись, и их остатки были унесены ветром. Пылевой вал и основание пылевого столба были перемещены с дымом многочисленных пожаров, которые возникли на местности сразу после взрыва.

Многие очевидцы отмечали, что несмотря на то, что они находились в закрытых блиндажах и траншеях, во время взрыва туда проник яркий свет, то есть наблюдалась ионизация воздуха за счет проникающей радиации. Даже в населенном пункте Грачевка, расположенном на расстоянии до 40 км от места взрыва, очевидец — учитель Б.М.Фролов ощутил вспышку, отдыхая в помещении с закрытыми глазами, а затем хорошо видел как на юго-западе поднимается черно-бе-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

лое грибовидное образование (Газета «Призыв» Грачевского района Оренбургской области, 14 сентября, 1995).

**Некоторые подробности Тоцких войсковых учений.** Подполковник Н.В. Даниленко вспоминает, что примерно через 3 часа после взрыва был получен сигнал атаки, и войска в противогазах на борту бронетранспортеров проследовали в 600 м от эпицентра взрыва. Скорость движения машин батальона Н.В. Даниленко не превышала 16–18 км/ч (Воспоминания подполковника Н.В. Даниленко). С.А. Зеленцов указывает, что войска двигались по дорогам колоннами, впереди которых следовала войсковая радиационная разведка, которая установила, что на расстоянии 400 м от эпицентра взрыва уровень радиации на местности не превышал к 12 часам 0,1 Р/ч. Район атомного удара войска преодолевали со скоростью 5 км/ч, а передовой отряд механизированной дивизии в районе эпицентра — 8–12 км/ч. При этом в момент взрыва в воздухе находились самолеты-истребители на удалении 30–35 км, а бомбардировщики вышли на цель, когда радиоактивное облако уже переместилось на 30 км от эпицентра. Генерал-полковник В.В. Коробушин, однако, отмечает, что некоторые самолеты, нанося удар по наземным целям через 21–22 мин после атомного взрыва, пересекали ножку «атомного гриба» (ствол радиоактивного облака). Дозиметрический контроль показал, что на их фюзеляжах уровень радиоактивного заражения составил 0,2–0,3 Р/ч, а внутри кабины — 0,02–0,03 Р/ч (Газета «Известия», 1990, 25 марта). В.В. Коробушин приводит данные о том, что дистанционный гамма-рентгенометр в 730 м от эпицентра зафиксировал следующие величины: через 2 мин после взрыва — 6 Р/ч, через 10 мин — 10 Р/ч, через 25 мин — 2,4 Р/ч, через 47 мин — 1,5 Р/ч. На удалении 400 м от эпицентра через 2 ч. 30 мин зараженность местности не превышала 0,1 Р/ч. На основании этого генерал-полковник В.В. Коробушин заключает, что, преодолевая зараженный участок местности со средней скоростью 4–5 км/ч, солдаты и офицеры могли получить

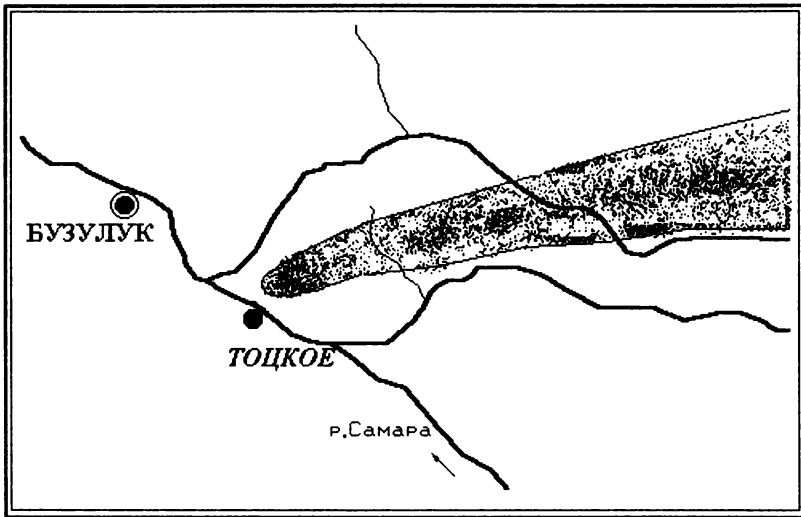
дозу облучения 0,02–0,03 Р, а в бронетранспортерах и танках в 4–5 раз меньше. Такого же мнения придерживаются и специалисты из ЦНИИ Минобороны России, Минатома России и Российской научной комиссии по радиационной защите. По их расчетам в случае преодоления войсками эпицентральной зоны на расстоянии 300–400 м от эпицентра примерно через 1 час после взрыва со скоростью 4–6 км/ч доза облучения личного состава не могла превысить 1–2 бэр, а индивидуальная доза облучения участников учения не могла превысить 0,5 бэр (допустимой величины для постоянно или временно работающих с источниками ионизирующих излучений).

Н.В. Даниленко вспоминает, что на месте взрыва были видны сожженный от корня до верхушки лес, покореженные колонны техники, обожженные животные. На следующий день весь командный состав от командиров батальона и выше возили к эпицентру. В самом эпицентре в радиусе 300 м сгорели все деревья, земля была пепельно-обожженной. Открытые траншеи обуглились и деформировались, уменьшившись с 80 до 7–8 см, а перекрытые траншеи были завалены грунтом. Известно, что войска располагались с двух сторон: «западные» (обороняющиеся) заняли районы на удалении 10–12 км от намеченной точки взрыва, а «восточные» (наступающие) располагались за рекой Маховкой на расстоянии 5 км от центра взрыва. С западной стороны для усиления психологического эффекта параллельно были взорваны два сверхмощных заряда тротила. Через 5 мин после атомного взрыва началась артподготовка, а в конце ее были нанесены бомбоштурмовые удары авиации (Газета «Известия», 1990, 25 марта).

Следует отметить, что согласно наблюдениям, в момент, предшествующий взрыву, в приземном слое воздуха скорость ветра составила 20 м/с или 72 км/ч, а в верхних воздушных слоях достигала 76–101 км/ч, поэтому облако взрыва и столб пыли высотой до 12–15 км были за короткий срок вынесены с полигона в северо-восточном направлении. Общая длина

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

образовавшегося Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС) составила по оценкам специалистов 210 км. Осевая линия следа, как указывают специалисты, прошла приблизительно от деревни Маховка Сорочинского района и, минуя д.Яшкино, протянулась в сторону пос. Пушкинский Красногвардейского района (бывшая деревня Старобогдановка) и далее через д. Рождественка Александровского района области (рис.1).



**Рис. 1. Наиболее вероятно направление Тоцкого радиоактивного следа, образовавшегося после атомного взрыва в 1954 г.**

Направление преобладающего ветра изменялось на начальной стадии образования радиоактивного следа. Быстрое смещение светящегося шара отмечает очевидец В.А. Лулева, которая находилась в населенном пункте в 20 км от места взрыва. По ее словам эвакуация местного населения была экстренной. Рано утром женщин и детей из населенного пункта, расположенного в конце полигона, вывезли за 20 км и разместили в здании школы, а после взрыва должны были возвра-

тить домой. В.А.Лулева вспоминает: «... когда раздался взрыв, то земля стала качаться, а вместе с ней и здание. Посыпались стекла из окон, с потолка штукатурка, была паника. ...Мы с девочкой... вышли на улицу. На улице, правее нас, мы увидели шар. Мы думали, что это солнце, потому что было похоже на восход или на закат солнца. ... По мере того, как шар набирал высоту, он становился ярче и двигался в нашем направлении. В последний раз, когда мы посмотрели на шар, то он был уже левее нас, выше здания и очень-очень яркий, а потом наступила темнота» (Газета ОГМА «Консильнум», 1996). Обе девочки потеряли сознание и были срочно госпитализированы. В.А. Лулева пришла в сознание только на 3-и сутки, позже к ней вернулся слух (в настоящее время она является инвалидом, но компенсации так и не получила). Примечательно, что предварительные теоретические расчеты, проведенные московскими специалистами, показали, что доза внешнего облучения от выпадения продуктов активации на ближнем следе не превышает 1,5 бэр за жизнь (Дубасов и др., 1996). При другом способе оценки такие величины колеблются от 8 до 28 бэр (Катков и др., 1996). По самым свежим данным, приведенным в литературе, максимальная поголощенная военнослужащими из радио-химической разведки доза облучения не могла превышать 110 бэр. Возможно, однако, что эти значения в реальности могут быть в несколько раз больше (см. Гл.6).

Местное население на момент взрыва было временно эвакуировано из населенных пунктов, прилегающих к месту планируемого взрыва. Людей и домашний скот чаще всего выводили из деревень и укрывали в складках местности. Жители д. Кинзелька рассказывали, что их заранее предупреждали о предстоящем взрыве, но не требовали укрыться в домах или подвалах. Большинство людей отнеслись к взрыву с любопытством, игнорировали предупреждение, забирались на крыши и рассматривали свечение на горизонте через специально закопченные стекла. Рассказчик горько признался в том, что он во

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

время взрыва полон огород и невольно оказался в укрытии в понижении местности, а его семилетний брат-близнец забрался на крышу и наблюдал взрыв вместе с родителями. Вскоре брат заболел и умер от лейкоза.

Известно, что наряду с деревней Маховкой полностью сгорели еще две деревни (Ольховка и Елшанка), для жителей которых был специально построен поселок Каганович. Тем не менее, уже к концу сентября большинство людей вернулись в свои дома, а жители Маховки впоследствии вновь отстроили деревню вблизи от места сгоревшей. Потерпевшие материальный, физический и психический ущерб жители получили мизерную компенсацию. Люди, несмотря на радиоактивное загрязнение местности, восстанавливали и вновь отстраивали жилье, возили на зиму дрова из вываленного ударной волной леса, собирали грибы, косили траву, выращивали и убирали урожай и пасли скот в эпицентральной зоне (Русанов, Боев, Копытов, 1996).

В газете «Правда» за 17 сентября 1954 года появилось сообщение ТАСС: «В соответствии с планом научно-исследовательских и экспериментальных работ в последние дни в Советском Союзе было проведено испытание одного из видов атомного оружия. Целью испытаний было изучение действия атомного взрыва. При испытании получены ценные результаты, которые помогут советским ученым и инженерам успешно решить задачи по защите от атомного нападения». Примечательно, что официально не было указано в каком месте произведены испытания, а также то, что они проводились в рамках войсковых учений в достаточно плотно населенном районе. Результаты Тоцких войсковых учений в дальнейшем были (и остаются до сих пор) закрытыми (Русанов и др., 1996).

Известно, что максимум испытаний ядерного оружия в атмосфере приходился на два периода. Первый период охватывает 1954–1958 годы, когда взрывы производились тремя странами: Великобританией, США и СССР. Второй период наблюдался в 1961–1962 годах. В это время большая часть

испытаний проведена США и СССР. Если в первый период по числу взрывов преобладали США, то во второй — СССР. Однако в 1963 году был подписан договор об ограничении испытаний ядерного оружия, согласно которому эти страны обязывались не испытывать его в атмосфере, под водой и в космосе. С тех пор число взрывов в атмосфере резко снизилось, и их проводили в основном Китай и Франция. Тем не менее, подземные испытания проводятся всеми странами достаточно регулярно, но эти взрывы обычно не сопровождаются выпадением радиоактивных осадков и не соприкасаются с поверхностью земли. По данным Научного Комитета по действию атомной радиации (НКДАР) при ООН в 1954 году в мире было произведено 7 ядерных взрывов в атмосфере, в 1955 — 18, в 1956 — 27, в 1957 — 45, в 1958 — более 80. После 1965 года число взрывов в атмосфере не превышало 10 в год, а с 1980 года были произведены лишь единичные испытания. За времена «холодной войны» наибольшее число ядерных взрывов в атмосфере произвели США (около 45%). На втором месте по числу испытаний находится Советский Союз (около 34%). Однако по мощности взрывов на первом месте находится СССР (более 50% от суммарной мощности), а США занимает второе место (33%).

По данным доклада НКДАР ООН обычно радиоактивный материал выпадает неподалеку от места испытания, но некоторая его часть задерживается в тропосфере, которая является самым нижним слоем атмосферы, подхватывается ветрами и перемещается приблизительно на одной широте на очень большие расстояния. В слоях тропосферы радиоактивные вещества в среднем могут находиться около месяца пока не выпадут на поверхность земли. Однако большая часть радиоактивных продуктов во время взрыва выбрасывается в следующий слой атмосферы, то есть, в стратосферу, на высоту свыше 10 км, где они уже могут находиться многие месяцы, медленно рассеиваясь по всей поверхности земного шара. Перемещение радиоактивных веществ в атмосфере происходит

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

достаточно быстро. Например, по данным НКДАР ООН, после взрыва, произведенного 16 октября 1980 г. в пустынных районах Китая, уже 17 октября радиоактивное облако сместилось в район Японии, 19 октября наблюдалось над побережьем США, к 22 октября пересекло Атлантический океан и достигло берегов Европы, а 23 октября его след был замечен в районе Австрии и Италии.

Основной вклад в ожидаемую коллективную эффективную эквивалентную дозу облучения населения от ядерных взрывов (см. терминологические пояснения ниже) дают обычно углерод-14, цезий-137, стронций-90 и отчасти цирконий-95, время полураспада которого всего 64 суток. Радиоактивные цезий и стронций имеют время полураспада около 30, лет и с прекращением крупных выбросов в атмосферу их вклад в облучение в скором времени, то есть уже к концу века, резко сократится. Однако углерод-14 имеет время полураспада 5730 лет и будет влиять на процесс облучения человечества еще очень долгое время. Заметно повысилось загрязнение Европейской части России, Украины, Белоруссии и ближайших стран Европы после аварийного выброса в 1986 году на Чернобыльской АЭС.

Наряду с техногенными радиоактивными веществами значительная роль в облучении населения принадлежит естественным источникам. По данным Ю.В. Дубасова с соавторами (Дубасов и др., 1996), проводивших оценку радиационно-экологического состояния территории Оренбургской области в 1991 году, были выявлены естественные радиоактивные аномалии в Бузулукском, Курманаевском и Первомайском районах, а также в районе г. Орска и ряде восточных районов от Кувандыкского до Светлинского. Оценка радоноопасности показала, что в помещениях Первомайского и Курманаевского районов средние значения объемных активностей в 3–4 раза выше среднего мирового уровня и составляют от 100 до 200 Бк/м<sup>3</sup>. Самое высокое значение — 482 Бк/м<sup>3</sup> было отмечено в г. Орске, хотя в большинстве построек этого населенного пункта уровень был невысок.

В последние годы в связи с привлечением внимания широких слоев общественности к проблемам экологии необычайно остро встал вопрос о загрязнении биосферы Земли радиоактивными продуктами, образовавшимися в результате проведения испытаний ядерного оружия.

В течение 1949–1990 гг. в нашей стране было проведено 715 ядерных взрывов различных типов, что привело к радиоактивному загрязнению окружающей природной среды многих регионов России. Одним из таких регионов является Оренбургская область, где 14 сентября 1954 года был проведен воздушный ядерный взрыв средней мощности. Кроме того, на территории области и в непосредственной близости от её границ проведены 11 подземных ядерных взрывов в интересах народного хозяйства страны (создание подземных газохранилищ, емкостей для захоронения вредных отходов промышленности, сейсмическое зондирование земной коры). В связи с этим возникла необходимость в строгом научном анализе радиационно-экологических последствий указанных испытаний для окружающей природной среды и населения Оренбургской области.

До 1991 года вопрос о реабилитации населения Оренбургской области и предоставлении какой-либо формы компенсации не ставился. Однако после неоднократных обращений в Верховный Совет РСФСР депутатов от Оренбургской области А.А. Чернышова и Т.В. Злотниковой к Тоцкой проблеме было привлечено внимание. В сентябре 1991 года Б.Н. Ельцин подписал распоряжение президента РФ «О мерах по защите населения Горно-Алтайской ССР, Алтайского края и Оренбургской области, проживающего на территориях, расположенных в зоне влияния ядерных испытаний», а также вышло распоряжение Совета Министров РСФСР по Тоцкому вопросу (Русанов и др., 1996). С 1992 года из федерального бюджета стали поступать средства на проведение капитального строительства, осуществление специализированной медицинской помощи и научных исследований в импактных районах Оренбургской области, расположенных вдоль Тоцкого радио-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

активного следа. В 1996 году благодаря многолетним усилиям медиков, экологов и Администрации Оренбургской области, Государственным Комитетом РФ по охране окружающей среды была принята Федеральная целевая программа «Оздоровление экологической обстановки и населения Оренбургской области» (см. Газета «Поиск», июнь, 1997).

Таковы вкратце некоторые наиболее известные подробности Тоцкого ядерного взрыва и связанных с ним событий.

### **Предварительный анализ экологической обстановки в зоне ТРАС**

Профессор В.М.Боев с коллегами из ОГМА проанализировали загрязнение снегового покрова и питьевой воды в сельских населенных пунктах Красногвардейского, Александровского, Сорочинского, Тоцкого, Грачевского и Шарлыкского районов, которые по архивным данным находились в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва. Для сравнительного анализа уровня загрязнения окружающей среды были взяты два населенных пункта Беляевского района, наиболее удаленные от промышленных предприятий и автомагистралей, находящиеся в 200 км. от зоны следа ядерного взрыва.

Поскольку снеговой покров является индикатором существующего загрязнения атмосферного воздуха и отражает специфическую антропогенную нагрузку от отдельных источников, проводился анализ данных по распределению техногенных загрязнений в аэрозольных выпадениях, аккумулярованных снеговым покровом, в выше перечисленных районах Оренбургской области в зимние сезоны 1994—1995 гг. Было проанализировано 50 проб в 32 сельских населенных пунктах шести районов области. Отбор проб проводился за две недели до снеготаяния. Анализ снеговой воды на содержание микроэлементов проводили в спектральной лаборатории Оренбургского геологического управления, рассчитывались коэффициенты концентраций химических элементов ( $K_c$ ) и суммарный показатель загрязнения ( $Z_{\text{сум}}$ ).

Одним из компонентов комплексного воздействия окружающей среды на человека является питьевая вода. Многочисленными научными исследованиями доказано влияние экзогенных химических веществ питьевой воды на здоровье населения (Красовский, 1973, Новиков, Сайфутдинов, 1981). Гигиеническая оценка качества питьевой воды проводилась за период с 1993 по 1995 гг. в соответствии с ГОСТ 2874–82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством». Всего проанализировано 160 проб в 69 сельских населенных пунктах девяти сельских районов Оренбургской области. Отбор проб проводился из водопроводной сети либо из колодцев общественного пользования при отсутствии водопровода. Надо сказать, что различные условия отбора проб не могли не повлиять на показатели качества воды. Поэтому анализ проводился с учетом этих особенностей. Микроэлементный состав воды определялся методом спектрального анализа.

По результатам анализа снежного покрова в исследуемых населенных пунктах было установлено, что снеговые воды гидрокарбонатно-сульфатного типа, минерализация значительно превышает фоновое значение для средних и южных широт России (соответственно 5–6 и 7–8 мг/л) и колеблется в пределах 92–229 мг/л, наиболее высокий уровень минерализации отмечается в Тоцком, Александровском и Красногвардейском районах. Общая жесткость колеблется от 0.36 до 0.95 мг-экв/л. Среди катионов на первом месте кальций, концентрация этого иона колеблется от 5.62 в Александровском до 12.89 в Шарлыкском районе.

Уровень концентраций токсичных и потенциально токсичных микроэлементов расценивается как низкий. Приоритетными загрязнителями являются такие элементы как барий, бериллий, железо, висмут и цинк. Суммарный показатель  $Z_{\text{сум}}$  характеризует уровень микроэлементного загрязнения снега в Красногвардейском районе как низкий, а в остальных обследованных районах загрязнение отсутствует. По отдельным населенным пунктам лишь в с. Бараково Шарлыкского района и

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

в п. Пушкинский Красногвардейского района уровень загрязнения средний, в остальных населенных пунктах — низкий, либо отсутствует.

Таким образом, анализ загрязнения снегового покрова показывает отсутствие выраженного техногенного воздействия на атмосферу населенных пунктов, находящихся в зоне влияния Тощих ядерных испытаний.

Анализ качества питьевой воды показал, что органолептические показатели питьевой воды (запах, привкус, мутность) во всех изучаемых регионах не выходили за допустимые уровни. Уровень минерализации воды в изучаемых регионах высокий, от 0,58 до 1,39 ПДК по районам и от 0,24 до 2,31 ПДК в отдельных пробах. Наивысшая минерализация в Шарлыкском (1,39) и Беляевском (1,28) районах. Жесткость воды колеблется от средней в Красногвардейском районе (0,39 ПДК) до жесткой в Сорочинском, Тощком и Оренбургском районах (0,72–0,94 ПДК), а в остальных районах уровень жесткости выше ПДК (1,02–1,7). Окисляемость воды в большинстве проб очень низкая, ни в одном селе не было зафиксировано превышения ПДК. Количество ионов в исследованных пробах воды соответствует ПДК и достоверно не отличается от контрольного Беляевского района. Уровень содержания в воде нитратов и нитритов кроме проб Оренбургского района не превышает ПДК и достоверно не отличается от контроля.

Микроэлементный состав воды в обследованных регионах имеет значительные различия. Значения коэффициентов  $K_{\text{микроэлементы}}$  ( $K_{\text{микро}}$ ), рассчитанных по приведенной ниже формуле для 22-х микроэлементов приведены в таблице 1.

$$K_{\text{микро}} = \frac{C1}{\text{ПДК}1} + \frac{C2}{\text{ПДК}2} + \dots + \frac{Cn}{\text{ПДК}n},$$

где  $C1, C2, Cn$  — обнаруженные показатели каждого микроэлемента, а  $\text{ПДК}1, \text{ПДК}2, \text{ПДК}n$  — соответствующие предельно допустимые концентрации.

Таблица 1

**Величины коэффициентов  $K_{\text{микро}}$  и  $K_{\text{вода}}$  в районах Оренбургской области, прилежащих к зоне возможного влияния Тоцкого ядерного взрыва**

(\* — различия с контролем статистически достоверны)

Район	Число проб	$K_{\text{микро}}$		$K_{\text{вода}}$	
		$M \pm m$	Уровень значим.	$M \pm m$	Уровень значим.
Беляевский (контроль)	5	2,73 ± 0,61		1,73 ± 0,15	
Бузулукский	4	0,56 ± 0,13	*	0,14 ± 0,03	*
Сорочинский	19	0,87 ± 0,14	*	0,61 ± 0,05	*
Грачевский	15	1,37 ± 0,48		1,00 ± 0,15	*
Шарлыкский	23	1,72 ± 0,48		1,34 ± 0,18	
Тоцкий	11	2,20 ± 0,76		1,02 ± 0,23	*
Красногвардейский	12	4,15 ± 1,82		1,53 ± 0,50	
Александровский	14	5,51 ± 0,85	*	2,02 ± 0,28	
Оренбургский	40	9,86 ± 1,35	*	3,63 ± 0,38	*

Как видно из таблицы, уровень содержания микроэлементов достоверно выше контрольного в Оренбургском и Александровском районах, тогда как в Сорочинском и Бузулукском он, напротив, достоверно ниже контрольного. Из-за малого числа отобранных проб данные для Бузулукского района должны рассматриваться как предварительные. Высокий уровень содержания микроэлементов наблюдается и в воде Красногвардейского района, однако разброс значений по району очень велик, поэтому большая величина ошибки не позволяет выявить достоверного отличия от контроля.

Приоритетными загрязнителями в Оренбургском районе являются бериллий, серебро, барий и марганец (1,98; 1,78; 1,75 и 1,5 ПДК соответственно); в Александровском районе — железо и свинец (2,71 и 2,35 ПДК соответственно); в Красногвардейском районе — титан и бериллий (1,71 и 1,08 ПДК соответственно). Кроме того в воде Тоцкого и Грачев-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

ского районов наблюдается высокий уровень железа (2,61 и 1,34 ПДК соответственно).

Для всех изучаемых районов и для каждого населенного пункта был подсчитан суммарный коэффициент  $K_{\text{вода}}$  по формуле:

$$K_{\text{вода}} = (K_{\text{мин.и жестк.}} + K_{\text{сульф. и хлориды}} + K_{\text{нитраты}} + K_{\text{микро}}) / 4,$$

где  $K_{\text{мин.и жестк.}}$ ,  $K_{\text{сульф. и хлориды}}$ ,  $K_{\text{нитраты}}$  — суммарные коэффициенты, рассчитанные подобно  $K_{\text{микро}}$  по приведенной выше формуле для минерализации и жесткости воды, содержанию сульфатов и хлоридов, нитратов и нитритов. Как хорошо видно из таблицы 1, коэффициент суммарного загрязнения воды  $K_{\text{вода}}$  достоверно выше, чем в контрольном Беляевском районе лишь в Оренбургском районе. В Александровском районе  $K_{\text{вода}}$  выше, чем в контроле, но это превышение не достоверно. В остальных районах загрязнение питьевой воды либо соответствует уровню контроля (Красногвардейский и Шарлыкский районы), либо достоверно ниже его (Тоцкий, Грачевский, Сорочинский и Бузулукский районы). Таким образом, наиболее значительное загрязнение питьевой воды наблюдается в Оренбургском районе, который не попал под воздействие Тоцкого ядерного взрыва. В районах, подвергшихся этому воздействию, загрязнение не превышает контрольного.

Авторы пришли к заключению, что, судя по результатам анализа загрязнения питьевой воды и снегового покрова, экологическую обстановку в населенных пунктах, затронутых Тоцкими испытаниями, без учета радиационного фактора можно было бы оценить как относительно благополучную. Однако в населенных пунктах Сорочинского и Красногвардейского районов, в первую очередь пострадавших от взрыва, в питьевой воде и продуктах питания обнаружены концентрации стронция, иода, бериллия, бария и других химических элементов, превышающие уровень фоновых концентраций (Боев, Воляник, 1995).

Совместно с МГП «Гидроэкология» (С.-Петербург) и НПО «Радиевый институт им.В.Г. Хлопина» (С.-Петербург)

*Предварительный анализ экологической ...*

в 1995–1996 гг. кафедры общей гигиены с экологией человека (Оренбургская государственная медицинская академия) под руководством д.м.н., проф. В.М.Боева провела выборочное исследование поверхностного слоя почв (0–25 см) в населенных пунктах Пронькино, Маховка, Баклановка, Ивановка, Уран Сорочинского района Оренбургской области, расположенных в эпицентральной зоне Тоцкого ядерного взрыва ( $R=30$  км). Был проведен анализ мощности гамма-излучения (50 измерений), содержания в почве радионуклидов радия-226, тория-232, калия-40, цезия-137 (по 22 пробы на каждый радионуклид).

В качестве контрольного региона взят географически удаленный, характеризуемый однотипными ландшафтно-географическими и социально-экономическими условиями проживания, н.п. Буртинский Беляевского района Оренбургской области, расположенный вне зоны влияния Тоцкого ядерного взрыва. Для оценки фонового загрязнения почвы цезием-137 был проведен анализ результатов исследований (418 проб) из 13 районов области (Отчет НПО «Тайфун» Обнинск, 1991; Отчет МГП «Гидроэкология» С.-Петербург, 1994).

Уровень мощности гамма-фона в контрольном населенном пункте укладывается в предел колебаний естественного гамма-фона характерного для Оренбургской области (Трифонов и др., 1996). Данные, полученные в населенных пунктах эпицентральной зоны Тоцкого ядерного взрыва, также соответствуют пределам колебаний естественного гамма-фона и не превышают среднего уровня гамма-фона в контрольном регионе (табл.2).

Полученные данные соответствуют результатам ранее проведенных исследований работниками Приволжскгидромета в 1990–1991 гг.

Концентрации естественных радионуклидов радия-226 ( $18,5-29,0 \pm 18,5$  Бк/г), тория-232 ( $21,1-35,4 \pm 11,9$  Бк/г) и калия-40 ( $374,0-535,0 \pm 86,0$  Бк/г) не превышают соответствующих уровней широтных содержаний, а максимальные значения содержания перечисленных элементов в исследуемых

**Средние значения мощностей доз  
гамма-излучения в пробах почвы**

Населенный пункт	Удаленность от эпицентра в км	Мощность дозы (мкР/час)	
		на высоте 1 м	на высоте 3 см
Эпицентр	-	20,2	19,8
Маховка	5	11,9	11,7
Пронькино	9	11,4	11,1
Баклановка	13	10,7	11,1
Ивановка	17,5	10,4	10,1
Уран	23	9,0	9,0
Буртинский (контроль)	255	14,4	15,0

населенных пунктах не превышают соответствующих значений почв контрольного региона (радий-226 —  $32,8 \pm 7,3$  Бк/г, торий-232 —  $43,1 \pm 6,0$  Бк/г и калия-40 —  $608,0 \pm 88,0$  Бк/г). Содержание цезия-137  $75,0 \pm 32,0$  мКи/км<sup>2</sup> в пробах почв контрольного региона соответствует допустимому значению широтного выпадения цезиевого осадка —  $49,0-73,0$  мКи/км<sup>2</sup> (Катков, 1995). Во всех населенных пунктах, расположенных в эпицентральной зоне Тоцкого ядерного взрыва, плотность загрязнения поверхностного слоя почв (0–30 см) радионуклидом цезием-137 превысила плотность загрязнения почвы в контрольном населенном пункте в 1,2; 1,3; 1,4 и 1,8 раза соответственно для сел Пронькино, Баклановка, Ивановка и Уран (рис.2).

Учитывая, что в большинстве случаев поверхностное цезиевое загрязнение оказывается распределенным по значительному слою почвы, и что с момента взрыва прошло 43 года, т.е. более длительный период, чем период полураспада цезия-137, равный 30,2 года, трудно определить истинный уровень первоначального загрязнения цезием территорий, подверженных влиянию Тоцкого ядерного взрыва. Тем более, что естественная убыль его за счет физического распада и механичес-

Предварительный анализ экологической ...

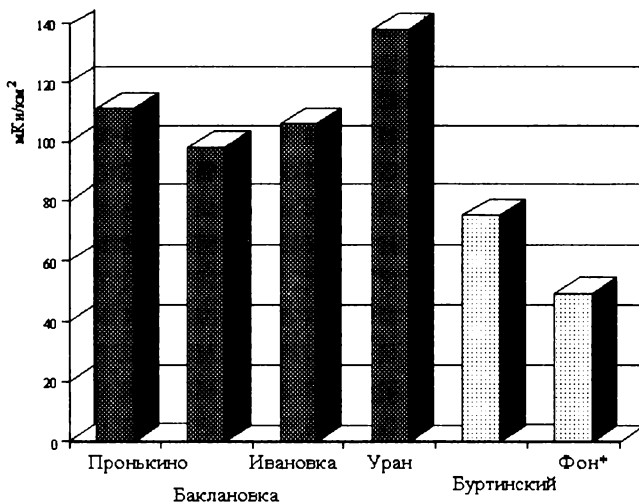


Рис. 2. Средняя плотность загрязнения цезием-137 почвы в населенных пунктах эпицентральной зоны, мКи/км<sup>2</sup>

\* — средняя плотность загрязнения почв Оренбургской области

ких миграций для российских почв происходит с эффективным периодом полувыведения 23 года (Трифонов и др., 1996). Поэтому существует определенная вероятность того, что обнаруживаемые достаточно редко значительные (максимальные) локальные поверхностные радиоактивные загрязнения почвы в районах, подвергшихся влиянию Тоцкого взрыва, можно рассматривать как уровень общего загрязнения этой территории.

Пиковые значения загрязнения почв цезием-137 в эпицентральной зоне (122–138 мКи/км<sup>2</sup>) превышают таковое значение контрольного региона (95 мКи/км<sup>2</sup>) в 1,3–1,5 раза и допустимое максимальное значение широтного выпадения цезиевого осадка в 1,7–1,9 раза.

Для выявления локальных источников цезиевых загрязнений применяются значения глобальных выпадений, характерных для конкретной местности (Катков, 1995), т.е. все пока-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

затели цезиевых загрязнений свыше  $49 \text{ мКи/км}^2$  следует отнести к характеристике заведомо локальных загрязнений. Основываясь на приведенных выше данных, авторы констатируют, что в обследованных районах наблюдается надфоновое радионуклидное загрязнение почвы, обусловленное  $^{137}\text{Cs}$  (Трифонов и др., 1996). Тем самым фактически доказано, что хроническое воздействие радиации в малых дозах на население районов, расположенных в зоне влияния Точского ядерного взрыва, продолжается и в настоящее время. Эти же данные, как справедливо замечают авторы, дают возможность предварительно оценить дозу облучения населения, проживающего в импактной зоне.

Напомним, что количество энергии излучения, поглощенное единицей массы облучаемого тела, называется *поглощенной дозой (D)* и измеряется в системе Си в грях (Гр, Gy). 1 Гр равен 1 Дж/кг. Однако этот показатель не учитывает, что при равной поглощенной дозе воздействие альфа-излучения значительно опаснее бета- или гамма-излучений. Если умножить дозу на коэффициент, характеризующий способность излучения данного вида повреждать ткани организма, то альфа-излучение, например, является в 20 раз более опасным, чем другие. Пересчитанную таким образом дозу принято называть *эквивалентной дозой (H)*. Она измеряется в системе Си в единицах, названных *зивертами (Зв, Sv)*. Один зиверт равен поглощенной дозе в 1 Дж/кг (для рентгеновского, гамма- и бета-излучений). Еще одна системная единица — *беккерель*, которая характеризует единицу *активности (C)* нуклида в радиоактивном источнике. Один беккерель (Бк, Bq) равен одному распаду в секунду для любого радионуклида. Существуют и внесистемные единицы. Внесистемной единицей активности изотопа является *кюри (Ки, Ci)*.  $1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$ . Имеется внесистемная единица поглощенной дозы *рад*, причем  $1 \text{ рад (rad)} = 0,01 \text{ Гр}$ . Внесистемная единица эквивалентной дозы *1 бэр (rem) = 0,01 Зв*. Разные органы в организме имеют разную чувствительность, при равной

эквивалентной дозе могут повреждаться неодинаково, и дозы их облучения заведомо требуется учитывать с разными коэффициентами. Если умножить эквивалентные дозы на соответствующие коэффициенты и просуммировать по всем тканям и органам, то получится показатель, который называется *эффективной эквивалентной дозой*, которая отражает суммарный эффект облучения организма. Этот показатель также измеряется в зивертах. Если сложить все индивидуальные эффективные эквивалентные дозы для данной группы людей, то получится показатель, называемый *коллективной эффективной эквивалентной дозой*, которая измеряется в человеко-зивертах (чел-Зв) и используется для прогнозирования и оценки риска. Наконец, так как разные радионуклиды имеют различную скорость распада и могут сохранять радиоактивность длительное время, то ту коллективную эффективную эквивалентную дозу, которая будет получена многими поколениями людей от радиоактивного источника за все время его существования, принято называть *ожидаемой или полной коллективной эффективной эквивалентной дозой*. Перечень этих понятий будет не полным, если не упомянуть *экспозиционную дозу (X)*, внесистемной единицей измерения которой является широко известный рентген (Р), а в системе СИ — кулон на килограмм (Кл/кг).

$$1 \text{ Кл/кг} = 3,88 \cdot 10^3 \text{ Р.}$$

Существует определенная шкала степени облучения человека, которая корректируется из года в год. Н.Ф. Реймерс (1990) приводит такие данные (табл.3).

По расчетам проф. А.Е.Каткова с соавторами эффективные эквивалентные дозы в этом районе должны составлять в среднем 8,0–22,0 сЗв (эквивал.доза ~ 8,0–22 бэр) за жизнь, а предельные показатели в несколько раз больше. Интерпретируя полученные результаты, эти авторы пришли к следующим заключениям.

Основным уровнем годовой эффективной эквивалентной дозы по их мнению следует считать не фиксированную вели-

**Шкала степени облучения человека**  
(по Н.Ф.Реймерс, 1990)

Эквивалентная доза (H), бэр	Степень облучения человека
450	Тяжелая степень лучевой болезни (погибает 50% облученных)
100	Нижний уровень развития легкой степени лучевой болезни
75	Кратковременное незначительное изменение состава крови
30	Облучение при рентгенокопии желудка (местное)
25	Допустимое аварийное облучение персонала (разовое)
10	Допустимое аварийное облучение населения (разовое)
5	Допустимое облучение персонала в нормальных условиях за год
3	Облучение при рентгенографии зубов
500 мбэр или 0,06 мбэр/ч	Допустимое облучение населения в нормальных условиях за год
100 мбэр или 0,011 мбэр/ч	Фоновое облучение за год

чину, принятую для мирового сообщества, а реальную годовую эффективную эквивалентную дозу, являющуюся фоном для данной территории (Катков, 1995), поэтому фактическая средняя индивидуальная доза для жителей Сорочинского района, достоверно превышающая фоновые значения, во многом обусловлена именно вкладом Тоцкого ядерного взрыва (Катков и др., 1996).

**Проблемы эколого-генетического анализа отдаленных последствий взрыва**

По данным, приведенным проф. В.М.Боевым с коллегами, на протяжении последних 40 лет наблюдений отмечается негативная тенденция основных демографических показателей в районах, расположенных в зоне Тоцкого ядерного взрыва по сравнению с таковыми в контрольном регионе и при сопостав-

лении со среднеобластными данными (Боев, Верещагин, Лебедькова, Русанов и др., 1996). В этих районах только за период с 1985 по 1993 гг. отмечен резкий прирост числа онкозаболеваний. Злокачественные новообразования органов дыхания стали встречаться чаще на 225%, щитовидной железы — на 260%, кожных покровов — на 131%, а по лимфатической и кроветворной системам прирост достиг 670%. Авторы отмечают, что онкозаболеваемость детей возросла в 2 раза. Проведенное цитогенетическое обследование населения выявило статистически достоверное превышение уровня хромосомных aberrаций над контролем, причем у детей частота aberrаций почти в 2 раза выше, чем в группе взрослых лиц. Как указывают авторы, по частоте и спектру генетических отклонений полученные данные сходны с таковыми для населения Брянской области в зоне влияния ЧАЭС.

На основании всех приведенных материалов профессор В.М. Боев с соавторами приходят к заключению о том, что необходимо дальнейшее расширение и углубление исследований по локализации зоны выпадения радиоактивных продуктов деления из облака взрыва, уточнению выявленных параметрических характеристик дозовых нагрузок, выяснению механизмов и определению границ и масштабов радиационного воздействия на население и, наконец, расширение зоны эколого-генетического мониторинга и проведение дальнейшей медико-социальной реабилитации соответствующих групп населения (Боев и др., 1996).

В этой связи проведенные нашим авторским коллективом исследования полностью лежат в русле намеченных профессором В.М. Боевым и его коллегами региональных экологических проблем, а также позволяют определить некоторые ближайшие перспективы их комплексного эколого-генетического решения. В книге излагаются эколого-генетические аспекты решения проблемы, включающие оценку реального радиоактивного загрязнения почвы в районе Топцкого радиоактивного следа, анализ хромосомных aberrаций и мутагенного дей-

## ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ

ствия среды в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва, а также исследование врожденных уродств и аномалий развития у модельных индикаторных видов животных, обитающих на импактных территориях, с применением современных технологий фенотипического анализа. Особое место в книге занимает пионерная попытка изучения методами ретроспективной ЭПР-дозиметрии одонтологических структур для оценки поглощенной дозы, полученной местными жителями-очевидцами испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне. Наконец, приводится детальный медико-экологический анализ отдаленных последствий взрыва и обсуждаются некоторые общие итоги эколого-генетического исследования отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва.

К сожалению, здоровье людей не может подождать пока ученые и чиновники договорятся между собой, а Правительство РФ и Администрации ближайших областей и Республик изыщут средства на проведение исследовательских работ. Требуется срочно выяснить с чем мы все столкнулись, изучая последствия Тоцкого ядерного взрыва? Каковы отдаленные эколого-генетические последствия взрыва? Как они проявятся через несколько поколений? Уже сегодня важно знать, что произойдет в популяции человека с течением лет, когда сменится не один десяток поколений, когда уровень радиоактивного загрязнения приблизится к норме? Проявятся ли отдаленные последствия пережитых популяцией радиоактивных катастроф в индивидуальном развитии будущих поколений людей или бесследно растворятся? Увеличится ли частота крупных и мелких уродств, и чаще ли на загрязненной радионуклидами территории будут наблюдаться врожденные уродства? Как влияет хроническое облучение в малых дозах на устойчивость генома и процессы развития? Все эти вопросы волнуют не только специалистов, но и всех здравомыслящих людей, так или иначе соприкасающихся с невидимой радиоактивной опасностью. Однако человек — один из самых «медленно» живущих видов среди «родичей» млекопитающих:

смена поколений происходит в среднем через 25 лет. Хорошо известно, что за время существования одного человеческого поколения у видов с самым коротким жизненным циклом, т.е. грызунов-эфемеров, сменится до 75 поколений. Таким образом, появляется уникальная возможность на примере популяций этих модельных видов «заглянуть» в отдаленное будущее человеческой популяции, живущей на этой же самой загрязненной радионуклидами территории.

Специальные исследования показывают, что млекопитающие более радиочувствительны, чем другие группы животных. У большинства млекопитающих величины полуетальных доз (ЛД 50/30) при остром облучении рентгеновскими или гамма-лучами лежат в пределах 1,5–14 Гр. Показана возможность экстраполяции в определенных пределах результатов экотоксикологического анализа с этой группы млекопитающих на человека (Безель, 1987; Бочков, Чеботарев, 1989). Поэтому идея использования популяций млекопитающих с быстрой сменой поколений на загрязненной радионуклидами территории в качестве экотоксикологической модели будущей популяции человека имеет под собой вполне реалистическую основу. По этой причине значительная часть материалов книги представляет собой результаты инициативных исследований нашей творческой группы в эколого-генетическом и феногенетическом направлениях, основанных на использовании в качестве экспериментальной модели индикаторных видов грызунов-радиофоров.

Мы отдаем себе отчет в том, что предлагаемые в нашей книге материалы это лишь самый первый пласт исследовательских работ в данном направлении, и что многие элементы данной работы являются постановочными и носят рекогносцировочный характер. Тем не менее, важность затронутой проблематики, связанной с изучением отдаленных эколого-генетических последствий ядерных испытаний на Тоцком полигоне, для экологической реабилитации местного населения и биоты требует безотлагательно заняться рассмотрением поставленных в книге задач и наметить общий путь их ближайшего решения.

## **ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ**

---

В работе нами использовались достаточно распространенные и хорошо апробированные методы и подходы для проведения комплексного эколого-генетического анализа. В первую очередь необходимо было оценить экологическую составляющую, касающуюся определения степени радиоактивного загрязнения территорий, находящихся в зоне возможного влияния Тоцкого радиоактивного следа и за его пределами. Проведен анализ содержания основных радионуклидов в водных и наземных экосистемах в почвенном профиле, растениях и некоторых индикаторных видах животных. Параллельно на тех же объектах сделан химический анализ, позволяющий оценить содержание некоторых тяжелых металлов. Второе направление исследований позволяло приблизиться к оценке генетической компоненты нарушений, опираясь на традиционный цитогенетический анализ характерных повреждений генома в клетках костного мозга модельных индикаторных видов млекопитающих. Третий аспект исследований дает возможность оценить характер и выраженность гистологических и морфогенетических нарушений, приводящих к врожденным аномалиям развития и уродствам, а также выявить возможные отдаленные эколого-генетические последствия взрыва на модельных популяциях вида-радиофора рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) и синантропной домовый мыши (*Mus musculus* L.), рассматривая их как экотоксикологическую модель ожидаемых нарушений развития, приводящих к появлению уродств в будущей аборигенной популяции людей в зоне ТРАС. Четвертое направление работ связано с проведением ретроспективной ЭПР-дозиметрии одонтологических структур, в частности эмали зубов, у очевидцев Тоцкого взрыва. Это позволяет уточнить величину поглощенных доз, полученных

местным населением и войсками в момент испытаний ядерного оружия.

Сочетание всех этих подходов и методов с уже известными медико-экологическими фактами, собранными сотрудниками ОГМА и других медицинских учреждений страны под руководством проф. В.М. Боева, позволяют рассмотреть имеющуюся на сегодняшний момент общую картину возможных отдаленных последствий Тоцкого взрыва в Оренбургской области, определить нерешенные проблемы и наметить новые перспективы дальнейшей работы.

Для оценки степени радиоактивного загрязнения почвенного покрова природных экосистем выбирали сопряженные элементы рельефа, включающие в себя участки суши от водораздела до поймы реки или береговой линии водоема. Такой подход позволяет оценить пути миграции загрязнителей и места их депонирования. В пределах элювиального, транс-элювиального и аккумулятивного ландшафтов выбирались для исследования репрезентативные площадки (участки), где закладывались базовые разрезы и прикопки, позволяющие оценить варьирование свойств почвенного покрова. Проводили традиционное полевое морфологическое обследование почвы, отбирали образцы на лабораторные исследования по слоям по 10 см с привязкой к границам генетических горизонтов с учетом площади до глубины предполагаемой миграции радионуклидов. В местах расположения разрезов производили отбор представительных проб разнотравья.

Почвенные разрезы закладывались в одной или двух повторностях на каждом из обследуемых элементов рельефа. Всего было заложено 26 разрезов, из которых взято для определения радионуклидов 159 почвенных и 23 растительных образца.

Подготовка отобранных проб для анализа агрохимических свойств почв и определение содержания  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  включала высушивание и просеивание образцов грунтов и почв, озоление растений. В подготовленных пробах определили

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

содержание  $^{90}\text{Sr}$  радиохимически по дочернему  $^{90}\text{Y}$ , радиометрию осадков которого проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-16 при ошибке счета не более 15%.  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  определяли фотокolorиметрически с реактивом арсеназо-III, а содержание  $^{137}\text{Cs}$  на многоканальном g-анализаторе типа АИ-256-6 с кристаллом NaJ, активированным Tl при ошибке счета не более 30%. По договоренности с Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова в пробах разнотравья было определено содержание  $^7\text{Be}$ . Идентификация энергетического пика бериллия производилась с помощью многоканального g-анализатора с полупроводниковым детектором.

Содержание плутония определяли радиохимическим методом (Павлоцкая и др., 1984). Химический выход плутония определяли путем внесения в параллельную навеску, по массе равную анализируемым, до ее прокаливанию известного количества  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$  и выделения его в аналогичных условиях. Как показали определения, химический выход плутония варьировал в пределах 85–95%. Образцы плутония, выделенные на ядерных фильтрах, измеряли с помощью сцинтилляционного радиометра типа САС-Р-2 при ошибке счета, не превышающей 25%.

Места взятия проб показаны на карте-схеме (рис.3). В начале Тоцкого радиоактивного следа в радиозэкологическом отношении были обследованы районы населенных пунктов Маховка и Пронькино. Первая точка отбора проб (ТОП) располагалась в районе д. Маховка на берегу пруда, сооруженного в верховье небольшой реки, правого притока реки Самары, впадающей в нее ниже н.п. Тоцкое-2. Пруд существовал до взрыва 1954 г. В момент взрыва д. Маховка, располагавшаяся на берегах пруда, полностью сгорела. Современная д. Маховка находится в стороне от прежней деревни. Место отбора проб почв и растений подобрано таким образом, чтобы перехватить сток со склонов возвышенности, обращенных к месту взрыва атомной бомбы. Почвенные разрезы

приурочены к центральной части днища временного водотока, ведущего к пруду. В этой и последующих обследованных нами точках отобраны пробы почв и растений.

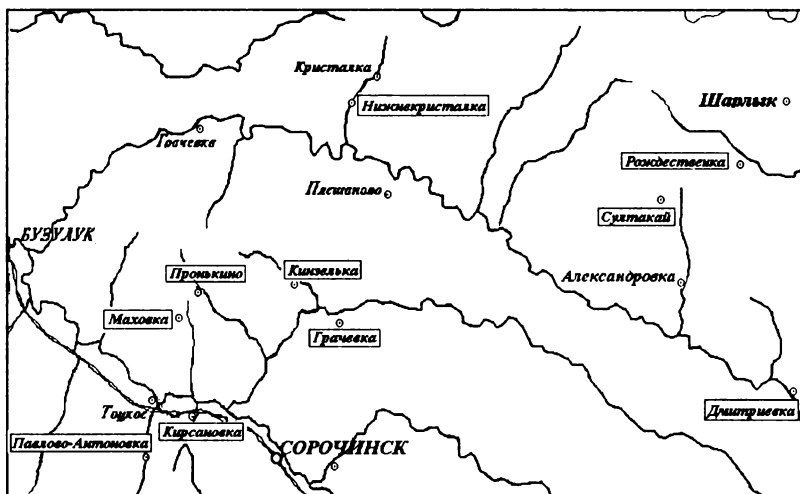


Рис. 3. Карта-схема расположения точек сбора радиозэкологических проб в наземных и водных экосистемах

Вторая ТОП находится в 4-х км к северу от д. Маховка вблизи д. Пронькино. Почвенные разрезы заложены вблизи пруда, расположенного на правом притоке р. Малый Уран, на днище неширокого временного водотока.

Третья ТОП расположена недалеко от д. Кинзелька в районе водохранилища на реке Ольховке, правом притоке р. Малый Уран, впадающем в реку Самару. Водоохранилище создано 10 лет назад. Вдоль правого берега реки расположена широкая пойма, к которой обращены северные склоны гряды. Почвенные разрезы заложены на плоско-выпуклом водоразделе и надпойменной террасе вблизи водохранилища.

Четвертая ТОП расположена около д. Грачевка в 7 км к югу от д. Яшкино. Почвенные разрезы заложены на пра-

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

вом берегу небольшой речки, впадающей в пруд, на месте ее старого русла.

Пятая ТОП находится в районе пос. Султакай. Почвенные разрезы заложены непосредственно на левом берегу реки и на склоне южной экспозиции ложбины временного водотока.

Шестая ТОП выбрана на левом берегу реки Неть, правом притоке реки Салмыш, впадающем в реку Сакмару, приток р.Урал. Место отбора проб находится в 4-х км к востоку от д. Рождественка. Почвенные разрезы заложены на левом берегу реки Неть на сильно задернованной пойме.

Седьмая ТОП выбрана вблизи юго-восточной оконечности Тоцкого полигона у д. Кирсановки в старице реки Сорочки, левого притока реки Самары. Эта точка находится в 17 км от места взрыва бомбы. Почвенный разрез заложен в долине левого притока реки Самары. Приурочен к днищу слаботорезанного временного водотока.

Восьмая ТОП расположена поблизости от н.п. Павлово-Антоновка в 30 км к югу от места взрыва. Почвенные разрезы заложены на излучине в пойме левого притока реки Самары. Эта точка рассматривалась в качестве условного контроля (КТ-1).

Девятая ТОП выбрана в районе н.п. Нижнекристалка в 50 км к северо-востоку от места взрыва. На левом берегу правого притока реки Ток в пойме и на площадке первой надпойменной террасы заложены почвенные разрезы. Точка рассматривалась в качестве контрольной (КТ-2).

Десятая ТОП находится вблизи д. Дмитриевка в верховьях реки Ток. Почвенные разрезы были заложены в долине в верховье реки Ток и характеризуют почвы, сформировавшиеся на высокой пойме и аккумулятивной первой надпойменной террасе. Данная точка также использовалась в качестве контрольной (КТ-3).

При радиоэкологическом изучении водных экосистем места отбора проб были приурочены к участкам радиоэкологического изучения почвенно-растительного покрова, проводившегося

параллельно и одновременно в наземных экосистемах (рис.3). Поэтому на территории Оренбургской области были подобраны следующие 10 водоемов, в которых провели отбор проб воды, грунта и водных растений: 1 — пруд близ д. Маховки, на берегах которой она находилась до пожара, вызванного взрывом атомной бомбы (пруд находится на правом притоке р. Самары); 2 — пруд в районе д. Пронькино, находящейся в 4 км к северу от д. Маховки и расположенный на правом притоке р. Малый Уран, который впадает в р. Самару; 3 — водохранилище на р. Ольховке, правом притоке р. М.Уран, созданное в 1984 г. в 1 км от д. Кинзельки; 4 — район пруда, существовавшего на р. М.Уран близ д. Грачевки до 1954 г.; 5 — участок русла правого притока р. Ток вблизи восточной окраины д. Султакай; 6 — р. Неть — приток р. Сакмары (бассейн р. Урал) — в 1,5 км к востоку от д. Рождественка; 7 — р. Сорочка (левый приток р. Самары) в районе д. Кирсановки; 8 — левый приток р. Самары вблизи с. Павлово-Антоновки; 9 — правый приток р. Ток вблизи д. Нижнекристалки; 10 — верховье р. Ток возле д. Дмитриевка. Пункты отбора проб 8–10 избраны в качестве контрольных.

Пробы воды для определения в ней  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  отбирали в специальные емкости по 60 л в двух повторностях из разных частей каждого водоема и сразу подкисляли. Одновременно в тех же местах для определения содержания брали по 2 л воды в двух повторностях, помещали в отдельные емкости, которые герметично закрывали.

Пробы донных отложений отбирали в каждом водоеме на трех прибрежных участках, удаленных друг от друга на 20–30 м с помощью специальных пробоотборников послойно (0–10, 10–20, 20–30 и т.д. см). В каждой пробе объединяли соответствующие слои 2–3 кернов для получения образца нужной массы. Сырая масса пробы грунта составляла 0,5–3 кг. Образцы донных отложений высушивали до воздушно-сухого состояния, растирали и просеивали через сито с диаметром ячеек 1 мм.

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

Отобранные для определения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  пробы воды фильтровали, затем выпаривали и сухой остаток озоляли при температуре  $450^\circ\text{C}$ . Часть озоленного остатка использовали для определения содержания в воде радионуклидов, а часть — для анализов на содержание ряда химических элементов. Образцы воды, отобранные для определения трития, подвергали дистилляции и одноступенчатому электролитическому обогащению (Чиркова, 1974).

Пробы водных растений брали в трех повторностях по 2–3 кг сырой массы в каждой. Пробы водных растений отобраны во всех пунктах, кроме пункта 5 в правом притоке р. Ток возле д. Султакай, где водная растительность отсутствовала. Отмытые от загрязнений растения высушивали до воздушно-сухого состояния и озоляли в муфельной печи при  $450^\circ\text{C}$ .

Радиометрию зольных образцов воды и растений, а также образцов донных отложений проводили по той же методике, которая использовалась при анализе почв. Для измерения содержания в воде трития 1 мл обогащенной пробы смешивали с 10 мл сцинтилляционной жидкости ЖС-8 и стабилизировали. Полученный таким образом образец радиометрировали на сцинтилляционной счетной установке «Delta-300». Содержание радионуклида в пробе воды рассчитывали путем сравнения ее со стандартным образцом, содержащим заданное количество трития (чувствительность метода 10 Бк/л).

Определение содержания химических элементов в пробах воды, водных растений и грунтов проводили методом эмиссионного спектрального анализа с фотографической регистрацией спектра. Установка состояла из следующих блоков: спектрограф дифракционный РСГ (Carl Zeiss, Iena) с решеткой 651 штр/мм и двухлинзовой системой освещения; полуавтомат-приставка для непрерывной просыпки проб (АУ-3); генератор «Резонанс», конструкция и изготовление ИГЕМ АН РФ (сила тока дуги 38А). Интенсивность спектральных линий оценивалась визуально по методу появления и усиления этих линий. При соответствии состава анализируемых проб и стандартных образ-

цов относительная ошибка составляет около 30%. Для определения массовых долей химических элементов в пробе использовали аналитические линии и количественные признаки, согласно имеющимся рекомендациям. В воде было определено содержание 11 микроэлементов: Mn, Pb, Co, Ni, V, Cu, Zn, Sb, Ba, As, Fe, которое сопоставляли с ПДК по этим элементам, значения которых представлены соответственно: 0,1; 0,03; 0,01; 0,1; 0,1; 1,0; 1,0; 0,05; 0,1; 0,05; 0,3 мг/л.

Как уже отмечалось выше, наряду с пробами почв и растений проводили изучение суммарной бета-активности и содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тушках и костях животных: мелких млекопитающих. В настоящее время хорошо известно, что млекопитающие в целом значительно более радиочувствительны, чем многие другие группы животных. Мелкие млекопитающие, особенно грызуны, интенсивно изучаются радиобиологами, радиоэкологами и экотоксикологами (Dunaway, Кауе, 1963; Ильенко, 1974; Исаев, 1975; Соколов, Ильенко, 1976; Исаев, Покаржевский, 1978; Абатуров, 1984; Безель, 1987; Кривоуцкий и др., 1988; Ильенко, Крапивко, 1993; Тестов, 1993; Экологические последствия ..., 1993). Это и различные линии лабораторных мышей и крыс и природные модельные популяции грызунов, обитающие на исследовательских полигонах, подвергнутых радиоактивному загрязнению. Многочисленность этой группы животных, их широкая представленность в различных трофических цепях экосистем, возможность определенной экстраполяции результатов экотоксикологического анализа с этой группы млекопитающих на человека (Безель, 1987) и то, что они прямо испытывают давление тех или иных негативных факторов среды на большой территории, позволяет широко использовать их для целей индикации нарушенности среды. Многие виды грызунов ведут строго оседлый и роющий образ жизни, что приводит к их постоянному обитанию на участках в условиях повышенного фона естественной или искусственной радиации. Это тоже делает мелких млекопитающих значительно более удобным

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

объектом для радиоэкологического мониторинга, чем при использовании подвижных форм.

Следует заметить, что как при остром, так и при умеренном хроническом воздействии радиации показана большая зависимость радиоэкологических эффектов от многих причин. Среди них, в первую очередь, следует выделить особенности экологии вида, приводящие к разной степени внешнего и внутреннего облучения, положение вида в трофической цепи, неодинаковую подвижность, ведущую к разным размерам территории обитания, а, следовательно, к разной величине концентрации радионуклидов в организме, наконец, различающиеся у разных видов механизмы клеточных и тканевых адаптаций к неблагоприятным факторам среды. Все это делает необходимым, во-первых, тщательный подбор индикаторных признаков и индикаторных, относительно радиочувствительных видов, а, во-вторых, долговременные, в течение ряда лет наблюдения за млекопитающими с использованием взаимодополняющих популяционно-экологических, морфофизиологических, цитогенетических и феногенетических методов, позволяющих действительно комплексно оценивать массовый материал.

Отлов грызунов и насекомых млекопитающих проводили с учетом двух аспектов: 1 — оценить данные по модельным видам, обитающим в естественных экосистемах, которые в наибольшей степени аккумулируют радионуклиды; 2 — получить сведения о видах в наибольшей степени приближенных к жилищам человека и населяющих агроценозы. Первый аспект сравнения представлен материалами по европейской рыжей полевке. Второй аспект исследований основан на материалах по восточноевропейской полевке и домовый мыши. Сравнительно недавно установлено, что некоторые грызуны и другие млекопитающие являются избирательными накопителями радионуклидов ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ), то есть видами-радиофорами (Ильенко, Крапивко, 1993).

На территории, затронутой ТРАС в Оренбургской области, таким модельным видом-радиофором, в первую оче-

редь, является европейская рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Schreb., 1778). При смене поколений от 2 до 3 в год популяции рыжей полевки обитают на территории ТРАС в Оренбургской области в зонах с разной степенью радиоактивного загрязнения в течение, по крайней мере, 85-125 поколений с момента ядерного взрыва. Выбор этого вида как адекватной модели для проведения эколого-генетического мониторинга определен тем, что популяции рыжей полевки многочисленны (это один из самых многочисленных видов грызунов в области), приурочены к наиболее загрязненным радионуклидами пойменным лесным экосистемам и ведут оседлый и роющий образ жизни, т.е. длительно и прямо испытывают воздействие радиоактивного загрязнения на больших территориях, а сам вид хорошо изучен в радиоэкологическом и популяционно-экологическом отношении (Большаков, Васильев, 1975; Васильев, 1984; Европейская рыжая полевка, 1981; Ильенко, Крапивко, 1989, 1993). В трофическом отношении вид менее специализирован, чем другие и спектр его питания достаточно широк. Рыжая полевка питается зелеными частями растений, зернами, ягодами, грибами, а также различными почвенными беспозвоночными (Европейская рыжая полевка, 1981). Обитающие в Оренбургской области виды мышей (желтогорлая, малая лесная (прежнее название лесная) и полевая), населяющие природные экосистемы, в значительной степени являются семеноядными формами — «зерноядами». С другой стороны — грызуны открытых ландшафтов и агроценозов: обыкновенная, восточно-европейская и пашенная полевки — это достаточно выраженные «зеленояды», которые преимущественно питаются зелеными частями растений. Анализируя содержание радионуклидов и тяжелых металлов в организме рыжей полевки, питающейся более разнообразными кормами, можно более полно охарактеризовать степень загрязнения природных наземных экосистем техногенными поллютантами.

Синантропные домовые мыши (*Mus musculus*), обитающие рядом с человеком, являются адекватной моделью для

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

выявления существующего в настоящее время мутагенного потенциала среды, поскольку в основном подвергаются воздействию мутагенов за счет тех же источников, что и человек (воздух, вода, пища). Домовые мыши повсеместно многочисленны, что делает возможным изучение больших выборок, достаточных для выявления даже слабых эффектов с высокой достоверностью. Однако популяции домовых мышей не вполне автохтонны — они могут периодически пополняться за счет завоза зверьков из других регионов, что может регулярно вносить изменения в исторически сложившийся генофонд. Тем не менее, это же обстоятельство, позволяет рассматривать популяции данного вида как грубую экотоксикологическую модель популяции человека, которая также в значительной степени подвержена генетическому обмену.

Еще один объект мониторинга — восточноевропейская полевка (*Microtus rossiaemeridionalis*) — типичный обитатель агроценозов и открытых ландшафтов, включая сенокосы и пастбища. Эти территории исходно являются естественными экосистемами, но по большей части преобразуются под действием человеческой деятельности. Восточноевропейская полевка, аккумулируя в организме техногенные поллютанты на таких территориях, может служить хорошим индикатором их загрязнения, а также отражать мутагенный потенциал среды для агроландшафтов, которые служат источником получения сельскохозяйственной продукции.

Суммарная бета-активность и содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в организмах грызунов и насекомоядных были определены в лаборатории радиоэкологии ИЭРиЖ УрО РАН к.б.н. М.Г. Нифонтовой. Тушки животных с удаленными внутренними органами и черепом высушивали до воздушно-сухого состояния и озоляли при температуре  $450^\circ\text{C}$ . Интегральную бета-активность определяли индивидуально для каждого зверька (в 2-3 повторностях) радиометрией золы на универсальной малофоновой установке с торцовым счетчиком СБТ-13, а при анализе содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  тушки животных были объеди-

нены для каждой выборки. Суммарную бета-активность рассчитывали с эталонировкой по  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{90}\text{Sr}$  определяли радиохимическим методом по дочернему  $^{90}\text{Y}$  с последующей радиометрией осадков на универсальной малофоновой установке;  $^{137}\text{Cs}$  определяли на гамма-спектрометре АИ-256-6 с кристаллом  $\text{NaJ (Tl)}$  размером  $80 \times 80$  и колодцем  $24 \times 40$  мм. Статистическая ошибка анализов не превышала 10–15%. Определение бета-активности костной ткани (черепа зверьков, добытых в 1996 г. в эпицентральной зоне в пойме р. Лиман в 10 км от места взрыва) было проведено в лаборатории экотоксикологии д.б.н. Н.М. Любашевского. Известно, что бета-активность кости почти на 90% обусловлена активностью  $^{90}\text{Sr}$ .

Анализ уровней накопления тяжелых металлов в органах и тканях животных был проведен в лаборатории экодиагностики и нормирования ИЭРиЖ УрО РАН под руководством д.б.н. В.С.Безеля. После вскрытия печень, почки и очищенные от мышц кости задних конечностей отловленных зверьков высушивали до воздушно-сухого веса. В лабораторных условиях образцы подвергали мокрой минерализации с концентрированной азотной кислотой на водяной бане. После озоления методом атомно-абсорбционной спектроскопии определяли уровни накопления четырех тяжелых металлов — свинца, кадмия, меди и цинка в костной ткани, почках и печени зверьков (в мкг/г сухого веса). Всего в 1994 г. было проанализировано 304 пробы (106 экз. — скелета; 107 — почек; 91 — печени) от рыжей полевки и малой лесной мыши и 47 проб печени от домово́й мыши и 23 — от восточноевропейской полевки.

При анализе хромосомных аберраций модельных видов грызунов отлов живых зверьков проводили в июле-августе 1994 года в двух поселках Красногвардейского района Оренбургской области — Старобогдановке, расположенной по осевой части ТРАС, и Кристалке, находящейся за пределами первоначальных границ следа. Домовые мыши отлавливались в жилых и административных постройках, на огородах

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

и в окрестностях деревень; полевки были пойманы в окрестностях деревень и на их территории в зарослях кустарников и древесных насаждениях.

Всего в 1994 г. в цитогенетическом отношении изучено 47 особей домовых мышей и 23 восточноевропейских полевки. (соотношение особей в выборках было приблизительно равным). В качестве контроля использовали данные по домовым мышам из пос. Советский Тюменской области, находящегося вдали от промышленных предприятий и крупных автомагистралей, а также материалы по восточноевропейской полевке, полученные для территории Ботанического сада УрО РАН, расположенного на южной окраине г.Екатеринбурга, где уровень антропогенного загрязнения невысок (Гилева и др., 1992).

Из костного мозга животных стандартным способом были приготовлены и окрашены препараты метафазных хромосом. Наряду с обычным окрашиванием, был применен метод С-окраски для выявления структурного гетерохроматина (предобработка 5% Ва(ОН)<sub>2</sub> в течение 5–20 минут, инкубация в буфере 2 × SSC, рН = 6,8–7,0 в течение 1–2 часов и окраска азур-эозином по Романовскому в цитратном буфере при рН = 7,0).

В метафазных клетках костного мозга учитывали хромосомные аберрации, анеуплоидию и полиплоидию, пробелы и К-митозы. Среди пойманных в Советском мышей у 55 было проанализировано по 100 метафазных клеток и у одного зверька — 50 клеток. Для грызунов из Красновардейского района в основном анализировали не менее 50 клеток; лишь у одной мыши из Старобогдановки было просмотрено 40 клеток и у одной полевки из Кристалки — 35 клеток. В общей сложности было проанализировано 9537 клеток. К-митозы не входят в это число. При подсчете их доли за 100% принималась сумма числа проанализированных для выявления других видов нарушений клеток (50 или более) и количества клеток с К-митозами.

Для анализа выбирали метафазы округлой формы с достаточно плотным расположением хромосом, но по возможности без наложений или с минимальным количеством наложений, не препятствующих идентификации числа и состояния хромосом. Разрывы отличали от пробелов с помощью общепринятых критериев (смещение по отношению к оси хроматиды и/или наличие просвета, превышающего ширину хроматиды). При подсчете общего числа разрывов на клетку была принята «одноразрывная» модель для одиночных и парных фрагментов и «двухразрывная» модель для колец, транслокаций и инверсий.

При статистической обработке цитогенетических материалов были использованы критерий хи-квадрат, однофакторный дисперсионный анализ (в том числе, с фи-преобразованием долей), ранговый коэффициент корреляции Спирмена и G-критерий. Для попарных сравнений трех выборок с помощью G-критерия был использован метод мультипликативного неравенства Сидака (Sokal, Rohlf, 1981).

Популяционный анализ репродуктивной системы грызунов проводили на самцах рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*) и малой лесной мыши (*Apodemus uralensis*), отловленных в конце августа 1994 г. в Красногвардейском районе Оренбургской области: вблизи села Кристалка и поселка Пушкинский — контрольные участки, а также вблизи деревни Кинзелька и села Тоцкое — импактные участки. Всего проанализировали 50 самцов обоих видов. Исследовали семенники половозрелых и неполовозрелых животных, уходящих в зиму, и спермограмму размножающихся животных. Оценку проводили с использованием общепринятых цитологических методов, основанных на приготовлении гистологических препаратов. Показателями состояния системы служили: герминативный индекс, отражающий пролиферативную активность половых клеток (отношение числа сперматогоний к клеткам Сертоли); индекс релаксации, определяющий напряженность сперматогенеза (отношение общего числа сперматогенных клеток к клеткам Сертоли).

На мазковых препаратах из эпидидимиса исследовали морфофункциональное состояние сперматозоидов (спермограмма).

Исследован ряд показателей периферической крови и кроветворных органов 35 домашних мышей (*Mus musculus*), любезно предоставленных д.б.н. Э.А. Гилевой. Мыши отловлены в августе-сентябре 1994 года в жилых и административных постройках, огородах окраин деревень, расположенных на территориях контрольной (д. Кристалка — вне первоначальных границ радиоактивного следа) и импактной территорий (пос. Пушкинский и д. Старобогдановка — в зоне потенциального влияния ядерного взрыва). В условиях лаборатории от 14 контрольных (9 самцов и 5 самок) и 21 опытных (10 самцов и 11 самок) мышей сразу после введения колхицина из кончика хвоста взята кровь, исследованы показатели: количество лейкоцитов (в камере Горяева), количество эритроцитов и их диаметр (D, с помощью Celloscope 401 фирмы Lars Yungberg, Co Sweden), количество ретикулоцитов (на мазке окрашенном бриллиантовым голубым с докраской по Романовскому — Гимза), формула крови, гематокрит (Ht, с помощью Micro Hematocrite Centrifuge и Hawksley Reader, England), гемоглобин (Hb, с помощью Linzon 3 Photometer, Sweden), по стандартным и прилагаемым к приборам методикам. Вычислен ряд параметров эритроцитов: средний объем (MCV), толщина (T), сферичность (D/T), содержание (MCH) и концентрация (MCHC) Hb в эритроците. Через 30 мин после введения колхицина у мышей, забитых отсоединением шейных позвонков, взяты органы, определена масса селезенки, для подсчета общей клеточности приготовлены суспензия селезенки и костного мозга бедренной кости. В тушках этих же мышей с удаленными органами и черепом к.б.н. М.Г. Нифонтовой по общей для всех грызунов методике (см. выше) определено содержание радионуклидов. Данные выражены в Бк/кг сухой массы. Экспериментальные данные по репродуктивной и кроветворной системам обработаны методами одномерной и многомерной статистики (корреляционный анализ, метод множественных срав-

нений с использованием критерия LSD, оценена принадлежность сомнительных вариантов к данной выборке).

Исходя из предварительной информации об особенностях распространения радионуклидного загрязнения, в ходе полевых исследований в августе 1994 г. собраны необходимые для фенотипического анализа выборки мелких млекопитающих из четырех ключевых участков из двух районов Оренбургской области : 1 — контрольный участок — окр. дер. Нижнекристалка (расположенный в Красногвардейском районе Оренбургской области за пределами Тоцкого радиоактивного следа); имактные участки: 2 — окр. села Тоцкое Тоцкого района области (пойменный лес на левом берегу р. Самары); 3 — окр. села Кинзелька (пойменный лес р. Кинзельки); 4 — окр. села Старобогдановка Красногвардейского района области (пойменный лес р. Ток и старые лесополосы времен испытаний ядерного оружия в 1954 г.).

В июле-августе 1996 г и 1997 г материал повторно собирали в окрестностях села Тоцкое (левый берег р. Самары) и в эпицентральной зоне вблизи места взрыва — точка 2. Расположение ключевых участков сбора материала приведено на карте-схеме (рис. 4).

Участок 2 у села Тоцкое (левый берег р. Самары) можно, по-видимому, отнести, судя по современной радиационной обстановке, к дополнительному контрольному. Однако, так как при ядерном взрыве эта популяция исходно была расположена всего в нескольких километрах от эпицентральной зоны, следует оценивать возможный фенотипический эффект последствия также и в этой популяции наряду с участками 3 и 4, над которыми в основном и прошел радиоактивный след. Опираясь на имеющиеся в литературе и полученные нами данные, можно полагать, что основным воздействием на местную популяцию у села Тоцкое, по-видимому, было внешнее облучение в момент взрыва атомной бомбы. На участках 3 и 4 воздействие в основном определялось загрязнением радионуклидами в самые первые годы после взрыва, то есть внешним и внутренним факторами облучения.

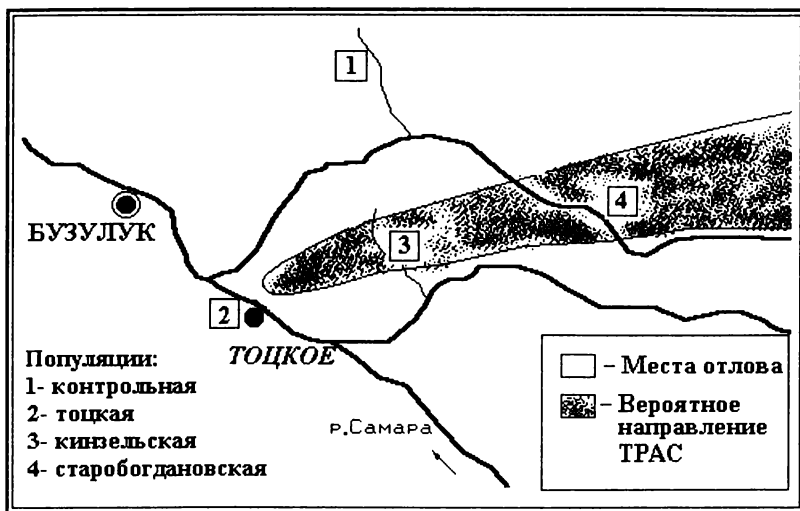


Рис. 4. Схема размещения точек сбора рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва  
 Пояснения см. в тексте

Сбор материала проводился в основном в сходных пойменных лесных биотопах, расположенных в понижениях рельефа местности, где, как правило, потенциальное накопление радионуклидов наиболее существенно (Криволуцкий, 1988). Для сбора мелких млекопитающих использовали стандартный метод ловушко-линий (Формозов, 1937; Кузякин, 1962; Кучерук и др., 1963). На месте отлова животные подвергались комплексному биологическому анализу: определяли вид, пол, возраст, физиологическое и репродуктивное состояние. Животных взвешивали, промеряли их линейные размеры и определяли массу некоторых органов для морфофизиологического анализа (Шварц и др., 1968). Выделение функционально-возрастных групп проводили в лабораторных условиях по комплексу признаков, учитывая степень развития тимуса, вес и размеры тела, состояние генеративной системы, степень стертости жевательной поверхности зубов и стадию формирования корней у корнезубых грызунов (Кошкина, 1955; Тупико-

ва и др., 1970). На основании этих признаков у рыжей полевки, например, для каждого пола были выделены четыре функционально-возрастные группы: *sen* — перезимовавшие особи (отсутствие тимуса, хорошо развитая генеративная система, хорошо развитые корни зубов), *ad* — размножающиеся сеголетки весенней и раннелетних генераций (характерные корни зубов, наличие слабо развитого тимуса, хорошо развитая генеративная система), *sad* — (отсутствие корней зубов, характерная деформация призм зуба в его основании, наличие тимуса, генеративная система на стадии близкой к половому созреванию), *juv* — молодые, неразмножавшиеся сеголетки (жевательная поверхность зубов еще не достигла дефинитивной конфигурации,  $M^3$ , как правило, не сформирован полностью, наличие хорошо развитого тимуса, генеративные органы не развиты). Аналогичные функционально-возрастные группы выделяли и у других видов.

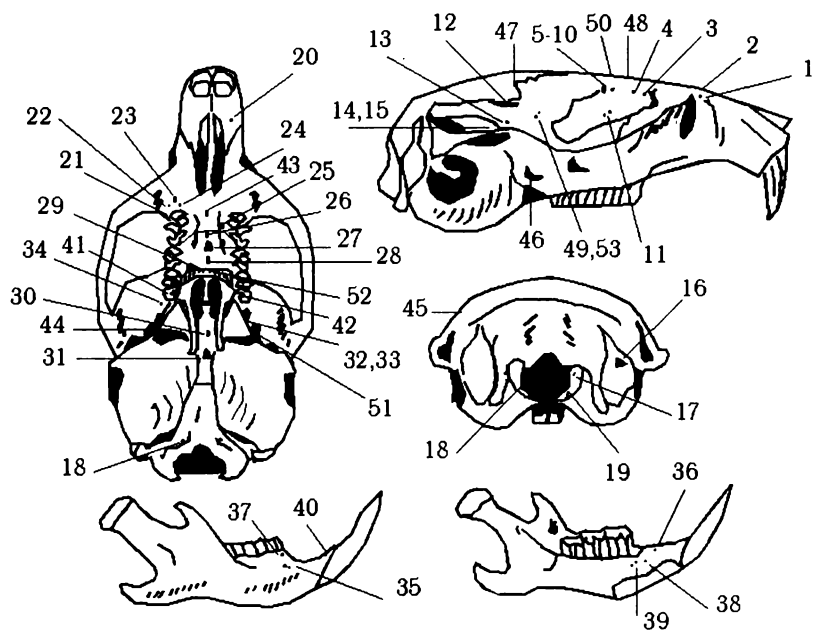
Всего в 1994 и 1996–1997 гг. было отработано около 2500 ловушко-суток, и в целом отловлено 1025 экз. мелких млекопитающих 10 видов, включая 549 экз. основного индикаторного вида — рыжей полевки. Полевки: рыжая — *Clethrionomys glareolus*, обыкновенная — *Microtus arvalis*, восточноевропейская (кариотипический вид-двойник обыкновенной полевки) — *Microtus rossiaemeridionalis*, полевка-экономка — *Microtus oeconomus*. Мыши: малая лесная — *Apodemus uralensis* (недавнее привычное название — лесная — *Apodemus sylvaticus*), полевая — *Apodemus agrarius*, желтогорлая — *Apodemus flavicollis*, домовая — *Mus musculus*. Землеройки-бурозубки: обыкновенная — *Sorex araneus*, малая — *Sorex minutus*. Видовая принадлежность восточноевропейской и обыкновенной полевок определялась под руководством д.б.н. Э.А.Гилевой на основе кариотипирования на сериях зверьков, отловленных в 1994 г.

Дополнительно была взята выборка рыжей полевки (55 экз.), отловленная А.Г.Васильевым и И.А.Васильевой в конце лета 1982 года в районе села Тоцкое в том же участке, что и

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

позднее в 1994 г. и 1996—1997 гг. Этот материал был использован для оценки возможных фенотипических изменений в этой популяции во времени. Временной промежуток, отделяющий выборки в районе села Тоцкое в биологическом эквиваленте составляет приблизительно от 30 до 45 поколений полевок, что вполне достаточно для возникновения генетических изменений.

Черепы всех зверьков были подвергнуты специальному препарированию и подготовлены к дальнейшему их морфологическому и фенотипическому анализу. Фенотипический анализ популяций рыжей полевки исходно проводили по 53 абберациям (фенам) неметрических пороговых признаков черепа (рис.5), которые представляют собой мелкие дискретные



**Рис. 5.** Схема расположения аномалий строения на черепе рыжей полевки. 1–53 — номера аномалий

вариации в его строении: наличие или отсутствие определенных отверстий для прохождения кровеносных сосудов и нервов, появление дополнительных костных структур и др. Крупные аберрации (уродства) в строении черепа обнаружены в единичном числе и рассматриваются отдельно от мелких регулярных аберраций .

Некоторые признаки были описаны нами ранее (Васильев, 1984), а многие другие, которые обнаружены впервые, гомологичны уже описанным нами и другими авторами для других видов грызунов (см. Васильев, Васильева, Большаков, 2000). Отсутствие общепринятой международной латинской номенклатуры неметрических пороговых признаков черепа и их устойчивых дискретных состояний — фенов вынуждает ограничиться рабочими названиями с привлечением общепринятых латинских наименований. Нумерация фенов неметрических признаков на рисунке 5 идентична таковой в таблицах и приведенном ниже списке признаков.

### С п и с о к

**аберраций (фенов) неметрических признаков черепа рыжей полевки (пояснения условных обозначений приведены в тексте):**

1. \**Foramen praeorbitale duplex* — удвоенное предорбитальное отверстие.
2. Вырезка лобно-носового шва на носовой кости.
3. \*Наличие дополнительного переднелобного отверстия.
4. Переднелобное отверстие.  
Дополнительное лобное отверстие:
5. \*впереди основного;
6. Ниже основного;
7. Позади основного;
8. Выше основного;
9. Удвоенное крупное;
10. Удвоенное мелкое.
11. \**Foramen ethmoideum duplex* — удвоенное решетчатое отверстие.
12. «Окно» в области височно-теменного шва.

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

13. \*«Верхнее» положение височного хода.
14. *Meatus temporale* отсутствует — отсутствие отверстия височного хода.
15. *Meatus temporale duplex* — удвоенное отверстие височного хода.
16. *Fenestra mastoidea* — выпадение фрагмента на сосцевидной части каменной кости.
17. *Foramen condilare* — наличие отверстия в затылочном мыщелке.
18. *Foramen hypoglossi duplex* — удвоенное отверстие подъязычного нерва.
19. \*Дополнительное, наружно-боковое подъязычное отверстие.
20. \*Боковое предчелюстное отверстие.
21. *Foramen maxillare I* — скуловое.
22. \**Foramen maxillare II* — предскуловое.
23. \**Foramen maxillare III* — боковое предзубное.
24. \**Foramen maxillare IV* — предзубное.
25. \*Дополнительные небные отверстия.
26. \**Fenestra palatina I* — «Окно» на небной кости — переднее.
27. \**Fenestra palatina II* — «Окно» на небной кости — среднее.
28. *Fenestra palatina III* — «Окно» на небной кости — заднее.
29. \**Margo palatinus disjunctus* — незамкнутый задний край неба.
30. \**Foramen medium* на основной клиновидной кости.
31. Окнообразное отверстие на основной клиновидной кости.
32. \*Дополнительная перегородка овального отверстия.
33. Дополнительная продольная перемычка *Foramen ovale*.
34. Переднее сопровождающее отверстие *foramen ovale*.
35. \**Foramen mentale duplex* — удвоенное подбородочное отверстие.
36. \**Foramen mentale anterior* — переднее подбородочное отверстие на дорсальной поверхности резцовой части в области диастемы.
37. «Предзубное» отверстие нижней челюсти.
38. \*Лингвальное «предзубное» отверстие нижней челюсти.
39. \*Удвоенное лингвальное отверстие нижней челюсти.
40. Околорезцовое отверстие.
41. Марка на талонусе третьего верхнего коренного зуба.
42. Отделение талонуса третьего верхнего коренного зуба в отдельную призму
43. Выпадение фрагмента верхней челюсти в области неба.
44. Аномальное строение перемычек овального отверстия.
45. Срастание теменной и чешуйчатой костей.
46. Редукция перегородки между овальным и круглым отверстиями.

47. Редукция височных отростков теменной кости.
48. Крупное отверстие в центре лобной кости.
49. Удвоенное височное отверстие.
50. Расщепление лобной кости.
51. Зарастание овального отверстия.
52. Вырезка центральной части заднего края неба.
53. Отсутствие височного отверстия.

По каждому признаку в каждой выборке подсчитывали частоты встречаемости указанных фенотипов отдельно на левой и правой сторонах черепа как «наличие» или «отсутствие, исходя из фактического числа наблюдений (за вычетом экземпляров, поврежденных по данному признаку). Частоты встречаемости билатеральных признаков вычисляли по отношению к общему числу изученных сторон черепа (Астауров, 1974; Hartman, 1980). Вычисляли коэффициенты корреляции Спирмена между признаками, а также оценивали связь проявления фенотипов с полом, возрастом и размерами тела. Множественные сравнения выборок для отдельных признаков проведены с помощью G-критерия (Sokal, Rohlf, 1981). Некоторые из исходно взятых признаков в ходе работы были отклонены из-за связи их встречаемости с возрастом, полом, общими размерами черепа, корреляции друг с другом (дублирование информации), редкости (1 случай обнаружения), субъективности при практической классификации (Sikorski, 1982; Sikorski, Bernstein, 1984), не учитывались также механически сильно поврежденные участки черепа. В приведенном списке указаны все аберрации в строении черепа, которые были исходно обнаружены. Звездочкой (\*) помечены те из них, которые остались после предварительных оценок и тестов выбраковки. В основном по ним и проводились дальнейшие расчеты.

Для сравнения выборок по комплексу признаков проводился расчет фенетических дистанций (MMD — mean measure of divergence) методом Берри-Смита (Berry, 1963). По билатеральным признакам при оценке числа наблюде-

## ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ

ний использовано, в соответствии с рекомендациями метода число изученных сторон. Среднеквадратическое отклонение рассчитывали по формуле, предложенной Сьевальдом (Sjovold, 1973). Различия статистически значимы на уровне  $p < 0,05$  при  $MMD > 2MSD$ . Введение поправки Бартлетта для нулевых значений проведено в соответствии с рекомендациями Сьевальда (1973). Вычисляли показатель феноетической уникальности выборок ( $MU$  — measure of uniqueness), предложенный Берри (Berry, 1963), представляющий собой сумму всех  $MMD$ , приходящихся на выборку. Ординацию матрицы феноетических дистанций проводили методом многомерного неметрического шкалирования Краскела (метод минимального стресса) с использованием пакета прикладных программ «NTSYS-рс» (Rohlf, 1988).

При оценке внутривидового феноетического разнообразия использовали два основных показателя, предложенных Л.А. Животовским (1982, 1991): доля редких фенотипов ( $h$ ) и среднее число вариаций признака ( $\mu$ ), обнаруживаемое в данной выборке. При мономорфизме  $\mu = 1$ . Для популяции в целом вычисляется  $\mu$  — среднее число вариаций (фенотипов) как среднее арифметическое от числа вариаций отдельных признаков. Показатель  $h$  позволяет оценить структуру феноетического разнообразия, а показатель  $\mu$  дает оценку степени феноетического разнообразия.

Пионерные работы Б.Л. Астаурова еще в 20-е годы выявили особую форму изменчивости, которая обусловлена естественными стохастическими ошибками развития и приводит к хорошо известному теперь явлению флуктуирующей асимметрии (Soule', 1979; Захаров, 1987; Palmer, Strobeck, 1986; Parsons, 1992), Подавляющее большинство билатеральных морфометрических и неметрических признаков подвержены флуктуирующей асимметрии. Это явление неодинаковой реализации признака на разных сторонах особи обусловлено сбоями (ошибками) развития — эпигенетическими причинами, т.к. генотип особи и условия ее развития практически одина-

ковы для обеих сторон. Флуктуирующая асимметрия (ФА) — независимая и часто неодинаковая реализация билатеральных признаков на разных сторонах особи является обобщенной эпигенетической мерой стресса (Parsons, 1990), позволяет оценить стабильность развития группы особей и широко используется при биомониторинге популяций (Захаров, 1985, 1987; Palmer, Strobeck, 1986 и др.).

Для оценки уровня флуктуирующей асимметрии рассчитывали средний популяционный индекс флуктуирующей асимметрии  $FA_{nm}$  как среднюю долю билатеральных асимметричных проявлений фенотипов на признак (Захаров, 1986; Markowski, 1993). Значимость различий между выборками по этому индексу оценивали с помощью метода непараметрической статистики Краскела-Уоллеса, который аналогичен однофакторному дисперсионному анализу.

Статистическая обработка материала включала наряду с биометрией отдельных признаков использование методов многомерного статистического анализа (факторный, кластерный анализ и неметрическое шкалирование). Все расчеты проведены на базе пакетов прикладных программ: NTSYS-рс (Version 1.40) (Rohlf, 1988), а также ECOSTAT, разработанного О.А. Жигальским, А.Г. Васильевым и О.А. Лукьяновым и «PHEN» (Version 3.0), специально разработанного А.Г. Васильевым в Институте экологии растений и животных УрО РАН для целей фенетического анализа.

## ГЛАВА 1

---

# РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ В РАЙОНЕ ТОЦКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Летом 1994 г. сотрудниками Отдела континентальной радиоэкологии и лаборатории почвоведения Института экологии растений и животных УрО РАН при участии Комитета по науке Администрации Оренбургской области и Оренбургского педагогического Института было проведено комплексное радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова в районе Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС). Исследования были сосредоточены на предполагаемой центральной оси следа, начинающегося в районе ядерного взрыва (северо-восточный выступ Тоцкого полигона), вблизи д. Маховка в Сорочинском районе (эпицентр взрыва) и проходящего далее в направлении н.п. Пронькино, Кинзелька, Яшкино, Сул-такай, Рождественка, расположенных соответственно в 4, 25, 35, 105 и 120 км от места взрыва. При отсутствии сведений о четких границах ТРАС условно были выбраны контрольные точки. Ими служили территории в районе н.п. Павлово-Антоновка (Сорочинский район), Нижнекристалка (Октябрьский район) и Дмитриевка (Александровский район). Контрольная точка у н.п. Дмитриевка удалена от эпицентра на восток на 130 км. В пределах выбранных участков закладывали почвенные разрезы, из которых отбирали образцы с привязкой к границам генетических горизонтов и учетом площади. Территория ТРАСа захватывает подзону обыкновенных черноземов шириной 60-80 км в пределах северо-западной и центральной частей Оренбургской области. Наряду с черноземами обыкновенными в районе исследований представлены черноземы типичные и южные. Последние нередко солонцеватые. К долинам рек приурочены разные типы аллювиальных почв, характерные для степной зоны. Для того, чтобы учесть пестроту

почвенного покрова и вычленил почвы в максимальной степени аккумулирующие радионуклиды в основу полевых почвенных исследований был положен ландшафтный подход, когда изучаются геохимически сопряженные ряды почв (почвенные катены).

**Радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова.** Материалы по содержанию  $^{137}\text{Cs}$  на участках почвенно-растительного покрова в пределах предполагаемой центральной оси Тоцкого радиоактивного следа (ТОП 1–7) и вне ее (ТОП 8–10) представлены в таблице 4.

По типу вертикального распределения цезия обследованные почвы можно разделить на две группы: 1 — наибольшая концентрация радионуклида (25–100 Бк/кг) фиксируется в задернованном верхнем (до 10 см) слое почвы, причем в нижележащих слоях она снижается в несколько раз (до единиц Бк), а на глубине 30–40 см, как правило, находится на пределе чувствительности применяемого метода обнаружения радионуклида; 2 — концентрация радиоцезия даже в дернине и верхних слоях почвы не превышает 50 Бк/кг, а с глубиной она постепенно снижается и достигает минимальных значений в 30–40 см слое почвенного профиля. К первой группе следует отнести участки чернозема обыкновенного около д. Маховка и Пронькино (ТОП 1 и 2), целинный чернозем и аллювиальную дерновую почву в районе д. Кинзелька (ТОП 3), чернозем типичный вблизи д. Султакай (ТОП 5), а также аллювиальную луговую почву в пойме р. Неть недалеко от д. Рождественка (ТОП 6). Во вторую группу попадает распаханый чернозем в районе д. Кинзелька (ТОП 3), выщелоченный чернозем у д. Султакай (ТОП 5), чернозем обыкновенный около д. Нижнекристалка (ТОП 9), а также разновидности аллювиальных почв в остальных точках отбора, включая контрольные (ТОП 9 и 10). Соответственно изменению концентрации  $^{137}\text{Cs}$  по глубине почвенного профиля изменяется его содержание в расчете на единицу площади. В результате в почвах, условно отнесенных к первой группе, за исключени-

## ГЛАВА 1

ем чернозема обыкновенного (ТОП 2) более половины (до 80%) радиоцезия от общего его содержания в профиле сосредоточено в поверхностном 0—10 см слое, в то время как в почвах второй группы отмечено более или менее равномерное вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$ . В ряде случаев (ТОП 6 и 8) равномерность такого распределения может нарушаться формированием четко выраженного максимума содержания радионуклида на глубине 30—40 см.

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в растениях обследованных участков изменяется в широких пределах от 1 до 284 Бк/кг сухого веса (табл. 4). Эти колебания, вероятно, в большей степени связаны с условиями произрастания и видовыми особенностями растений, чем с воздействием Тодцкого радиоактивного следа. Несмотря на достаточно высокую концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  в растениях они, обладая незначительной массой в расчете на единицу площади, не вносят существенного вклада в загрязнение почвенно-растительного покрова.

Как отмечалось выше, для изучения миграционных процессов радионуклидов в природной обстановке был использован ландшафтный подход. С этой целью заложен геохимический профиль в районе д. Кинзелька, который начинался на водоразделе, охватывая середину склона и выходил к его подножью. Анализ представленных в таблице 4 данных свидетельствует об отсутствии существенных различий в запасе и характере распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почвах трансэлювиального и аккумулятивного элементов геохимического сопряжения. В перепаханном черноземе водораздельного участка ландшафта запас  $^{137}\text{Cs}$  оказался несколько выше, а распределение нуклида по профилю более равномерное. Учитывая недостаточный объем и разброс полученных данных, невозможно сделать определенные выводы о направленности ландшафтной миграции  $^{137}\text{Cs}$ . Для этого требуется проведение многолетних исследований. Не удалось также установить какой-либо зависимости между содержанием  $^{137}\text{Cs}$  в почвенно-растительном покрове и расстоянием от эпицентра ядерного взрыва.

Из таблицы 5 видно, что почвы обследованного района отличаются весьма низким содержанием стронция-90. Независимо от точки отбора проб концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в почвенном профиле не превышает 10 Бк/кг. Основное количество (до 70 %)  $^{90}\text{Sr}$  в целинных черноземах содержится в слое 0—10 см. В перепаханном черноземе и аллювиальных пойменных почвах радиостронций распределяется по почвенному профилю более равномерно. В первом случае глубина миграции составляет 20 см, а во втором — 30 см.

С учетом площадного содержания радионуклидов оценили их запас в 0—30 см слое почвы и в растениях. Поскольку в выбранных нами контрольных участках суммарный запас  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  находится практически в тех же пределах, что и в других точках отбора (табл. 2,3), представляло интерес сравнить его с глобальным уровнем. Заметим, что глобальный уровень загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами, поступающими из атмосферы на широте 50—60° по данным UNSCEAR (1982) оценивался величиной 2,9 и 4,6 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  соответственно. К 1990 году эта величина снизилась за счет распада до 1,5 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{90}\text{Sr}$  и до 2,4-3,2 кБк/м<sup>2</sup> для  $^{137}\text{Cs}$  (Aarkrog et al. , 1992).

Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  участков почвенно-растительного покрова вблизи всех охваченных обследованием населенных пунктов в 1,4—3,2 раза превышает глобальный уровень. Вклад в такое загрязнение почвенно-растительного покрова могли внести, наряду с Тоцким ядерным взрывом, ядерно-энергетические объекты и промышленные предприятия сопряженных территорий Урала, Поволжья и Казахстана, а также Чернобыльская авария.

В некоторых из отобранных образцов почв в зоне воздействия Тоцкого радиоактивного следа определяли содержание тяжелых естественных радионуклидов —  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$ . Установлено, что концентрация  $^{232}\text{Th}$  в почвах изменяется от  $2,5 \cdot 10^{-4}$  % до  $6,2 \cdot 10^{-4}$  % , а  $^{238}\text{U}$  — от  $1,0 \cdot 10^{-4}$  % до  $2,4 \cdot 10^{-4}$  % и не отличается от средних уровней содержания этих элементов в почвах (Титаева, Таскаев, 1983).

Таблица 4

Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в почвенно-растительном покрове в зоне Тоцкого радиоактивного следа

Точка отбора проб (№ разрез)	Место отбора проб	Почва	Горизонт, глубина, см	Бк / кг	кБк / м <sup>2</sup>	%, от общего содерж. в профиле
1	2	3	4	5	6	7
1 (7)	Склон к пруду у д. Маховка. Днище временного водотока	Чернозем обыкновенный карбонатный	Разнотр.	12,6 ± 5,4	< 0,01	< 0,1
			A <sub>длр.</sub> 0-2	82,0 ± 30,0	1,0 ± 0,2	18,2
			A1 <sub>Са</sub> 2-7	62,5 ± 50,0	2,1 ± 0,5	38,2
			7-12	7,7 ± 3,4	0,4 ± 0,1	7,3
			12-17	6,0 ± 1,3	0,4 ± 0,1	7,3
			17-27	12,4 ± 11,0	1,6 ± 1,0	29,1
			AB <sub>Са</sub> 27-50	н.о.	н.о.	
Сумма		5,5				
2 (4)	Склон к пруду у д.Пронькино. Днище временного водотока.	Чернозем обыкновенный среднесиловой (намытый)	Разнотр.	15,5 ± 13,0	< 0,01	< 0,1
			A <sub>длр.</sub> 0-2	43,3 ± 17,3	0,5 ± 0,1	9,4
			A1 2-7	14,9 ± 7,8	1,1 ± 0,5	20,8
			7-12	17,6 ± 10,0	1,3 ± 0,5	24,6
			12-17	12,9 ± 9,0	1,2 ± 1,0	22,6
			17-37	5,6 ± 1,0	1,2 ± 0,1	22,6
			AB 37-47	н.о.	н.о.	
Сумма		5,3				
3 (1)	Склон к р. Ольховке у д. Кинзелька. Водораздел, пашня.	Чернозем обыкновенный карбонатный	Кукуруза	1,0	< 0,01	< 0,1
			Просо	11,0	< 0,01	< 0,1
			A <sub>пашкат.</sub> 0-15	18,8	3,6	48,6
			15-30	13,0	2,5	33,8
			A1B 30-40	9,6	1,3	17,6
40-50	н.о.	н.о.				
Сумма		7,4				
3 (2)	Середина склона.	Чернозем обыкновенный мало-мощный	Разнотр.	3,8 ± 6,0	< 0,01	< 0,1
			Ветошь	15,9	< 0,01	< 0,1
			A <sub>длр.</sub> 0-2	85,3 ± 13,5	1,4 ± 1,0	25,5
			A 2-7	41,9 ± 29,0	2,2 ± 1,0	40,0
			7-12	9,5 ± 9,0	0,4 ± 0,4	7,3
			12-17	8,4 ± 3,0	0,4 ± 0,4	7,3
			AB 17-30	17,0 ± 7,0	1,1 ± 0,7	19,9
Сумма		5,5				
3 (3)	Подножие склона. Надпойменная терраса.	Аллювиальная дерновая	Разнотр.	10,9	< 0,01	< 0,1
			A <sub>длр.</sub> 0-2	108,8 ± 49,0	1,2 ± 0,4	20,3
			A1S 2-7	40,0 ± 15,0	2,2 ± 1,0	53,7
			7-12	6,4 ± 0,4	0,4 ± 0,1	9,8
			A1 12-17	6,0	0,3	7,3
			17-30	н.о.	н.о.	
30-50	н.о.	н.о.				
Сумма		4,1				

Продолжение табл.4

1	2	3	4	5	6	7
4 (14)	Около д. Грачевка. На берегу реки, старое русло.	Аллювиальная наносная слабо солонцеватая с погребенным гумусовым горизонтом	Разнотр.	23,7 ± 34,2	< 0,01	< 0,1
			AB <sub>Ca</sub> 0-5	12,9 ± 0,3	0,3 ± 0,01	20,0
			5-10	10,6 ± 0,5	0,7 ± 0,1	17,5
			10-15	8,1 ± 0,9	0,6 ± 0,4	15,0
			B <sub>Ca</sub> 15-20	10,9 ± 1,8	0,6 ± 0,1	15,0
			20-30	8,5 ± 0,9	1,3 ± 0,3	32,5
			30-40	н.о.	н.о.	
5 (20)	В 2,5 км к северу от д. Султай . На берегу притока р. Ток 1 надпойменная терраса.	Чернозем выщелоченный слабо солонцеватый	Разнотр.	58,6 ± 79,0	< 0,01	< 0,1
			A <sub>дер-Са</sub> 0-5	19,2 ± 13,0	0,8 ± 0,6	20,0
			5-10	12,0 ± 9,0	0,6 ± 0,4	15,0
			A1 10-15	7,0 ± 0,9	0,4 ± 0,01	10,0
			15-20	7,6 ± 6,0	0,4 ± 0,3	10,0
			20-30	7,7 ± 2,6	0,8 ± 0,2	20,0
			30-40	8,2 ± 2,0	1,0 ± 0,7	25,0
5 (22)	Середина склона к реке.	Чернозем типичный	Разнотр.	20,4	< 0,01	< 0,1
			A <sub>дер-Са</sub> 0-2	75,2 ± 15,0	1,3 ± 1,1	31,5
			A1 2-5	24,7	1,1	19,3
			5-10	10,1 ± 6,3	0,5 ± 0,3	8,8
			10-15	7,0 ± 2,5	0,3 ± 0,1	5,3
			15-20	12,0 ± 6,7	0,6 ± 0,3	10,5
			AB 20-30	9,0 ± 1,8	0,7 ± 0,5	12,3
6 (24)	с.Рождественка левый берег р. Неть. Незатапливаемая пойма.	Аллювиальная луговая солонцеватая	Разнотр.	6,8 ± 1,3	< 0,01	< 0,1
			A <sub>дер-Са</sub> 0-5	39,0 ± 10,1	1,7 ± 0,01	31,5
			5-10	26,7 ± 2,8	1,4 ± 0,2	25,9
			A1 <sub>Ca</sub> 10-15	7,4 ± 4,8	0,3 ± 0,2	5,6
			15-20	5,1 ± 0,9	5,1 ± 0,9	5,6
			AB <sub>Ca</sub> 20-30	6,6 ± 4,5	6,6 ± 4,5	13,0
			30-40	10,4 ± 4,1	1,0 ± 0,4	18,5
6 (26)	Затапливаемая пойма.	Аллювиальная луговая солонцеватая	Разнотр.	284,4	0,1	1,0
			A <sub>дер-Са</sub> 0-5	15,7	0,3	8,2
			A1 <sub>Ca</sub> 5-10	19,8	1,0	10,0
			10-15	15,1	0,8	8,2
			15-20	18,4	0,9	9,5
			20-30	19,0	2,1	22,1
			30-40	34,1	3,8	40,0
		Сумма		9,5		

ГЛАВА 1

Продолжение табл.4

1	2	3	4	5	6	7
7 (12)	В 1,5-2 км к югу от д. Кирсановка. Пойма левого притока р. Самары	Аллювиальная дерновая слоистая с погребенным гумусовым горизонтом	Разнотр.	54,2 ± 81,2	0,01	0,2
			A <sub>дер-Са</sub> 0-2	20,2 ± 11,0	0,2 ± 0,1	3,8
			B <sub>Са</sub> 2-7	20,5 ± 20,0	1,2 ± 1,2	22,6
			7-12	7,7 ± 3,7	0,6 ± 0,2	11,3
			12-17	5,8 ± 0,1	0,5 ± 0,1	9,4
			A <sub>погреб.</sub> 17-22	6,6 ± 0,4	0,8 ± 0,2	15,1
			22-32	5,7	0,9	17,0
32-42	8,3 ± 3,0	1,1 ± 0,8	20,8			
	Сумма		5,3			
8 (10)	Вблизи села Павлово-Антоновка.	Аллювиальная дерновая слоистая с погребенным гумусовым горизонтом	A <sub>дер-Са</sub> 0-2	25,4 ± 7,4	0,4 ± 0,2	4,4
			A1 <sub>Са</sub> 2-7	15,4 ± 5,0	0,8 ± 0,8	8,8
			7-12	14,0 ± 8,5	1,0 ± 0,5	11,0
			12-17	7,7 ± 0,4	0,6 ± 0,1	6,8
			B <sub>Са</sub> 17-30	5,5 ± 2,4	1,0 ± 0,7	11,0
			A <sub>погреб-Са</sub> 30-45	39,0 ± 8,4	5,3 ± 4,5	58,0
			Сумма		9,1	
9 (17)	Между д. Кристалка и д. Нижнекристалка. Берег притока р. Ток. 1 надпойменная терраса.	Чернозем обыкновенный	Разнотр.	1,8	< 0,01	< 0,1
			A <sub>старонал-Са</sub> 0-12	32,6	3,1	40,8
			12-25	25,9	3,8	50,0
			AS <sub>Са</sub> 25-35	6,4	0,7	9,2
			35-45	н.о.	н.о.	
			Сумма		7,6	
9 (16)	Пойма реки.	Аллювиальная луговая слоистая слабо солонцеватая	Разнотр.	72,6 ± 83,5	< 0,01	< 0,1
			A1 <sub>Са</sub> 0-5	15,2 ± 2,4	0,8 ± 0,1	10,7
			5-10	14,6 ± 9,0	0,9 ± 0,5	12,0
			10-15	17,4 ± 0,4	1,0 ± 0,3	13,3
			AB <sub>Са</sub> 15-25	18,2 ± 4,1	2,4 ± 1,0	32,0
			25-40	17,6 ± 9,0	2,4 ± 1,7	32,0
	Сумма		7,5			
10 (19)	Вблизи д. Дмитриевка. Пойма в верховьях р. Ток.	Аллювиальная дерновая слоистая	Разнотр.	15,4 ± 22,8	< 0,01	< 0,1
			Дернина	47,5	0,8	19,5
			A1 <sub>Са</sub> 0-5	18,3 ± 15,0	1,2 ± 0,9	29,3
			5-10	13,8 ± 6,1	1,0 ± 0,5	24,4
			10-15	9,6 ± 3,7	0,7 ± 0,4	17,1
			B <sub>Са</sub> 15-20	5,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	9,8
			20-30	н.о.	н.о.	
			30-40	н.о.	н.о.	
	Сумма		4,1			

Таблица 5

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в почвенно-растительном покрове в зоне ТРАС

Точка отбора проб (№ разрез)	Место отбора проб	Почва	Горизонт, глубина, см	Бк / кг	кБк / м <sup>2</sup>	%, от общего содерж. в профиле
1	2	3	4	5	6	7
1 (7)	Склон к пруду у д. Маховка. Днище временного водотока.	Чернозем обыкновенный карбонатный	Разнотр.	48,2 ± 65,0	0,01	0,7
			A <sub>дер.</sub> 0-2	6,5 ± 5,2	0,1 ± 0,1	6,6
			Al <sub>Ca</sub> 2-7	7,4 ± 1,9	0,5 ± 0,1	33,1
			7-12	4,5 ± 0,2	0,3 ± 0,1	19,9
			12-17	3,1 ± 0,3	0,2 ± 0,0	13,2
			17-27	2,7 ± 1,3	0,4 ± 0,4	26,4
			AB <sub>Ca</sub> 27-50	н.о.	н.о.	
Сумма		1,5				
2 (4)	Склон к пруду у д. Пронькино. Днище временного водотока	Чернозем обыкновенный среднесомощный (намытый)	Разнотр.	40,3 ± 17,1	< 0,01	< 0,1
			A <sub>дер.</sub> 0-2	6,6 ± 5,0	0,1 ± 0,0	5,2
			Al <sub>Ca</sub> 2-7	2,4 ± 2,5	0,2 ± 0,2	15,8
			7-12	3,7 ± 4,7	0,3 ± 0,3	36,8
			12-17	2,0 ± 3,3	0,3	15,8
			17-37	1,9	0,5	26,4
			AB 37-50	н.о.	н.о.	
Сумма		1,4				
3 (1)	Склон к р. Ольховке у д. Кинзелька. Водораздел, пашня.	Чернозем обыкновенный карбонатный	Кукуруза	6,7	< 0,01	< 0,1
			Просо	7,1	< 0,01	< 0,1
			A <sub>пах.</sub> 0-15	1,0		28,6
			15-30	1,0		28,6
			A <sub>IB</sub> 30-40	1,2		28,6
			40-50	1,0		14,2
Сумма		0,7				
3 (2)	Середина склона.	Чернозем обыкновенный маломощный	Разнотр.	22,3 ± 23,2	< 0,01	< 0,1
			Встошь	74,5	0,02	2,4
			A <sub>дер.</sub> 0-2	4,3 ± 0,4	0,1 ± 0,0	12,2
			A 2-7	4,1 ± 1,8	0,3 ± 0,1	36,6
			7-12	2,6 ± 2,2	0,2 ± 0,1	24,4
			12-17	1,8 ± 0,4	0,1 ± 0,0	12,2
			AB 17-30	1,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	12,2
Сумма		0,8				
3 (3)	Подножие склона. Надпойменная терраса.	Аллювиальная дерновая	Разнотр.	22,2	< 0,01	< 0,1
			A <sub>дер.</sub> 0-2	8,0 ± 8,0	0,2 ± 0,3	22,2
			A <sub>IS</sub> 2-7	6,4 ± 0,8	0,4 ± 0,1	44,5
			7-12	4,1 ± 0,4	0,2 ± 0,0	22,2
			A <sub>I</sub> 12-17	2,0 ± 0,4	0,1 ± 0,0	11,1
			17-30	н.о.	н.о.	
30-50	н.о.	н.о.				
Сумма		0,9				

Продолжение табл.5

1	2	3	4	5	6	7
4 (14)	Возле д.Грачевка. На берегу реки, старое русло.	Аллювиальная наносная слабо солонцеватая с погребенным гумусовым горизонтом	Разнотр.			
			АВ <sub>Са</sub> 0-5	1,6 ± 0,2	0,1 ± 0,0	10,0
			5-10	1,8 ± 0,2	0,1 ± 0,0	10,0
			10-15	1,0 ± 1,0	0,1 ± 0,1	10,0
			В <sub>Са</sub> 15-20	1,0 ± 1,5	0,1 ± 0,1	10,0
			20-30	1,1 ± 0,2	0,2 ± 0,0	20,0
7 (12)	В 1,5-2 км к югу от д.Кирсановки.Пойма левого притока р. Самара.	Аллювиальная дерновая слоистая с погребенным гумусовым горизонтом	30-40	2,7 ± 2,9	0,4 ± 0,5	40,0
			Сумма		1,0	
			Разнотр.	6,4	< 0,01	< 0,1
			А <sub>дер.Са</sub> 0-2	1,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	12,5
			В <sub>Са</sub> 2-7	1,2 ± 0,4	0,1 ± 0,0	12,5
			7-12	1,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	12,5
8 (10)	Вблизи с. Павлово-Антоновка. Пойма левого притока р. Самара.	Аллювиальная дерновая слоистая с погребенным гумусовым горизонтом	12-17	2,2 ± 2,1	0,2 ± 0,2	25,0
			А <sub>погр.</sub> 17-22	1,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	12,5
			22-32	1,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	25,0
			32-42	н.о.	н.о.	
			Сумма		0,8	
			А <sub>дер.Са</sub> 0-2	2,4 ± 0,6	0,04	4,2
9 (16)	Между д.Кристалка и Нижнекристалка. Берег притока р. Ток. Пойма реки.	Аллювиальная слоистая слабо солонцеватая	А <sub>Са</sub> 2-7	2,1 ± 0,3	0,1 ± 0,1	10,6
			7-12	2,0 ± 1,3	0,2 ± 0,1	22,3
			12-17	2,2 ± 0,4	0,2 ± 0,1	21,3
			В <sub>Са</sub> 17-30	1,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	21,3
			А <sub>погр.Са</sub> 30-45	1,0 ± 1,3	0,2 ± 0,3	21,3
			Сумма		0,9	
			Разнотр.	-		
			А <sub>Са</sub> 0-5	1,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	14,3
			5-10	2,0 ± 1,3	0,2 ± 0,1	28,5
			10-15	1,0 ± 0,1	0,1 ± 0,0	14,3
			АВ <sub>Са</sub> 15-25	1,6 ± 1,0	0,1 ± 0,0	14,3
			25-40	2,2 ± 1,0	0,1 ± 0,0	14,3
			Сумма		0,7	

При g-спектрометрическом анализе образцов растений из зоны Тоцкого радиоактивного следа, наряду с <sup>137</sup>Cs, было обнаружено присутствие <sup>7</sup>Be. Радионуклид <sup>7</sup>Be с периодом полураспада 53 суток, наряду с <sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C и <sup>22</sup>Na является радионуклидом космогенного происхождения. Искусственный изотоп <sup>7</sup>Be получается при облучении лития в циклотронах, а также в некоторых типах реакторов при ядерных превращениях по типу <sup>7</sup>Li (p,n) <sup>7</sup>Be, <sup>6</sup>Li (d,n) <sup>7</sup>Be. Кроме того, в результате работы промышленных предприятий, использующих ядерные

технологии, вероятно может образовываться и поступать в окружающую среду техногенный  ${}^7\text{Be}$ . Согласно литературным данным (Heyder, 1974 цит. по Алексахин, 1982) запасы бериллия-7 в биосфере составляют  $30 \cdot 10^{14}$  Бк. Если принять биомассу суши, равной  $1 \cdot 10^{16}$  кг (Ковда, 1975), то концентрация  ${}^7\text{Be}$  в биосфере оказывается равной 0,3 Бк/кг. В образцах растений из зоны Тоцкого радиоактивного следа нами зафиксированы значительно более высокие (100–600 Бк/кг) количества  ${}^7\text{Be}$ , что дает основание предполагать его техногенное происхождение. Отсутствие четко выраженного энергетического пика этого нуклида в образцах почв, на которых произрастают загрязненные растения, указывает на «свежий» характер выпадений, приуроченных, по крайней мере, к весенне-летнему вегетационному сезону. В это время развитая наземная масса растений может достаточно полно задерживать аэрозольные выпадения из атмосферы. Для сравнения важно отметить, что концентрации  ${}^{137}\text{Cs}$  в тех же растительных образцах, в зависимости от места отбора, оказались в 2–150 раз ниже, чем  ${}^7\text{Be}$ . Содержание последнего в растениях в пересчете на единицу площади колеблется от 0,02 до 0,26 кБк/м<sup>2</sup>, в то время как плотность загрязнения растительного покрова  ${}^{137}\text{Cs}$ , как правило, менее 0,01 кБк/м<sup>2</sup>. В будущих радиоэкологических исследованиях территории важно учитывать факт обнаружения  ${}^7\text{Be}$  и обратить внимание на генезис, пути поступления и особенности поведения этого радионуклида в окружающей среде.

**Определение содержания плутония в пробах почв, отобранных на территории Тоцкого радиоактивного следа.** Особый интерес представляют данные, характеризующие содержание плутония (Pu) в пробах почв, отобранных в ходе проведенного в 1994г. почвенно-радиоэкологического обследования участков ТРАС. Полученные значения концентрации Pu в почвенных образцах и содержание его в пересчете на единицу площади для 15 точек наблюдений приведены в таблице 6.

Содержание Р<sub>и</sub> в почвенно-растительном покрове в зоне ТРАС

Точка отбора проб (№ разр.)	Место отбора	Почва	Горизонт, глубина, см	Бк/кг	Бк/м <sup>2</sup>	% от общего содержания
1	2	3	4	5	6	7
1 (7)	Склон к пруду у д.Маховка	Чернозем обыкновенный карбонатный	А дер. 0-2	5,3 ± 2,2	90	16,8
			А1 с <sub>а</sub> 2-7	11,4 ± 3,6	384	71,6
			7-12	1,2 ± 0,1	62	11,6
1 (8)	Днище временного водотока.		А дер. 0-2	5,9 ± 0,1	54	16,0
			А с <sub>а</sub> 2-7	3,5 ± 0,1	201	59,6
			7-12	1,6 ± 0,1	82	24,4
2 (6)	Склон к пруду у д.Пронькино.	Чернозем обыкновенный среднесиловый	А дер. 0-2	7,6 ± 2,1	77	4,8
			А1 2-7	10,1 ± 2,5	789	49,2
			7-12	8,0 ± 2,0	738	46,0
2 (4')	Днище временного водотока	(намытый)	А дер. 0-2	8,1 ± 1,7	107	11,7
			А1 2-7	6,3 ± 0,5	448	49,3
			7-12	5,2 ± 1,5	353	39,0
3 (1)	Склон к р. Ольховкс у д.Кинзелька	Чернозем обыкновенный маломощный	А дер. 0-2	4,1 ± 1,0	42	4,9
			А1 2-7	9,2 ± 2,9	442	51,9
			7-12	8,0 ± 2,4	370	43,2
3 (3)	Середина склона		А дер. 0-2	5,0 ± 0,9	110	28,3
			А1 2-7	3,6 ± 0,1	226	58,2
			7-12	1,1 ± 0,5	52	13,5
3(4,5)	Подножие склона к р. Ольховкс у д.Кинзелька	Аллювиальная дерновая	А дер. 0-2	5,3 ± 0,8	6	2,1
			А1 2-7	0,8 ± 0,1	41	14,2
			7-12	4,5 ± 1,0	240	83,7
7 (11)	Пойма лсвого притока р.Самары, д.Кирсановка	Аллювиальная дерновая, слоистая	А дер. 0-2	37,2 ± 1,4	424	26,5
			В 2-7	4,0 ± 0,2	221	13,8
			7-12	12,6 ± 1,3	955	59,7
4 (13)	д. Грачовска Старое русло реки	Аллювиальная с погр. гумус. горизонтом	АВ 0-5	82,6 ± 30,0	5284	96,3
			5-10	3,7 ± 0,5	216	4,0
5 (21)	д. Султакай Надпойменная терраса	Чернозем выщелоченный	А дер. 0-5	4,5 ± 2,0	194	50,0
			5-10	4,2 ± 0,2	194	50,0
5 (23)	д. Султакай Бок и днище врем. водот.	Чернозем типичный	А дер. 0-5	4,1	121	20,2
			5-10	3,6 ± 0,4	479	79,8
6 (25)	с.Рождественка. Незатапливаемая пойма р. Неть	Аллювиальная луговая	А дер. 0-5	0,3 ± 0,1	11	40,7
			5-10	0,3 ± 0,1	16	59,3

Продолжение таблицы 6.

1	2	3	4	5	6	7
6 (26)	с.Рождественка. Затопливаемая пойма р.Неть	Аллювиальная луговая	А <sub>дер</sub> 0-5 А1 5-10	4,2 ± 0,8 2,0 ± 0,6	208 99	67,7 32,3
Контрольные участки						
8 (9)	д.Павлово-Антоновка, пойма притока р. Самары	Аллювиальная слоистая с погр.гум. горизонтом	А <sub>дер</sub> 0-2 А 2-7 7-12	21,4 ± 2,0 5,2 ± 1,7 2,6 ± 1,2	369 133 211	51,7 18,6 29,7
9 (15)	Прирусловая пойма р.Ток, мжду Кристалкой и Н. Кристалкой	Чернозем обыкновенный	А <sub>дер</sub> 0-5 5-10	4,1 ± 0,6 34,8 ± 0,7	201 2143	8,6 91,4

**Примечание:**\* — здесь и далее приведена ошибка средней арифметической определения.

Из представленных данных видно, что концентрация изотопов Р<sub>и</sub> в поверхностном, дерновом слое почв варьирует в пределах 4,1–82,6 Бк/кг, а соответствующие значения плотности загрязнения этого слоя изменяются от 42 до 5284 Бк/м<sup>2</sup>.

Для сравнения отметим, что концентрация этого элемента в поверхностном 0–2 см слое почв 16 населенных пунктов Брянской обл., оказавшейся под воздействием аварии на ЧАЭС, варьировала в пределах 0,8–7,8 Бк/кг, а плотность поверхностного загрязнения колебалась от 23 до 230 Бк/м<sup>2</sup> (Швыдко и др., 1995). Сопоставление этих величин показывает, что уровни содержания Р<sub>и</sub> в поверхностном слое почв Оренбургской области в 2–20 раз превышают таковые в «неблагополучной» Брянской области. По имеющимся литературным данным содержание Р<sub>и</sub> глобальных выпадений составляет 44 Бк/м<sup>2</sup>, а пятикратное значение этой величины (220 Бк/м<sup>2</sup>) позволяет утверждать наличие других источников поступления (Орлов и др., 1994). Принимая во внимание эту величину, можно в пределах обследованной территории выделить участки с поверхностным загрязнением превышающим 5-кратный уро-

## ГЛАВА 1

вень глобальных выпадений. Такими участками являются пойменные почвы р. Самары в окрестностях д. Кирсановка, аллювиальные почвы в районе д. Грачевка, почвы участка, отнесенного к контрольному, в районе д. Павлово-Антоновка. Мозаичность поверхностного загрязнения почв отчасти обусловлена миграцией  $Pu$  и заглублением его со временем, которое в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почвенных разностей. Анализ распределения  $Pu$  по глубине почв выявляет в ряде случаев довольно высокие концентрации на глубине 2–7 и даже 7–12 см. Это обстоятельство, а также различия в удельном весе почвенных горизонтов приводят к тому, что максимум содержания  $Pu$  в почвенном профиле также смещается с поверхности в глубже лежащие слои. В результате содержание его в поверхностном дерновом слое составляет 1,5–28% от найденного запаса в обследованной части почвенного профиля, а на глубине 2–12 см оно достигает 72–98,5%. Исключения составляют сформировавшиеся в прирусловых участках и поймах рек почвы, в которых максимум содержания плутония приурочен к поверхностному слою (разрезы 9, 13, 26). Учитывая довольно высокое содержание  $Pu$  на глубине 10–12 см, следует при дальнейшем исследовании увеличивать глубину отбора образцов.

В соответствии с вариабельностью содержания  $Pu$  в почвенных слоях отмечается и заметная неоднородность суммарного его запаса в обследуемой почвенной толще (табл. 7). Как видно из приведенных данных, он составляет 0,31–5,50 кБк/м<sup>2</sup> и характеризуется отсутствием выраженного градиента от эпицентра взрыва к периферии.

При этом выделяются отдельные участки, характеризующиеся наиболее высоким содержанием этого элемента. К ним относятся: окрестности д. Грачевка; участок между д. Нижнекристалкой и Кристалкой, принятый нами в качестве контрольного; территории, примыкающие к д. Пронькино и Кирсановка. В этих пунктах суммарное содержание  $Pu$  в 10–12 см почвенном слое составляет 1,60–5,50 кБк/м<sup>2</sup>. В то же

Таблица 7

Запас плутония в 0–12 см почвенном слое, кБк/м<sup>2</sup>

Точка отбора проб (№ разреза)	Место отбора проб	Почва	кБк/м <sup>2</sup>
1	2	3	4
1 (7)	Склон к пруду у д. Маховка	Чернозем обыкновенный	0,54
1 (8)	Днище временного водотока у д.Маховка	Чернозем обыкновенный карбонатный	0,34
2 (6)	Склон к пруду у д.Пронькино	Чернозем обыкновенный, среднемощный	1,60
2 (4')	Днище временного водотока у д.Пронькино	Чернозем обыкновенный, среднемощный	0,91
3 (1, 2)	Склон к р.Ольховка у д. Кинзелька - (середина склона)	Чернозем обыкновенный, маломощный	0,86
3 (3)	Склон к р.Ольховка у д. Кинзелька (середина склона)	Чернозем обыкновенный, маломощный	0,39
3 (4, 5)	Подножие склона к р. Ольховка у д. Кинзелька	Аллювиальная дерновая	0,28
7 (11)	Пойма левого притока р.Самары, д.Кирсановка	Аллювиальная дерновая, слоистая с погребенным гумусовым горизонтом	1,60
4 (13)	Окрестн. д. Грачевка старое русло реки	Аллювиальная, с погребенным гумусовым горизонтом	5,50
5 (2)	д.Султакай, надпойменная терраса	Чернозем выщелоченный	0,39
5 (23)	д.Султакай, бок и днище врем. водотока	Чернозем типичный	0,60
6 (25)	д.Рождественка, незатапливаемая пойма р.Неть	Аллювиальная, луговая	
6 (26)	д.Рождественка, затапливаемая пойма р.Неть	Аллювиальная, луговая	0,31
Контрольные участки			
8 (9)	д. Павлово-Антоновка, пойма притока р.Самара	Аллювиальная слоистая с погребенным гумус. горизонтом	0,71
9 (15)	с.Кристалка и Нижнекристалка, прирусл. пойма р.Ток	Чернозем, обыкновенный	2,34

время большой массив данных, полученных для населенных пунктов, расположенных на расстоянии 3–500 км в разных направлениях от ЧАЭС выявил плотность загрязнения почв плу-

## ГЛАВА 1

тонием, изменяющуюся в пределах от 0,01 до 3,7 кБк/м<sup>2</sup> (Павлоцкая и др., 1994).

Таким образом, представленный материал характеризует содержание Рu в отдельно взятых пробах почв и может рассматриваться как предварительный этап исследования радиационной обстановки на территории ТРАС, определяемой этим элементом. Полученные рекогносцировочные данные показывают, что содержание Рu в почвенно-растительном покрове обследованной территории Оренбургской области в 1,5–5 раз превышает уровень глобальных выпадений и укладывается в предел значений, отмеченных для населенных пунктов, расположенных на расстоянии 3–500 км от аварийной зоны ЧАЭС, в некоторых случаях превышая и эти величины.

Ввиду того, что плутоний как поллютант наряду с радиоактивностью обладает и опасными токсическими свойствами необходимо в дальнейшем оконтурить зону его повышенной плотности на импактной территории. Для репрезентативной характеристики и прогноза радиационной обстановки, вызванной плутонием, на выбранной территории следует в дальнейшем провести углубленные исследования, насытив реперные участки точками отбора проб и проведя их отбор на большую глубину.

## ГЛАВА 2

### РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Открытая гидросеть в районе наших исследований, проведенных в связи с изучением последствий взрыва атомной бомбы во время военных учений 1954 г. на Тоцком полигоне, в основном относится к бассейну р. Самары. В зоне Тоцкого радиоактивного следа нами проведено изучение содержания радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^3\text{H}$  в воде, донных отложениях и водных растениях прудов и рек.

**Содержание радионуклидов в воде рек и прудов.** Содержание в воде  $^{90}\text{Sr}$  в районах населенных пунктов, принятых в качестве контрольных (д. Нижнекристалка, д. Дмитриевка и с. Павлово-Антоновка), находятся в пределах  $10 \cdot 10^{-3}$ – $29 \cdot 10^{-3}$  Бк/л (табл.8). Следует отметить, что близкие концентрации радионуклида ( $34 \cdot 10^{-3}$ – $44 \cdot 10^{-3}$  Бк/л) обнаружены в воде соответственно Рефтинского водохранилища и в верховьях Белоярского водохранилища в Свердловской области (Чеботина и др., 1992). Эти водоемы находятся вне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа. Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в пробах воды, отобранных в других пунктах Оренбургской области, близка к контролю. Исключение составляют пробы воды, взятые вблизи д. Султакай из правого притока р. Ток и д. Рождественки из р. Неть, в которых содержание  $^{90}\text{Sr}$  превышает среднюю концентрацию радионуклида в контрольных пунктах ( $18 \cdot 10^{-3}$  Бк/л) в 2,5 и 4,4 раза соответственно. Из таблицы 8 видно, что концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде обследованных рек и прудов Оренбургской области ниже, чем концентрация  $^{90}\text{Sr}$ . При этом оказалось, что содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде ряда пунктов ниже предела измерения. Концентрация данного радионуклида в воде рек этого региона либо равна таковой в контроле ( $7,8 \cdot 10^{-3}$  Бк/л), либо в 1,6–2,5 раза мень-

Таблица 8

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде рек и прудов ТРАС  
(  $1 \cdot 10^{-3}$  Бк/л).

Место отбора проб	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
д. Маховка, пруд	18	НПИ
д. Пронькино, пруд	21	$8,0 \pm 1,4$
д. Кинзелька, водохранилище	21	НПИ
д. Грачевка, спущенный пруд	23	$4,8 \pm 0,6$
д. Кирсановка, р. Сорочка	31	$8,5 \pm 4,0$
д. Султакай, правый приток р. Ток	45	$3,1 \pm 1,0$
д. Рождественка, р. Неть	80	6,2
Контрольные пункты:		
Павлово-Антоновка, левый приток р. Самары	29	НПИ
д. Нижнекристалка, правый приток р. Ток	10	НПИ
д. Дмитриевка, верховье р. Ток	15	$7,8 \pm 0,4$

Таблица 9

Содержание трития в воде рек и прудов  
на территории ТРАС

Место отбора проб	Бк/л
Пункты на территории ТРАС:	
д. Маховка, пруд	$0,90 \pm 0,02$
д. Пронькино, пруд	$2,15 \pm 0,05$
д. Кинзелька, водохранилище	$4,81 \pm 0,14$
с. Тоцкое, р. Самара	$5,18 \pm 0,16$
д. Грачевка, спущенный пруд	$4,02 \pm 0,09$
д. Кирсановка, р. Сорочка	$2,63 \pm 0,05$
д. Султакай, правый приток р. Ток	$2,85 \pm 0,07$
д. Рождественка, р. Неть	$0,41 \pm 0,01$
Контрольные пункты:	
с. Павлово-Антоновка, левый приток р. Самары	$2,15 \pm 0,05$
д. Нижнекристалка, правый приток р. Ток	$0,30 \pm 0,03$
д. Дмитриевка, верховье р. Ток	$6,30 \pm 0,14$

ше. При этом в контрольном пункте концентрация  $^{137}\text{Cs}$  ниже, чем в воде указанных ранее водоемов Свердловской области и колеблется от  $11 \cdot 10^{-3}$  до  $42 \cdot 10^{-3}$  Бк/л (Чеботина и др., 1992). Таким образом, исследования, проведенные нами в 1994 г. показывают, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде обследованного участка бассейна р. Самары на несколько порядков величин ниже предельно-допустимого уровня для питье-

вой воды, определяемого по этим радионуклидам нормами радиационной безопасности — 1480 и 555 Бк/л ( $4,0 \times 10^{-10}$  и  $1,5 \times 10^{-8}$  Ки/л) (НРБ-96).

Концентрация трития в воде исследованных рек и прудов Оренбургской области находится в пределах 0,30-6,30 Бк/л (табл. 9), что ниже чувствительности метода его измерения и, следовательно, не позволяет оценить различия в содержании этого радионуклида. Но полученные концентрации трития значительно ниже допустимых санитарными нормами уровней содержания его в питьевой воде (НРБ-96), поэтому по данному показателю вода этих рек и прудов может использоваться в хозяйственных целях.

**Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях рек и прудов.** В таблице 10 представлены данные о вертикальном распределении  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях рек и прудов обследованного района ТРАС и контрольных пунктов. Приведенные в таблице концентрации представляют собой средние для водоёма.

**Таблица 10**  
**Вертикальное распределение  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях рек и прудов (Бк/кг воздушно-сухой массы)**

Место отбора проб	Глубина слоя, см			
	0-10	10-20	20-30	30-40
Пункты на территории ТРАС:				
д. Маховка, пруд	10,0	6,0	4,0	18,0
д. Пронькино, пруд	$12,4 \pm 0,7$	$37,6 \pm 1,8$	$25,4 \pm 8,3$	$27,3 \pm 1,3$
д. Грачевка, спущенный пруд	$3,1 \pm 5,7$	15,3	-	-
д. Султакай, правый приток р. Ток	$13,3 \pm 6,7$	6,1	$7,0 \pm 1,8$	15,0
д.Рождественка, р. Неть	$22,8 \pm 11,2$	$20,9 \pm 12,7$	$28,8 \pm 17,3$	-
Контрольные пункты:				
д. Нижнекристалка, правый приток р. Ток	16,4	18,0	18,4	-
д. Дмитриевка, верховья р. Ток	$15,3 \pm 6,2$	-	-	-

Представленные в таблице 10 данные показывают, что в донных отложениях пруда у д. Маховки, подвергшейся сильному воздействию атомного взрыва, содержание  $^{90}\text{Sr}$  находит-

## ГЛАВА 2

ся в пределах от 4,0 до 18,0 Бк/кг воздушно-сухой массы, причем наибольшая концентрация радионуклида обнаружена в грунтах на глубине 30-40 см. В среднем более высокие концентрации радионуклида оказались в донных отложениях пруда у д. Пронькино, расположенной в 4 км к северу от д. Маховки. В пунктах, более удаленных от места взрыва атомной бомбы, концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях была сходной с таковой в первых двух прудах, а также в контрольных водоемах. Концентрация радионуклида в грунтах обследованных рек и прудов Оренбургской области близка к наблюдаемым концентрациям его в некоторых водоемах Свердловской области, подвергшихся воздействию лишь глобальных радиоактивных выпадений (Чеботина и др., 1992).

**Таблица 11**

### Вертикальное распределение $^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях рек и прудов (Бк/кг воздушно-сухой массы)

Место отбора проб	Глубина слоя, см			
	0-10	10-20	20-30	30-40
Пункты на территории ТРАС:				
д. Маховка, пруд	8,2 ± 3,0	14,5 ± 0,8	3,7 ± 0,8	5,2 ± 0,5
д. Пронькино, пруд	8,9 ± 1,6	9,9 ± 2,9	5,0 ± 0,8	6,5 ± 1,1
д. Кинзелька, водохранилище	18,9 ± 1,2	9,1 ± 1,2	-	-
д. Грачевка, спущенный пруд	7,7 ± 1,5	5,4 ± 0,3	-	-
д. Кирсановка, р. Сорочка	7,2 ± 1,3	6,4 ± 3,9	10,2 ± 3,6	9,6 ± 3,4
д. Султакай, правый приток р. Ток	5,3 ± 1,2	5,3 ± 3,5	10,7 ± 5,2	6,0 ± 0,8
д. Рождественка, р. Неть	8,9 ± 3,0	12,6 ± 2,7	17,2 ± 2,2	15,7 ± 3,4
Контрольный пункт:				
С. Павлово-Антоновка, левый приток р. Самары	7,3 ± 2,5	7,0 ± 1,8	7,8 ± 0,6	7,2 ± 4,4

Из таблицы 11 видно, что в прудах возле д. Маховки и д. Пронькино, расположенных вблизи места взрыва атомной бомбы, концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в слое грунта 0—40 см находится в пределах 3,7—14,5 Бк/кг воздушно-сухой массы и отсутствуют закономерные существенные ее изменения с глубиной. Содержание этого радионуклида в донных отложениях в водоемах других пунктов практически такое же, что в указан-

ных выше двух прудах и в контрольном пункте. Следует отметить и довольно равномерное вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  по толще донных отложений. В целом концентрации данного радионуклида в грунтах несколько ниже, чем найденные в грунтах контрольного водоема на Среднем Урале (Чеботина и др., 1992). Очевидно, что на уровни содержания и характер вертикального распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях обследованных рек Оренбургской области оказало влияние перемещение илов и песка по руслам вниз по течению во время многоводных весенних паводков. Поэтому уровни радиоактивного загрязнения донных отложений не имеют тесной корреляции по этому показателю с сопряженными прибрежными участками водосбора (см. Главу 1).

**Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в водных растениях.** В таблицах 12 и 13 представлены данные о накоплении  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  водными растениями. Из таблиц видно, что только в трех пунктах из девяти пробы водных растений были представлены одним и тем же видом — рдестом гребенчатым и в двух — рогозом.

По содержанию  $^{90}\text{Sr}$  растения этих видов из разных водоемов практически не различались. Наименьшая концентрация радионуклида (7,4 Бк/кг воздушно-сухой массы) оказалась у кубышки из контрольного пункта в верховьях р. Ток, а наибольшая (65,5 Бк/кг) — у кладофоры из другого контрольного пункта — из притока р. Самары около с. Павлово-Антоновка, что определяется в основном разной накопительной способностью этих видов водных растений по отношению к данному радионуклиду (Куликов, Чеботина, 1988).

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в растениях из разных пунктов близка, за исключением проб кладофоры, что связано с ее высокой способностью концентрировать и этот радионуклид. Это свойство кладофоры показано и для водоемов других регионов (Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина и др., 1992). Высокие коэффициенты накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  кладофорой свидетельствуют о возможности использовать ее в качестве индикатора

ГЛАВА 2

Таблица 12

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в водных растениях рек и прудов (Бк/кг воздушно-сухой массы)

Место отбора проб	Вид растения	Бк/кг воздушно-сухой массы	
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Пункты на территории ТРАС:			
д. Маховка, пруд	Рогоз	18,3 ± 7,6	1,2 ± 0,1
	Рдест гребенчатый	30,6 ± 6,6	8,9 ± 0,5
д. Пронькино, пруд	Рдест гребенчатый	34,5 ± 9,8	4,9 ± 0,9
д. Кинзелька, водохранилище	Рдест гребенчатый	21,3 ± 4,5	2,2 ± 0,8
д. Грачевка, спущенный пруд	Лютик	25,5 ± 16,0	3,2 ± 0,5
	Поверхностно-плавающие растения	24,3 ± 4,5	6,4 ± 1,4
д. Кирсановка, р. Сорочка	Рогоз	17,5 ± 2,9	3,4 ± 0,6
д. Рождественка, р. Неть	Ряска	22,3 ± 1,8	7,1 ± 1,8
Контрольные пункты:			
с. Павлово-Антоновка, левый приток р. Самары	Кладофора	65,5 ± 25,4	43,4 ± 0,8
д. Нижнекристалка, правый приток р. Ток	Кубышка	7,4 ± 2,0	2,8 ± 1,1

Таблица 13

Коэффициенты накопления  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  водными растениями рек и прудов

Место отбора проб	Вид растения	$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Пункты на территории ТРАС:			
д. Маховка, пруд	Рогоз	1020	-
	Рдест гребенчатый	1700	-
д. Пронькино, пруд	Рдест гребенчатый	165	610
д. Кинзелька, водохранилище	Рдест гребенчатый	1015	-
д. Грачевка, спущенный пруд	Лютик	1110	670
	Поверхностно-плавающие растения	1110	1330
д. Кирсановка, р. Сорочка	Рогоз	1400	440
д. Рождественка, р. Неть	Ряска	280	1145
Контрольные пункты:			
с. Павлово-Антоновка, левый приток р. Самары	Кладофора	22260	-
д. Нижнекристалка, правый приток р. Ток	Кубышка	740	-

на загрязнение воды рек и других водоемов обоими радионуклидами.

В заключение следует отметить, что радиоэкологическое изучение водных экосистем Оренбургской области в 1994 г. носило рекогносцировочный характер. В результате этих исследований впервые дана оценка радиоэкологического состояния важных природных объектов, получены реперные данные. Анализ результатов не выявил четкого градиента изменения содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в основных компонентах водных экосистем на обследованной территории. Из-за отсутствия радиоэкологической характеристики Оренбургской области к началу исследований и их малой продолжительности выбор объектов изучения проводился только к северо-востоку от места взрыва атомной бомбы по направлению господствующих ветров. Вследствие этого в программу изучения вошли почти исключительно реки и пруды бассейна рек Самара-Волга, поэтому в дальнейшем целесообразно расширить район исследований, включив в него, в частности, и территорию бассейна р. Урал.

***Химическое загрязнение водных экосистем.*** Известно, что сильное отрицательное воздействие на здоровье человека оказывает загрязнение окружающей среды, и, в частности, водных экосистем, химическими неорганическими и органическими веществами. Переход этих веществ из основных компонентов водных экосистем к человеку осуществляется несколькими путями (например, через питьевую воду и пищу). Биологическое действие этих веществ на человека находится в определенной зависимости от концентрации веществ-токсикантов в определенных компонентах водных экосистем. Содержание химических веществ — токсикантов в воде и рыбе регламентируется санитарными нормами. Определение загрязнения водных экосистем определенными индивидуальными химическими соединениями важно также и в связи с возможными синергическими эффектами сочетанного действия на биологические объекты химических агентов и ионизирующей ра-

## ГЛАВА 2

диахии. Последнее может оказаться актуальным для районов Оренбургской области, подвергшихся радиационному воздействию в результате взрыва атомной бомбы над Тоцким полигоном.

Анализ показал, что в ряде мест отбора проб содержание в воде некоторых микроэлементов превышает ПДК (Никитин и др., 1990 г). Так, во всех местах отбора проб (кроме д. Нижнекристалки и с. Павлово-Антоновки) содержание Mn в воде в 5–10 раз превышает ПДК по этому элементу. В водных пробах, отобранных вблизи д. Дмитриевки, Рождественки и Султакая содержание Ni и Zn составляет 0,67–1,43 мг/л, что выше ПДК. В воде из пруда около д. Пронькино найдено значительное превышение ПДК по Zn (больше 4 мг/л). В 6–7 раз выше ПДК оказалась концентрация Mg в воде всех обследованных рек и прудов. Концентрация в воде Pb, Co, V, Mb, Cu, Sb, Ba и As во всех пунктах отбора проб не превышает ПДК.

Хорошими концентраторами химических элементов являются водные растения: рогоз, рдест гребенчатый, лютик, кладофора, ряска, кубышка и др. Установлено, что содержание в растениях практически всех включенных в анализ химических элементов на несколько порядков величин в выше, чем в воде. Это свидетельствует о высокой потенциальной возможности растений в процессах очищения воды от химических загрязнителей. Разумеется, что при отмирании водных растений вместе с биомассой часть химических веществ переходит в конечном счете в донные отложения. Однако в результате разложения растительных остатков часть химических соединений вновь переходит в водную среду. Некоторые из видов водных растений могут рассматриваться как потенциальные растения — индикаторы химического загрязнения водоемов (например, ряска, кладофора).

Так как санитарные нормы на содержание химических элементов в донных отложениях отсутствуют, то для его оценки использованы ПДК для почв. ПДК в почвах имеются для

Mn, Pb, Ni, V, Cu, Zn и составляют соответственно: 3,0; 20,0; 4,0; 1500; 1000; 23,0 мг/кг. Пробы грунта для изучения послойного распределения химических элементов брали вблизи береговой линии.

Распределение химических элементов по профилю донных отложений в обследованных участках открытой гидросети позволило установить, что из 7 химических элементов, содержание которых определяли в грунтах послойно, концентрации 5 химических элементов (Mn, Ni, V, Cu, Zn) превышают ПДК для почв. При этом содержание Ni во всех слоях всех мест отбора проб на два порядка, а содержание Cu на порядок величин и более выше ПДК для почв. Превышение ПДК для почв в 1,5–2 раза отмечено по концентрации V в грунтах большинства обследованных пунктов. В 2–4 раза содержание Zn в донных отложениях во всех местах отбора проб, кроме д.Кирсановки и Дмитриевки выше ПДК. Следует отметить, что в большинстве мест отбора проб распределение химических элементов по глубине является равномерным.

Исследования показали, что растения содержат Mn и V столько же, что и донные отложения, а Co, Ni, Cu — значительно меньше. Следовательно, водные растения произрастающие в обследованных реках и прудах Оренбургской области, представляют собой такой же важный природный фактор самоочищения данных водоемов от избытка марганца и ванадия, что и грунты, но они менее эффективны по сравнению с последними в отношении кобальта, никеля и меди.

В итоге исследования можно заключить, что в воде верхний р. Ток и в некоторых ее притоках содержание Mn в 6–7 раз превышает ПДК. Установлено также, что в верховьях р. Ток и ее притоке (д. Султакай), а также в р. Неть (близ д. Рождественки) содержание Cr, Ni и Zn выше ПДК. В донных отложениях всех обследованных рек и прудов Оренбургской области на территории ТРАС концентрация Ni, V, Cu превышает ПДК по этим элементам для почв (ПДК химических элементов для донных отложений отсутствуют).

### ГЛАВА 3

---

## ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЕПРОДУКТИВНОЙ СИСТЕМЫ И СИСТЕМЫ КРОВИ У МОДЕЛЬНЫХ ВИДОВ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

В последнее время особую актуальность приобретает проблема прогнозирования состояния биоценозов, подверженных сочетанному влиянию загрязняющих факторов. Нарушения в экосистемах принимают угрожающий характер, когда индустриальные токсиканты сочетаются с радиационными воздействиями.

В настоящее время, как указывалось выше, радиоэкологическая обстановка в импактной зоне, возникшей после Точского ядерного взрыва, согласно общепринятым нормативам не представляется угрожающей, но не исключено локальное загрязнение отдельных участков. На исследуемой территории имеются места сочетанного остаточного радиоактивного загрязнения и локального загрязнения техногенными агентами.

Существующие в настоящее время санитарно-гигиенические нормативы (ПДК) в основном направлены на оценку благополучия мест проживания населения и не отражают реального антропогенного воздействия на состояние биоценозов. Для интегральной характеристики состояния экосистемы наиболее приоритетной является биологическая оценка качества среды по системе биологических индикаторов. Несмотря на то, что в радиобиологических исследованиях приоритетными становятся работы по изучению влияния малых доз радиации на организм, и в частности, на кроветворную и репродуктивную системы, однако, на сегодня недостаточно данных для того, чтобы подойти к пониманию механизмов воздействия облучения в малых дозах (Burlakova, 1994). Это, прежде всего, обусловлено тем, что нет однозначного ответа на вопрос, какие дозы следует относить к малым. Кроме того, следует учитывать и тот факт, что некоторые биологические эффекты при

облучении в малых дозах выражены слабо или вообще не регистрируются. В связи с этим необходимо особое внимание уделять тем показателям, которые способны адекватно отражать радиобиологический эффект.

Для оценки радиоэкологической «вредности» территорий в качестве тест-объекта часто используются мышевидные грызуны, как один из составляющих компонентов биоценозов, постоянно и тесно контактирующие с почвенным слоем и растительностью, являющиеся накопителями загрязняющих веществ в биоценозе (Материй и др., 1989). Рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Schreber 1780), малая лесная мышь (*Apodemus uralensis* Pall. 1811) и домовая мышь (*Mus musculus* L. 1758), обитающие рядом с человеком, часто подвергаются воздействию тех же факторов, что и человек. Кроме того, как уже неоднократно отмечалось, показана принципиальная возможность экстраполяции на человека ряда данных, полученных на мелких млекопитающих в определенном диапазоне токсикологического эксперимента (Безель, 1987). Указанные предположения с достаточной убедительностью позволяют использовать мышевидных грызунов в качестве тест-объекта для оценки и прогнозирования состояния территорий, подверженных антропогенным и, в частности, радиационным воздействиям.

В общем виде все радиационно индуцированные процессы носят обратимый и необратимый характер. Их соотношение зависит от параметров радиационного воздействия, функционального состояния организма до и после облучения и других факторов. При воздействии высоких доз, вызывающих острое лучевое поражение, существенное значение для благоприятного прогноза имеет оценка состояния клеточных популяций в активно пролиферирующих тканях (кроветворная ткань, эпителий кишечника). В условиях хронического облучения, помимо этого доминирующую роль играет состояние адаптивных, компенсаторно-восстановительных процессов, иммунореактивность. Известно, что хроническое облучение в малых дозах может вызывать изменения в демографической структуре и числен-

### ГЛАВА 3

ности популяций. Численность мелких млекопитающих обусловлена процессами смертности и размножения, интенсивность которых зависит от интенсивности воздействующих факторов (Шилов, 1977). При изучении различных аспектов проблем размножения в литературе используется термин «репродуктивная стратегия» — набор адаптаций или механизмов, обеспечивающих наибольший репродуктивный успех в пессимальных условиях. К числу этих механизмов, прежде всего, относят те, которые регулируют время наступления и продолжительность репродуктивного периода (Райцина, 1985). Многочисленными исследованиями на мышевидных грызунах (Большаков, Кубанцев, 1984, Жигальский, 1994) показано, что изменения интенсивности многих внешних факторов, в том числе радиационных, приводят к нарушению демографической структуры (гибель самцов и самок, скорость полового созревания, активность участия в размножении и многие другие). При этом повышенная смертность самцов определяется большей двигательной активностью, интенсивными обменными процессами, особенностями формирования и развития половой системы, связанными с гормональной регуляцией (Науменко, 1982).

Сравнительный анализ чувствительности мужских и женских половых желез к воздействию радиоактивных и химических веществ показал, что гонады самцов более чувствительны к неблагоприятным факторам среды. По нарастанию эффектов показатели, характеризующие репродуктивную систему в целом, можно расположить следующим образом: *величина помета - плодовитость - способность к зачатию - эстральный цикл - функциональный сперматогенез*. Известно, что ионизирующее излучение тормозит размножение и развитие половых клеток, вызывает в них структурные и функциональные повреждения, хромосомные перестройки. Таким образом, любые нарушения в процессе сперматогенеза могут вызывать изменения в оплодотворяющей способности сперматозоидов, которые приводят либо к доминантно-летальным мутациям, либо к неэффективному спариванию.

Проблема действия малых доз радиации состоит в существовании нерепарируемых лучевых повреждений генома, приводящих к появлению мутаций, а, следовательно, к образованию злокачественных и наследственных заболеваний. С увеличением дозы выход их растет, доза 30 рад увеличивает выход мутаций в два раза (Барабой, 1991). Многолетние наблюдения за населением в районе экологической катастрофы на Южном Урале показали увеличение числа новообразований, которые можно рассматривать как случаи отдаленных последствий (Цыб и др. 1992). Более чем в 6 раз возросла распространенность злокачественных образований крови и кроветворных органов среди населения, особенно детей, на территориях попавших под влияние Тощкого ядерного взрыва (Лебедькова и др., 1998).

Имеющиеся в литературе данные по изменениям в системе крови мелких млекопитающих, обитающих на территориях с разным уровнем радиоактивного загрязнения, характеризуют в основном качественные изменения крови. Многие авторы отмечают нарушение соотношения отдельных типов клеток, появление специфической адаптивной нормы (Тестов, 1993), снижение функциональной активности клеток (Материй, 1977, 1978, 1983, 1984, Маслова, 1976). Количественные изменения гемопоэза находят при более высоких уровнях загрязнения (Тестов, 1993) или при более высоких количествах радиоактивности в эксперименте (Борисова и др., 1988).

Ряд авторов считает, что основой патологии при малых дозах является повреждение плюрипотентных гемопоэтических клеток, в результате чего развивается нестабильность пролиферации в отдельных ростках кроветворения, ведущая к функциональной неполноценности клеток крови (Муксинова, 1990). Функциональная неполноценность, в свою очередь, играет центральную роль в развитии инфекционных осложнений, отдаленных новообразований (Жербин и др., 1989). Оценить влияние на организм ионизирующих излучений в малых дозах чрезвычайно сложно. Из всех клинико-лабораторных тестов

### ГЛАВА 3

целесообразнее и информативнее для прогностики поражения использовать комплекс данных количественно-морфологического исследования клеток кроветворной системы (Комар, 1992).

Особенностью системы крови является то, что она объединяет работу многих физиологических систем организма, прямо или опосредованно реагирует на действие многих факторов. В свою очередь физиологическое состояние организма позволяет косвенно характеризовать экологическую ситуацию мест обитания. Влияние вредных факторов может изменить реактивное состояние организма и из неспецифических проявлений на начальном этапе поражения перейти в специфические проявления. Первичная профилактика системы крови строится, прежде всего, на хорошо обоснованных научных данных о характере влияния на кроветворение того или иного фактора окружающей среды. Поэтому, выявив ранние изменения, можно предотвратить развитие патологических процессов. (Козинец и др., 1993).

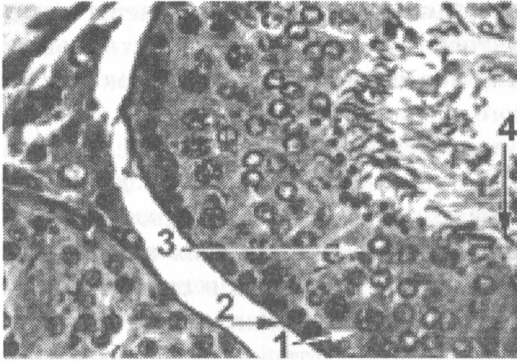
Эритроциты периферической крови не менее чем лейкоциты реагируют на патогенные факторы и повреждаются ими. Однако в силу морфологической простоты эритроцита его патологические реакции слабо поддаются микроскопическому исследованию и значительно менее изучены, чем изменения лейкоцитов. Анализ «красной» крови дает обычно характеристику — число эритроцитов, гемоглобина. Но эти показатели не в меньшей мере зависят от объема плазмы, чем от кроветворения. Кроме того, даже в стандартных условиях эксперимента среди животных, в том числе мышей, регистрируются индивидуальные различия в уровне числа эритроцитов. Физиологический смысл этих различий сопровождается качественными различиями, их функциональной неравнозначностью и устойчивостью (Клиорин, Тиунов, 1974). Использование индексов эритроцитов позволяет вскрыть изменения, не выявляемые стандартными клинико-лабораторными методами исследования (Тарахтий и др., 1995; Цыб и др., 1996).

Цель данной главы, поэтому, заключается в оценке состояния репродуктивной и кроветворной системы в популяциях мелких млекопитающих, обитающих на импактных территориях вблизи Тоцкого полигона в Оренбургской области.

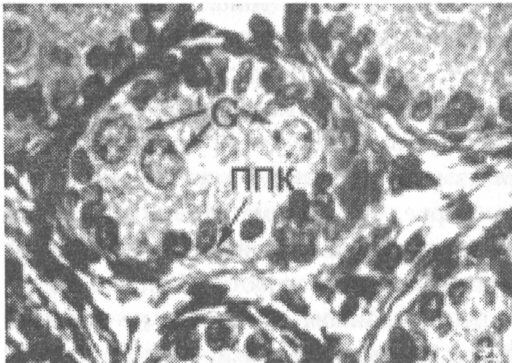
**Анализ сперматогенеза.** Процесс сперматогенеза у половозрелых животных представляет собой длинную серию цитологических последовательных преобразований, включающих деление и дифференцировку нескольких типов клеток: сперматогоний, сперматоцитов, сперматид и сперматозоидов. Эндокринный отдел семенника содержит клетки Сертоли и клетки Лейдига (интерстициальная ткань). Рассмотрим влияние малых доз радиации на последовательные стадии сперматогенеза.

Цитоморфологический анализ семенников неполовозрелых животных (рыжей полевки и лесной мыши) на контрольных участках показал, что большинство животных содержит семенные каналцы эмбрионального типа, т.е. представлены незрелыми клетками Сертоли и первичными половыми клетками (ППК) (табл. 14, рис. 6). Клетки Сертоли, по мере протекания сперматогенеза, берут на себя роль иммунологической и генетической защиты дифференцирующихся половых клеток, являясь одним из наиболее эффективных компонентов гематотестикулярного барьера (Современные проблемы сперматогенеза, 1982). Поэтому крайне важно было оценить их функциональное состояние и целостность собственной оболочки семенных каналцев. В данном случае мы не наблюдали каких-либо изменений в клетках Сертоли.

У других самцов, которые составляют небольшую долю популяции, сперматогенез достигает стадии сперматид (рыжая полевка) и сперматозоидов (малая лесная мышь) (рис 7). У последних, несмотря на наличие сперматозоидов в семенных каналцах, процесс сперматогенеза нельзя отнести к активному, т.к. слабо выражена межтучная ткань, вырабатывающая тестостерон, не развиты добавочные половые органы, т.е. снижена гонадотропная активность гипофиза. Это небольшое количество сперматозоидов может сохраняться в течение всего



**Рис. 6.** Семенные каналцы с нормальным сперматогенезом (2 -сперматогонии, 1 – сперматоциты, 3 – сперматиды, 4 – сперматозоиды). Окраска гематоксилин-эозин. Ув. x 175



**Рис. 7.** Семенник неполовозрелой полевки, содержащий семенные каналцы эмбрионального типа (G – клетки Сертоли, ППК – первичные половые клетки) Окраска гематоксилин-эозин, Ув. x 175

периода покоя. Однако они могут иметь нарушения в строении акросомы и хвоста, обладать сниженной подвижностью, более низкой активностью ряда ферментов по сравнению с полученными из семенников в период активного сперматогенеза. Увеличивается число мертвых форм. Вероятно, эта груп-

па животных представляет собой быстрореагирующий резерв популяции, который позволяет ей поддерживать весеннюю численность в измененных условиях среды. На импактной территории доля таких животных незначительна по сравнению с контрольным (табл. 14).

**Таблица 14**

**Встречаемость различных клеточных элементов в семенных канальцах неполовозрелых животных с разных участков (процент канальцев и животных, содержащих отдельные типы сперматогенных клеток)**

Вид	ППК	Сперматогонии	Сперматозиды	Сперматиды	Сперматозоиды	Клетки Сертоли
<i>Контрольные участки</i>						
<i>C. glareolus</i>	70	20	6	3	0	80
Доля животных, %	27	27	13	7	0	87
<i>A. uralensis</i>	65	25	10	5	3	80
Доля животных, %	30	30	20	16	16	70
<i>Импактные участки</i>						
<i>C. glareolus</i>	80	10	4	0	0	90
Доля животных, %	30	1	1	0	0	90
<i>A. uralensis</i>	60	15	6	3	1	80
Доля животных, %	35	20	10	11	6	80

Количественный гистологический анализ отдельных типов половых клеток у животных с импактных участков показал уменьшение числа сперматогоний, которое приводит к падению герминативного индекса (табл. 15), то есть наблюдается снижение пролиферативной активности клеток. Кроме того, снижается число других типов половых клеток (сперматозоидов, сперматид и сперматозоидов), что приводит к усилению напряженности сперматогенеза, падает индекс релаксации (табл. 15). Наиболее выраженные количественные изменения наблюдаются у рыжей полевки, что по-видимому, связано с видовыми особенностями.

**Изменение отдельных показателей, отражающих состояние репродуктивной системы неполовозрелых животных с контрольного и опытного участков**

<i>Показатели</i>				
Модельный вид	Индекс надпочечника	Индекс семенника	Герминативный индекс	Индекс релаксации
<i>Контрольные участки</i>				
<i>C. glareolus</i>	0,15 ± 0,03	0,77 ± 0,25	0,00 ± 0,015	1,0 ± 0,20
<i>A. uralensis</i>	0,24 ± 0,05	1,11 ± 0,20	0,25 ± 0,050	2,0 ± 0,40
<i>Импактные участки</i>				
<i>C. glareolus</i>	0,25 ± 0,04	1,25 ± 0,30	0,02 ± 0,003	0,5 ± 0,10
<i>A. uralensis</i>	0,31 ± 0,06	1,31 ± 0,30	0,30 ± 0,050	1,2 ± 0,30

Одновременно мы наблюдали хорошо выраженную индивидуальную изменчивость морфофизиологических признаков — индекса надпочечника и семенника. На контрольных участках животные с полным сперматогенезом (до стадии сперматозоидов) имеют и высокий индекс надпочечника. Эндокринная взаимосвязь между корой надпочечника и семенником приводит у таких животных к повышению и индекса семенника, которое происходит за счет межучточной ткани семенника (увеличивается диаметр семенных канальцев). Тестостерон, образующийся в межучточной ткани, участвует в обменных процессах целого организма. На импактных участках у подобных животных индекс надпочечника и семенника достоверно выше (табл. 16). Это говорит о том, что животные находятся в более неблагоприятных условиях существования, при которых усиливается энергонапряженность организма. Действительно, на данном участке концентрация  $^{137}\text{Cs}$  выше ( $14,0 \pm 4,0$  Бк/кг против  $27,0 \pm 5,0$  Бк/кг на импактной территории). У неполовозрелых полевок (сперматогенез до стадии сперматогоний) с контрольных и импактных участков достоверных различий по индексу надпочечника, семенника и диаметру канальцев не наблюдается (табл. 16).

Таблица 16

**Изменение индекса семенника и надпочечника  
у полевок в зависимости от стадии сперматогенеза**

Стадии сперматогенеза	Контрольные участки	Импактные участки
<i>Семенник</i>		
Сперматогонии	0,45±0,02	0,42±0,03
Сперматиды-сперматозоиды	1,10±0,15	2,10±0,31*
<i>Надпочечник</i>		
Сперматогонии	0,10±0,01	0,18±0,02
Сперматиды-сперматозоиды	0,15±0,02	0,32±0,04*

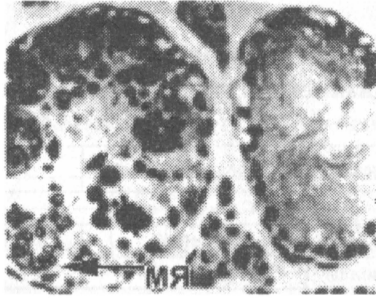
\* — Достоверные отличия от контроля,  $p < 0,05$

Таким образом, на импактных участках животные достигают поздних стадий сперматогенеза с несколько большими энергетическими затратами. Известно, что в основе успешной перезимовки зверьков, особенно составляющих некий резерв популяции, лежит минимизация обменных процессов. Следует предположить, что такие животные в течение зимы элиминируются.

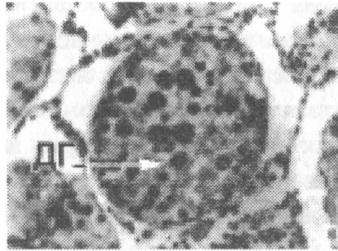
У отдельных мышей с импактных участков в семенных канальцах встречаются многоядерные и гигантские половые клетки. Многоядерные сперматоциты обычно содержат 2–3 ядра, обнаруживающие признаки дегенерации — пикноз, хроматолиз. Они встречаются реже, чем гигантские многоядерные сперматиды. Наличие многоядерных клеток говорит о вредном воздействующем факторе на сперматогенный эпителий (рис. 8,9).

Из приведенных выше данных следует, что животные с контрольных и импактных участков уходят в зиму в разных физиологических состояниях. Так, у сеголеток с импактных участков, имеющих низкий герминативный индекс и индекс релаксации, создаются предпосылки для задержки полового созревания весной.

### ГЛАВА 3



**Рис. 8. Семенник полевки, с опытного участка, содержащий канальца с многоядерными атипичными сперматидами – (МЯ )**



**Рис. 9. Дегенирирующие половые клетки (ДГ).  
Окраска гематоксилин-эозин. Ув. x 175**

Механизм снижения пролиферативной активности, а отсюда и усиление напряженности сперматогенеза, обусловлен, главным образом, нейро-гуморальными факторами: а) нарушение синтеза специфических для половых клеток гистоновых белков ведет к изменению ДНК — мембранного комплекса, что в свою очередь, обуславливает расстройство механизмов гормональной рецепции, осуществляющей регуляцию их деления и дифференцировки б) низкий гормональный уровень. У половозрелых животных была описана общая морфологическая картина семенников. У отдельных животных с импактными

участков (независимо от вида) обнаружены деструктивные изменения в семенных канальцах (частичное отслаивание зародышевого эпителия), которые носят очаговый характер (рис. 8). Основную часть семенника представляют канальца с активно протекающим сперматогенезом. Отслаивание зародышевого эпителия может быть обусловлено нарушением проницаемости гематотестикулярного барьера, имеющего аутоиммунную природу. Деструктивные изменения не могут рассматриваться как адаптация на клеточном уровне. Современные теории старения человека, как правило, основываются на накоплении повреждений в клетках, которые приводят не только к сокращению репродуктивного периода, но и продолжительности жизни в целом.

Развитие патологических изменений в семеннике чаще всего начинается в области rete testis, ductuli efferentis и только потом распространяется на канальцы семенника. По мнению некоторых авторов (Johnson, 1970) это происходит за счет того, что сперматозоиды в канальцах сети семенника менее защищены и в первую очередь являются объектами аутоагрессии, у неполовозрелых животных отсутствие сперматозоидов защищает орган от аутоиммунного поражения.

Спермограмма, которая включает в себя ряд показателей, характеризующих качество сперматозоидов (в основном наличие патологических форм), в наших исследованиях укладывается в нормоспермию, хотя у животных с опытного участка встречаются сперматозоиды с макроголовкой. Согласно наблюдениям многих авторов, оплодотворяющая способность эякулята повышается параллельно увеличению не общего числа спермиев, а процента подвижных и морфологически нормальных форм. Наличие патологических форм (половые клетки с макроголовкой) приводит к доимплантационной гибели эмбрионов и неэффективному спариванию.

**Анализ системы крови.** На импактной и контрольной выборках домовых мышей исследованы показатели системы крови. При анализе полученных данных по ряду исследованных признаков найдены статистически значимые различия

### ГЛАВА 3

(табл. 17). В импактной группе установлено достоверно более высокое число эритроцитов (9,7 против 8,3 млн,  $p = 0,015$ ), существенные изменения претерпевает и их форма ( $p < 0,05$ ): уменьшается объем (53 против 63  $\text{мм}^3$ ), толщина (1,3 против 2,8), сферичность (6 против 1,9) и увеличивается средний диаметр (7,3 мкм против 5,4).

По литературным данным средний диаметр эритроцитов у природных половозрелых грызунов колеблется от 4,9 до 5,1 мкм. По нашим оценкам у лабораторных мышей линии BALB/с средний диаметр эритроцитов составляет 5,2 мкм, у лесной мыши 5,7 мкм, а у рыжей полевки 4,7 мкм, что ближе к величине эритроцитов контрольной группы исследуемых домашних мышей.

Существенно изменяется процентное соотношение эритроцитов разного диаметра ( $p < 0,006$ , табл. 18). У животных импактной группы основная доля клеток (49 %) представлена эритроцитами, диаметр которых составляет 6,8–7,5 мкм, в контрольной 52% эритроцитов имеет диаметр 4,7–5,4 мкм. Доля клеток такого диаметра у импактных мышей составляет лишь 4,6%. Возрастает до 30 против 2% в контроле число эритроцитов, диаметр которых более 8 мкм. Кривая распределения эритроцитов по диаметру у опытных животных заметно сдвигается вправо. Появление макроцитов ряд авторов связывает с «проскакиванием» последнего клеточного деления — важный момент в понимании природы отдаленных эффектов (Вальд, 1974). Подобные отклонения в морфологии эритроцитов наблюдают при гипохромной анемии, которая развивается при хронических отравлениях, дефиците железа, инфекциях, опухолях, снижении синтеза гемоглобина (Тодоров, 1966), при длительном действии ионизирующей радиации в малых дозах (Гольдберг, 1967).

Содержание гемоглобина в эритроците (MCH) имеет связь с размером эритроцита. Его величина снижается как с увеличением диаметра эритроцитов в пределах 8,9–6,8 мкм ( $r = -0,43$  —  $-0,49$ ), так и с уменьшением его в диапазоне

Таблица 17

**Показатели домовых мышей, отловленных на импактной и контрольной территориях**

Показатели	Кристалка		Старобогдановка		Уровень значимости различий, р
	Среднее арифм.	Стандартное отклонение	Среднее арифм.	Стандартное отклонение	
Масса тела, г	16,11	4,13	15,97	3,86	0,320
Масса селезенки, мг	61,46	36,57	79,33	47,57	0,070
Индекс селезенки	3,72	1,91	4,94	3,18	0,790
Клеточность, млн:					
Селезенки	54,93	50,63	118,60	79,75	0,015
Костного мозга	11,12	4,15	12,31	3,59	0,098
Число ретикулоцитов, %	3,85	1,08	3,70	2,54	0,260
Число лейкоцитов, тыс	4,08	1,44	3,88	2,69	0,250
Число эритроцитов, млн	8,25	1,53	9,73	1,66	0,042
МСН, пг	16,25	4,31	16,08	1,72	0,030
МСНС, %	25,65	2,76	28,58	3,79	0,320
D, мкм	5,40	3,15	7,30	2,79	0,010
T, мкм	2,81	0,52	1,26	0,11	0,001
D/T	1,94	0,38	5,95	0,72	0,002
MCV, куб. мм	62,75	9,97	53,31	3,90	0,008
Hb, г%	15,80	2,11	14,80	2,69	0,840
Ht, %	51,00	1,41	54,03	5,89	0,480
Содержание радионуклидов, Бк/кг	236,07	32,18	255,67	30,47	0,085
<i>Форменные элементы крови. Относительное содержание.</i>					
<i>Лейкоциты</i>					
<i>Нейтрофильные:</i>					
Миелоциты	0,00	0,00 (1,0 <sup>*</sup> )	0,55	0,87	0,094
Юные	0,69	0,63	1,88	2,06	0,045
Палочкоядерные	3,18	2,32	5,38	3,30	0,038
Сегментоядерные	13,25	8,82	15,81	13,20	0,529
Эозинофильные	0,20	0,33	0,19	0,60	0,955
Базофильные	0,10	0,33	0,00	0,00 (1,0) <sup>*</sup>	0,721
Лимфоциты	60,20	14,59	57,32	14,30	0,567
Моноциты	19,00	13,27	16,67	7,93	0,519
Прочие	4,40	10,28	2,10	5,50	0,396
Число животных	14		21		

\* — В ситуациях с нулевой дисперсией параметра межгрупповое сравнение проведено условно с величиной стандартного отклонения 1,0.

### ГЛАВА 3

5,4 — 3,5 мкм ( $r = 0,50-0,52$ ). Поскольку популяция эритроцитов у импактных мышей в основной массе представлена клетками больших размеров, которые менее насыщены гемоглобином, то различия по этому показателю между сравниваемыми группами животных оказались существенными ( $p < 0,03$ ). МСН коррелирует с содержанием гемоглобина крови ( $r = 0,44$ ). Вместе с тем наблюдаемые нами изменения на клеточном уровне, как следствие изменений физико-химического уровня, не сказались значимо на показателях Ht и Hb крови. Известно, что чем выше уровень организации живого, тем выше эффект компенсации нарушенных функций. Поддержание этих показателей в пределах нормы, как можно полагать, опираясь на полученные данные, компенсируется значительно большим числом эритроцитов, которые вряд ли следует считать качественно полноценными. Имеются данные, что у красных полевок, обитающих на Уральском полигоне, где ЭЭД составляет 1,3 сЗв/год, кислородная емкость крови снижена. Таким образом, столь простые количественные показатели — содержание Hb и индексы эритроцитов, могут слу-

**Таблица 18**

**Относительное содержание эритроцитов разного диаметра у домовых мышей импактной и контрольной групп**

Диаметр, мкм	Кристалка*		Старобогдановка	
	Среднее	Стандартное отклонение	Среднее	Стандартное отклонение
9,6	0,23	0,048	2,89	0,598
8,9	0,51	0,076	8,04	1,158
8,1	1,35	0,211	20,14	1,262
7,3	3,41	0,392	27,99	1,065
6,8	7,43	0,883	20,98	1,173
6,1	16,39	1,074	11,99	0,998
5,4	24,68	0,474	3,80	0,507
4,7	28,12	1,568	2,04	0,447
4	11,50	0,819	0,96	0,153
3,5	6,35	0,564	1,15	0,180

\* — данные из разных мест отлова различаются,  $p < 0,006$

жить оценкой ответной реакции системы красной крови на воздействие.

В поддержании кроветворной функции органов компенсирующая роль, по-видимому, в значительной мере принадлежит селезенке, по сравнению с костным мозгом, что выражается в некотором увеличении массы и индекса селезенки, более заметном у самок (в 1,8 раза по сравнению с контрольными мышами), а также в клеточности органа ( $\rho = 0,015$ ). Показано, что у собак с большим числом эритроцитов костный мозг характеризуется меньшей реактивностью, не обеспечивающей сохранения нормального уровня эритроцитов (Клиорин, 1974). Клеточность селезенки, как и число эритроцитов, коррелирует с размерами эритроцитов: клеточность тем выше, чем больше эритроцитов с диаметром 6,8—8,9 мкм ( $r = 0,35-0,46$ ), и, напротив, тем ниже, чем больше эритроцитов, диаметр которых составляет менее 6,1 мкм ( $r = -0,46 - -0,39$ ).

Известно, что в пределах физиологических границ наблюдается существенный размах колебаний числа эритроцитов. Индивидуальные колебания числа эритроцитов сопровождаются качественными различиями между клетками, связанными в частности с активностью ферментов (каталаза, глюкозо-6-фосфат-дегидрогеназа). Изучение количества и качества эритроцитов — путь к оценке индивидуальной особенности биоэнергетики этих клеток и прогноза индивидуальных адаптационных способностей. В качественном отношении в пределах физиологических границ более полноценны эритроциты при меньшем их числе (Клиорин, Тиунов, 1974).

Число лейкоцитов крови не различается между группами опыта. Вместе с тем отмечен левый сдвиг в формуле крови мышей опытной группы, а число палочкоядерных нейтрофилов в вариантах опыта достоверно различается ( $\rho = 0,04$ ). Сдвиг влево в формуле крови — признак более значительный, чем число лейкоцитов, который свидетельствует о наличии в организме инфекционного процесса (Тодоров, 1966).

### ГЛАВА 3

Степень сдвига имеет прогностическое значение. В норме для человека этот показатель (отношение суммы миелоцитов, метамиелоцитов и палочкоядерных к числу сегментоядерных) составляет  $1/16$ . У контрольных мышей он составляет  $1/3$ , еще выше у опытных —  $1/2$ . У последних отмечена более высокая величина отношения палочкоядерных к сегментоядерным нейтрофилам (0,34 против 0,24 в контроле). Ее превышение или равное 0,15 у человека считается патологией крови.

В обеих изученных группах по сравнению с другими видами мышей (линейные мыши, лабораторные колонии малой лесной мыши) отмечено более высокое число моноцитов. Увеличение их количества может вызывать увеличение колоние-стимулирующих факторов, которые влияют на пролиферацию, дифференцировку и самоподдержание кроветворных предшественников. Важная функция моноцитов — защита от инфекции. «Моноцитная защитная фаза» имеет место при субхронических воспалительных процессах. Увеличена доля больших лимфоцитов (20–30%). Сдвиг соотношения числа больших лимфоцитов к числу малых — высоко чувствительный показатель лучевого поражения лиц, профессионально подвергающихся облучению в малых дозах (Бендер, 1974).

Морфологическая картина клеток крови: вакуолизация ядра и цитоплазмы сегментоядерных нейтрофилов, кариорексис, атипия ядер лимфоцитов, моноцитоз и гипербазофилия их цитоплазмы свидетельствует о качественных структурных изменениях в лейкоцитах среди животных и контрольной и импактной групп. Однако, частота встречаемости отмеченных особенностей выше среди мышей импактной группы. Такие изменения проявляются, когда поглощенная доза облучения достигает 2–3 Р и считаются одним из признаков защитно-приспособительных реакций в ответ на радиационное воздействие (Борисова и др., 1988). Несмотря на одинаковое содержание ретикулоцитов в группе импактных и контрольных животных ( $\rho = 0,26$ ) признаки высокой регенерационной

способности кроветворения у отдельных особей хорошо выражены. У части мышей найдены максимальные величины диаметра (у импактной и контрольной групп соответственно 7,8 и 7,9 мкм) и числа эритроцитов (12,2 и 14,4 млн/куб. мм), гематокрита (66 и 65), кардиоцитов (12,3 и 17,8 млн.). Об усилении эритропоэза, наряду с полихроматофилией, свидетельствуют и обнаруженные у некоторых мышей высокие показатели числа ретикулоцитов и индекса селезенки (94% и 16,03, соответственно), ретикулоцитов и клеточности костного мозга (59% и 20,5 млн.). Столь высокая активность гемопоэза у отдельных мышей может быть следствием повышенной нагрузки за счет вероятного локального загрязнения среды обитания животных.

Для оценки действующего экологического фактора проведено прямое определение радионуклидов в тушках мышей. Накопленное содержание бета-активности в тушках мышей импактной группы не отличается статистически значимо от значений контрольных животных ( $p = 0,08$ ), имеет место лишь тенденция повышения. Не установлено корреляции ни с одним из исследуемых признаков. Вместе с тем суммарное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в общей массе тушек мышей импактной выборки более чем вдвое превышало таковое у контрольных ( $12,0 \pm 1,2$  Бк/кг против  $4,9 \pm 0,9$ ). Обнаружение радионуклидов в тушках животных свидетельствует о факте облученности организма и протекания жизнедеятельности животных в условиях радиоактивного загрязнения. Локализуясь в костной ткани,  $^{90}\text{Sr}$  поражает костный мозг, функция которого, как было показано, компенсируется селезенкой — органом кроветворения у мышевидных грызунов.

Согласно современным данным (Борисова и др., 1988, Кривоулицкий и др., 1988) столь незначительные величины содержания радионуклидов не должны вызывать каких-либо изменений и на клеточном уровне. Исследования Е.Б. Бурлаковой и сотрудников (1994) показали, что даже трехкратное превышение фоновой мощности излучений при суммарной дозе

1–5 Р вызывает физико-химические изменения в клетках разных органов. Вместе с тем известно, что при длительном внешнем облучении инкорпорированными радионуклидами трития и  $^{239}\text{Pu}$  выявляются закономерности перестройки гемопоза, установлено уменьшение популяции полипотентных клеток. Стабилизация крови на уровне нормы поддерживается за счет изменения темпа пролиферации и созревания клеток, соотношения клеток. Система с дефектным кроветворением не поддерживает гомеостаз организма, что способствует реализации отдаленных последствий действия ионизирующих излучений (Муксинова, 1990). Вряд ли можно исключить, что выявленные различия между показателями мышей импактной и контрольной групп связаны с влиянием обнаруженного на исследуемой территории  $^{239}\text{Pu}$ . О существенном влиянии малых доз радиации свидетельствует и тот факт, что смертность жителей Японии, получивших дозу 5 Р после взрыва в Хиросиме, выше, чем среди получивших 25-30 Р (Бурлакова, 1994). Эти факты говорят о том, что приобретает особое значение влияние малых доз при сочетании влияния антропогенных факторов, «ибо при нормальной экологической ситуации действие малых доз могли бы не заметить» (Бурлакова, 1999).

В клетках костного мозга изученных выборок мышей выявлено повышение в 1,7–2 раза частоты хромосомных нарушений, обнаружены хромосомные маркеры радиационного поражения генома (Гилева, 1997). Если размер эритроцита генетически детерминирован и имеет место поражение генома кроветворных клеток, то можно предполагать, что установленное нами увеличение диаметра эритроцитов может быть следствием не только физиологического ответа организма на воздействующий фактор, но и имеет генетическую природу.

**Оценка состояния репродуктивной системы и системы крови в популяциях модельных видов грызунов.** Проведенный нами популяционный анализ репродуктивной и кровеносной систем у модельных видов грызунов позволяет оценить

состояние контрольных и импактных популяций в зоне потенциального влияния Тоцкого взрыва.

Полученные результаты исследования репродуктивной системы свидетельствуют о наличии следующих эффектов:

- а) снижение числа животных, представляющих репродуктивный резерв популяции, что ведет к тому, что популяция оказывается в целом менее устойчивой;
- б) падение пролиферативной активности половых клеток;
- в) усиление напряженности сперматогенеза;
- г) наличие деструктивных изменений, носящих очаговый характер;
- д) присутствие в спермограмме сперматозоидов с макроголовкой.

Все эти факты подчеркивают известную неполноценность и напряженность компенсаторно-восстановительных процессов, происходящих в репродуктивной системе. При дополнительной нагрузке возможен «срыв», который впоследствии затруднит процесс адаптации к антропогенным факторам, понизив устойчивость, как организма, так и популяции в целом. Кроме того, наличие спермиев с измененной головкой, если они жизнеспособны и участвуют в оплодотворении, вызывает гибель эмбрионов как до, так и после имплантации, т.е. приводит к гибели эмбрионов на разных стадиях эмбриогенеза.

Во многих случаях исследователи не могут прогнозировать последствия напряжения функции без определения запаса прочности системы, что трудно решается из-за методических сложностей. Мы пока можем говорить лишь о «цене адаптации», когда истощаются функциональные резервы нормальных адаптационных механизмов и организм вынужден переходить на неэкономичную и недостаточно эффективную деятельность, при этом возможны нарушения гомеостаза в отдельных системах. Для того, чтобы определиться в вопросе какой ценой происходит приспособление (отдифференцировать физиологическую адаптацию от временной компенсации скрытого патологического процесса) необходимы многолетние исследования.

### ГЛАВА 3

Стойко сохраняющиеся изменения, выявленные в течение нескольких сезонов, можно считать дезадаптивным признаком, отвечающим критерию «вредности», даже если они и проявляются в пределах физиологической адаптации. Для того, чтобы оценить оплодотворяющую способность сперматозоидов, необходимо провести дополнительные исследования по определению их жизнеспособности и агглютинирующих свойств, тем более, что, отмеченные нами деструктивные изменения в семенниках, возможно, обусловлены аутоиммунными процессами. Образующиеся антитела в организме самцов увеличивают содержание в эякуляте обездвиженных и агглютинирующих сперматозоидов, несмотря на их морфологическую полноценность. По данным отдельных авторов непригодность спермы к оплодотворению в 50% случаев может быть обусловлена аутоиммунными реакциями. Кроме того, необходимо проводить морфометрический анализ сперматозоидов, который позволяет оценить их оплодотворяющую способность.

Полученные результаты по исследованию системы крови позволяют заключить что:

- в импактной группе наблюдается более высокое число эритроцитов, существенные изменения претерпевает их форма: уменьшаются объем, толщина, сферичность и увеличивается средний диаметр;
- кривая распределения эритроцитов по их диаметру у импактных животных заметно сдвигается вправо в сторону его увеличения;
- в поддержании кроветворной функции органов компенсирующая роль, по-видимому, в большей степени принадлежит селезенке, по сравнению с костным мозгом, что наиболее ярко выражается в некотором увеличении массы и индекса селезенки, а также ее клеточности;
- число лейкоцитов крови статистически не различается между различными группами животных, однако отмечена тенден-

*Оценка состояния репродуктивной ...*

ция к левому сдвигу в формуле крови у мышей импактной группы. Число палочкоядерных нейтрофилов в вариантах сравнения статистически достоверно различается;

- в обеих обследованных группах по сравнению с другими изученными видами грызунов (линейными мышами, лабораторной колонией малой лесной мыши) отмечено более высокое число моноцитов, увеличена также доля больших лимфоцитов (20–30%).
- среди животных и контрольной и импактной групп обнаружены качественные структурные изменения в лейкоцитах (вакуолизация ядра и цитоплазмы сегментоядерных нейтрофилов, кариорексис, атипия ядер лимфоцитов, моноцитоз и гипербазофилия их цитоплазмы), однако, частота встречаемости отмеченных особенностей выше среди мышей импактной группы;

Сравнительная оценка исследованных гематологических показателей системы крови домовых мышей контрольной группы, обитающих на территориях, подвергшихся антропогенному воздействию, позволила выявить скрытые отклонения в системе крови мышей, отловленных на импактных участках. Выявленные изменения относительно показателей контрольных животных отражают ответную реакцию организма на воздействие экологических факторов, одним из которых является радиационный. Эффект преобладания в крови молодых форм клеток, особенно эритроцитов, может быть обусловлен как ускоренным созреванием клеток, так и быть генетически закрепленным.

## ГЛАВА 4

---

### АНАЛИЗ ХРОМОСОМНЫХ НАРУШЕНИЙ У ИНДИКАТОРНЫХ ВИДОВ ГРЫЗУНОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА

Эколого-генетический анализ является необходимым компонентом мониторинга окружающей среды. На пораженных территориях антропогенные загрязнения, как правило, носят комплексный характер, т.е. в среде одновременно присутствует целый набор мутагенов, включая радиоактивные и химические вещества. Их интегральный эффект может быть определен только с использованием биологических моделей. В ряде случаев чувствительность биоиндикационных методов, в том числе, генетических, оказывается выше, чем разрешающая способность химического и радиационного анализа (Brusick, 1987). Это обстоятельство особенно важно при рассмотрении ситуации на территориях, пострадавших от воздушного взрыва атомной бомбы на Тоцком полигоне в 1954 г.

В настоящее время хорошо известно, что в Оренбургской области, особенно в районах, прилегающих к Тоцкому полигону, наблюдается явное ухудшение состояния здоровья населения, в частности, резко повышена по сравнению с соседними регионами онкозаболеваемость (Медико-экологические аспекты..., 1996). Есть основания полагать, что рост заболеваемости и перинатальной патологии в значительной степени вызван повреждением генофонда жителей этих районов (Кулешов и др. 1996). Ясно, что здесь требуется изучение ныне существующего мутагенного потенциала среды и, что не менее важно, ретроспективное исследование мутагенных воздействий, в первую очередь, радиационного фактора. К сожалению, судя по имеющейся в нашем распоряжении информации, до последнего времени контроль за судьбой радиоактивных загрязнений в интересующем нас регионе должным образом не про-

водился. Остается неизвестным, как в течение 40 лет после взрыва изменялся в качественном и количественном отношении комплекс радиополлютантов на пораженной территории, каково содержание  $^{90}\text{Sr}$  в природных средах в настоящее время и в прошлом, в какой мере радионуклиды выносились за первоначальные пределы следа, какой вклад в радиоактивное загрязнение внесли подземные ядерные взрывы, проведенные в Оренбургской области. Лишь в начале 90-х годов был проведен гамма-спектрометрический анализ на содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почвах. Авторы пришли к выводу, что по их данным нельзя объективно восстановить дозу облучения населения, полученную в результате взрыва 1954 г. (Исследование радиационной обстановки..., 1993). В этой ситуации на первый план выступают методы биологической индикации мутагенных эффектов. Следует подчеркнуть, что изучение последствий мутагенного воздействия загрязнений на человека требует значительных затрат и связано с методологическими сложностями, особенно в случае небольших городов и деревень, где исследуемые группы населения настолько малы, что даже при наличии заметного повреждающего эффекта его оценки, полученные с помощью медико-демографического подхода, оказываются статистически незначимыми. Применение так называемой биологической дозиметрии (определение частоты хромосомных транслокаций в лимфоцитах человека) весьма трудоемко, требует больших затрат и импортных реактивов. В подобных случаях тест-объектами для прогноза генетических последствий техногенного загрязнения среды могут служить мелкие млекопитающие (Бочков, Чеботарев, 1989). Следует напомнить, что данные по лабораторным мышам были успешно использованы Научным комитетом ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН) для обоснования уровней ожидаемых генетических эффектов в популяциях человека под влиянием ионизирующего излучения (Шевченко, Померанцева, 1985). Задачей настоящего раздела работы было проведение первичного скрининга уровней генети-

ческой опасности на западе Оренбургской области при использовании модельных индикаторных видов грызунов.

Принимая во внимание специфику ситуации в исследуемом районе, мы решили на первом этапе исследований использовать для эколого-генетического мониторинга, как уже отмечалось выше, в методическом разделе, два вида грызунов: синантропный — домовую мышь *Mus musculus* и дикий — восточноевропейскую полевку *Microtus rossiaemeridionalis* ( $2n = 54$ ). Аборигенные популяции диких грызунов должны лучше сохранять изменения генома, аккумулярованные за весь период мутагенного воздействия. Некоторые из таких изменений могут быть особенно опасными с точки зрения генетического и канцерогенного риска, поскольку они генерируют все новые и новые мутации (Герасимова и др., 1984; Гончарова, Рябконов, 1994, 1995; Глазко и др., 1996; Померанцева и др., 1996 а, б). В окрестностях Тоцкого полигона можно ожидать их появления, в первую очередь, у диких грызунов, популяции которых населяют импактные территории в течение исторического времени и в полной мере перенесли воздействие ядерного взрыва.

В качестве основного метода исследования был использован метафазный анализ клеток костного мозга, позволяющий учесть как структурные аберрации хромосом, так и геномные мутации, изменяющие число хромосом (анеуплоидию и полиплоидию). Частота хромосомных нарушений является не только показателем генетической опасности, но и индикатором канцерогенного влияния загрязнений среды, что особенно важно при оценке эффекта малых доз ионизирующей радиации. Многие медицинские радиологи считают, что наиболее реальным последствием такого хронического облучения является повышение частоты злокачественных новообразований (Ярмоненко, Филюшкин, 1992). Канцерогенный эффект радиоактивных и химических мутагенов коррелирует с кластогенным (т.е. индукцией хромосомных аберраций) в высокой степени (Bardwell, 1989).

Исследования проводились в двух поселках Красногвардейского района Оренбургской области — Старобогдановке (ныне пос. Пушкинский), находящейся на территории радиоактивного следа, и Кристалке, расположенной вне первоначальных границ следа. Домовые мыши, как отмечалось в методическом разделе, отлавливались в жилых и административных постройках, на огородах и в окрестностях деревень; полевки были пойманы в окрестностях деревень и на их территории в зарослях кустарников и древесных насаждениях. В Кристалке было отловлено 23 домовых мыши и 13 восточно-европейских полевок, а в Старобогдановке — 26 мышей и 10 полевок. В качестве контроля были использованы домовые мыши из экологически «чистого» поселка Советский Тюменской области, а также восточноевропейские полевки, отловленные на территории Ботанического сада УрО РАН, расположенного на юго-западной окраине г.Екатеринбурга, где по нашим данным уровень антропогенного загрязнения невысок (Гилева и др., 1992).

### **Анализ частот хромосомных нарушений**

Результаты цитогенетического анализа представлены в таблицах 19–22. Прежде всего, как это рекомендуется «Руководством по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ», изданным Всемирной организацией здравоохранения (1989), с помощью G-критерия была проведена проверка всех показателей на внутригрупповую однородность. Из таблицы 19 видно, что по частоте клеток с хромосомными абберациями, суммарной частоте анеуплоидных и полиплоидных клеток и частоте клеток с хромосомными пробелами все изученные выборки домовых мышей и восточноевропейских полевок были однородны, поэтому частоты поврежденных клеток у мышей из разных населенных пунктов сравнивались на суммированном для всех животных из каждой выборки материале также с помощью G-критерия.

Таблица 19

**Средняя частота хромосомных нарушений у модельных видов грызунов из Красногвардейского района Оренбургской области и контрольных территорий**

Показатель	Домовая мышь			Восточноевропейская полевка		
	Советский (контроль)	Кристалка	Старобогдановка	Ботсад, Екатеринбург	Кристалка	Старобогдановка
*Число животных	56	23	26	5	13	10
Число изученных клеток	5550	1191	1411	250	635	500
Средняя частота клеток в % :						
<i>с хромосомными aberrациями</i>	1,30	2,52	2,27	0,40	3,46	6,20
<i>анеуплоидных</i>	0,49	0,76	0,64	1,20	1,73	2,60
<i>полиплоидных</i>	0,07	-	0,21	-	0,16	0,40
<i>анеуплоидных и полиплоидных суммарно с пробелами</i>	0,56	0,76	0,85	1,20	1,89	3,00
<i>К-митозов</i>	2,68	5,21	4,61	3,60	4,25	4,20
	0,83	0,77	1,44	9,30	5,72	11,01
Среднее число на клетку (x100):						
хромосомных aberrаций	1,39	2,69	2,41	0,40	3,78	7,00
пробелов	2,76	5,21	4,68	3,60	4,72	4,20
разрывов хромосом	1,57	2,94	3,12	0,40	3,94	7,40

**Примечание:** \* — К-митозы были учтены у 45 животных

Следует отметить, что у обоих изученных видов наблюдается в целом сходная картина хромосомных нарушений. Важно подчеркнуть, что у обоих видов выборки из двух обследованных поселков Красногвардейского района не различаются достоверно ни по одной из исследованных характеристик. Как у домашней мыши, так и у восточноевропейской полевки из Кристалки и Старобогдановки по сравнению с контролем достоверно повышена частота клеток с хромосомными aberrациями, являющаяся основным показателем цитогенетического поражения. У обоих видов из района Тоцкого полигона частота геномных мутаций (анеуплоидии и полиплоидии)

Таблица 20

**Результаты статистического анализа данных по хромосомным нарушениям с помощью G-критерия.**

Значения G-критерия и уровень значимости (p) для частоты клеток				
1	2	3	4	5
		с хромосомными абберациями	анеуплоидных и полиплоидных	с пробелами
<b>Домовая мышь</b>				
$G_h$	1. Советский (контроль)	71,992 $p > 0,05$	70,298 $p > 0,05$	68,778 $p > 0,05$
	2. Кристалка	25,763 $p > 0,20$	20,446 $p > 0,50$	22,014 $p > 0,40$
	3. Старобогдановка	28,784 $p > 0,20$	25,766 $p > 0,40$	33,748 $p > 0,10$
	$G_p$ (df = 2)	12,339 $p < 0,001$	1,732 $p > 0,40$	28,144 $p < 0,001$
	$G_t$ k=3	1-2	8,567 $p < 0,05$	0,606 $p > 0,05$
1-3		6,487 $p < 0,05$	1,441 $p > 0,05$	14,377 $p < 0,01$
2-3		0,175 $p > 0,05$	0,080 $p > 0,05$	0,498 $p > 0,05$
<b>Восточноевропейская полевка</b>				
$G_h$	1. Ботсад, Екатеринбург (контроль)	3,235 $p > 0,60$	3,089 $p > 0,60$	3,425 $p > 0,50$
	2. Кристалка	11,893 $p > 0,50$	18,183 $p > 0,10$	3,265 $p > 0,99$
	3. Старобогдановка	8,891 $p > 0,40$	8,466 $p > 0,50$	11,911 $p > 0,20$
	$G_p$ (df = 2)	19,613 $p < 0,001$	3,017 $p > 0,40$	0,2140 $p > 0,99$
	$G_t$ k=3	1-2	9,080 $p < 0,01$	0,548 $p > 0,05$
1-3		19,018 $p < 0,01$	2,591 $p > 0,05$	0,159 $p > 0,05$
2-3		4,662 $p > 0,01$	1,471 $p > 0,05$	0,002 $p > 0,05$

**Примечание:**  $G_h$  — оценка внутренней однородности выборок; df — число степеней свободы;  $G_p$  — оценка достоверности различий между выборками из всех населенных пунктов;  $G_t$  — оценка попарных различий между выборками; k — общее число попарных сравнений; значения p определены по Сидаку.

## ГЛАВА 4

не превышает достоверно значения для контроля. Такова же ситуация в случае К-митозов; поскольку рассмотренные выборки были неоднородны по частоте этого феномена, мы сравнивали средние доли К-митозов с помощью дисперсионного анализа (для домовый мыши  $F = 0,73$ ,  $p = 0,48$ ; для восточноевропейской полевки  $F = 1,96$ ,  $p = 0,16$ ). Лишь по частоте клеток с пробелами ситуации у мыши и полевки различны: у домовый мыши из Крystalки и Старобогдановки наблюдается значительное и достоверное повышение этого показателя по сравнению с контролем, в то время как у трех групп восточноевропейской полевки различия по частоте клеток с пробелами невелики и статистически незначимы.

**Таблица 21**

**Общее количество хромосомных нарушений разного типа, обнаруженных у домовых мышей из Красногвардейского района и контроля**

Показатель	Советский (контроль)	Крystalка	Старобогдановка
Число животных	56	23	26
Число изученных клеток	5550	1191	1411
Одиночные фрагменты	61	26	21
Парные фрагменты	6	1	3
Изохроматидные разрывы	-	2	-
Кольца	5	1	-
Хроматидные транслокации	3	-	-
Хромосомные транслокации, в т.ч. робертсоновские	2	2	10
Общее число aberrаций	77	32	34
<b>Анеуплоидные клетки с:</b>			
2n = 38, 39	6	4	-
2n = 41, 42, 44, 56	21	5	9
Полиплоидные клетки	4	-	3
Пробелы	153	62	66
К-митозы	32	9	22

Частота клеток со структурными aberrациями хромосом у домовых мышей из двух поселков Красногвардейского района повышена по сравнению с контролем в 1,7–2,0 раза. У восточноевропейской полевки частота aberrантных клеток замет-

но выше: она превышает спонтанный уровень примерно в 8 раз в Кристалке и более чем в 15 раз в Старобогдановке.

**Таблица 22**

**Общее количество хромосомных нарушений разного типа, обнаруженных у восточноевропейских полевок из Красногвардейского района и контроля**

Показатель	Ботсад, Екатеринбург (контроль)	Кристалка	Старобогдановка
Число животных	5	13	10
Число изученных клеток	250	635	500
Одиночные фрагменты	1	21	29
Парные фрагменты	-	2	4
Перицентрические инверсии	-	1	1
Хромосомные транслокации, в т.ч. робертсоновские	-	-	1
Общее число aberrаций	1	24	35
<b>Анеуплоидные клетки с:</b>			
2n = 52,53	-	2	2
2n = 55	3	9	11
Полиплоидные клетки	-	1	2
Пробелы	9	30	21
K-митозы	26	40	67

Важнейшим индикатором природы мутагенных агентов является соотношение aberrаций хромосомного и хроматидного типов. Повышенная частота перестроек хромосомного типа обычно связана с воздействием радиационного фактора; в связи с этим Н.П.Бочков (1983) недавно снова обратил внимание на важность контроля за соотношением перестроек разного типа при генетическом мониторинге. Как видно из таблиц 21 и 22, у мышей из Кристалки и полевок из обоих населенных пунктов явно преобладают aberrации хроматидного типа, что характерно для спонтанного мутагенеза и мутагенеза, индуцированного химическими агентами. Однако мыши из Старобогдановки характеризуются довольно высокой долей aberrаций хромосомного типа. Эту долю можно определять двояким образом. Некоторые авторы относят к хромосомным

## ГЛАВА 4

абберациям транслокации, инверсии, парные фрагменты и кольца. Если последовать их примеру, доля аббераций хромосомного типа у мышей из Советского составит 16,9%, у мышей из Кристалки — 12,5% и у мышей из Старобогдановки — 35,2%. Достоверность различий в этом случае достаточно велика (хи-квадрат равен 8,27,  $p=0,02$ ). Для полевок картина выглядит иным образом: хотя в Старобогдановке аббераций хромосомного типа несколько больше (17,1%, в то время как в Кристалке их 12,5%), эти различия недостоверны (хи-квадрат равен 0,24,  $p=0,63$ ). Однако, по нашему мнению, более корректно рассматривать в качестве перестроек хромосомного типа только транслокации и инверсии, т.к. парные фрагменты и кольца могут возникать и в результате изохроматидных разрывов). При таком подходе частота аббераций хромосомного типа у мышей из Старобогдановки составляет 29,4%, в то время как у мышей из Кристалки соответствующая оценка равна лишь 6,3%, а у контрольных зверьков — 2,6%. Различия между выборками высоко достоверны (хи-квадрат равен 19,78,  $p < 0,001$ , при попарных сравнениях недостоверны лишь различия между животными из Кристалки и контрольной популяции). Столь значительная доля перестроек хромосомного типа, как у домовых мышей в Старобогдановке, является сильным аргументом в пользу существенной роли малых доз ионизирующей радиации в индукции хромосомных нарушений у исследованных животных.

Как указывалось выше, частота изменений числа хромосом (анеуплоидия и полиплоидия) у обоих видов из района возможного влияния Тоцкого взрыва достоверно не отличалась от контрольной. По-видимому, набор мутагенов, загрязняющих эту территорию, значительно отличается от того комплекса мутагенных агентов, с которым мы сталкивались при проведении эколого-генетического мониторинга на Среднем Урале, где имеется мощная металлургическая и химическая промышленность. Там у домовых мышей, наряду с кластогенным (т.е. вызывающим структурные абберации хромосом) эффектом,

всегда наблюдался и анеугенный (вызывающий изменения числа хромосом), что обусловлено скорее всего присутствием в среде химических анеугенов, которых нет в обследуемом районе Оренбургской области. В случае ионизирующей радиации анеугенная активность наблюдается далеко не всегда, поэтому отсутствие анеугенного эффекта при наличии кластогенного в Кристалке и Старобогдановке можно рассматривать как свидетельство в пользу радиационной природы цитогенетического поражения у изученных животных. Впрочем, нельзя исключить и возможность загрязнения района Тоцкого полигона химическими генотоксикантами, обладающими лишь кластогенным потенциалом.

Пробелы не относятся к числу беспорных показателей цитогенетического повреждения, однако часть исследователей считает их таковыми, поэтому частоту пробелов принято оценивать и приводить при анализе кластогенных эффектов. Возможно, часть пробелов все же представляет собой истинные разрывы хромосом (Brogger, 1982), поэтому следует подчеркнуть, что у изученных нами животных в целом наблюдается параллелизм средней частоты пробелов с основным показателем цитогенетического повреждения — средней частотой клеток с хромосомными аберрациями.

***Наследуемые изменения генома у восточноевропейской полевки.*** Следует обратить особое внимание на наследуемые изменения генома, являющиеся индикатором мутагенного воздействия на предшествующие поколения. Такие изменения были обнаружены у восточноевропейской полевки из окрестностей Кристалки. Две из шести кариотипированных самок этого вида имели мужской набор хромосом, т.е. половые хромосомы X и Y, вместо двух X-хромосом, как у всех самок млекопитающих в норме. Наличие Y-хромосом у этих самок было подтверждено с помощью дифференциального окрашивания хромосом C-методом, который позволяет однозначно отличить Y-хромосому от делетированной X-хромосомы: у X интенсивно окрашивается только дистальная половина, а

Y-хромосома окрашивается таким образом по всей длине. Важно подчеркнуть, что восточноевропейская полевка является одним из популярных объектов цитогенетиков зоологической ориентации, и ее хромосомные характеристики изучались более чем в сотне популяций по всей Европе (Барановский и др., 1994). Ни в одном случае самки с мужским кариотипом не были обнаружены, несмотря на довольно широкую внутри- и межпопуляционную изменчивость кариотипа у этого вида (Зима и др., 1991).

На примере двух других видов грызунов (лесного и копытного леммингов, близких к восточноевропейской полевке в систематическом отношении) было продемонстрировано, что появление самок XY имеет генетическую основу. Эти самки несут в X-хромосоме мутацию, которая индуцирует развитие особей с мужским кариотипом по женскому пути (Fredga et al., 1977; Gileva, Chebotar, 1979). Скорее всего такая же мутация возникла и у восточноевропейской полевки в результате длительного воздействия мощного мутагенного фактора, каким является ионизирующая радиация. Эту мутацию следует считать маркером отдаленного генетического эффекта загрязнения радиоактивностью изучаемой территории.

По всей вероятности, появление сразу двух самок XY связано с мутацией, гомологичной той, которая хорошо исследована у двух видов леммингов, лесного и копытного (Fredga et al., 1977; Gileva, Chebotar, 1979), для которых характерно большое количество самок XY во всех популяциях. Их существование объясняется локализованной в X-хромосоме мутацией, наследование которой хорошо изучено.

Наряду с повышенной частотой хромосомных aberrаций у мышей и полевков, наличие наследуемых изменений генома у животных из Кристалки, заставляет предполагать, что этот поселок находится в зоне повышенной генетической опасности, несмотря на то, что он расположен вне первоначальных пределов радиоактивного следа, сформировавшегося после ядерного взрыва 1954 г. По всей вероятности, в течение 40 с

Анализ хромосомных нарушений ...

лишним лет, последовавших за взрывом, радиоактивные поллютанты выносились за границы следа.

**О природе мутагенных факторов в районе  
Тоцкого полигона**

Из предыдущих разделов следует, что у обоих видов грызунов, обитающих в районе Тоцкого следа, наблюдается повышенная частота хромосомных aberrаций. В случае восточноевропейской полевки эта частота значительно больше, чем у близкого вида того же рода *Microtus* (полевки-экономки — *Microtus oeconomus*) из 30-километровой зоны ЧАЭС, у которой в сентябре 1986 г. было обнаружено 2,47–3,23 % клеток костного мозга с хромосомными aberrациями (Зайнуллин и др, 1988).

**Таблица 23**

**Содержание радиоактивности в организмах грызунов  
из Красногвардейского района и контроля ( $M \pm m$ )**

Место сбора данных	Средняя суммарная бета-активность в Бк/кг сухого веса ( в пересчете на стронциевый эталон )*	Содержание в Бк/кг сухого веса**	
		<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Домовая мышь			
Советский (контроль)	-	22,1	< 9
Кристалка	250,60 ± 8,31	4,90 ± 0,90	15,00 ± 5,00
Старобогдановка	257,10 ± 6,92	12,00 ± 1,20	18,00 ± 5,00
t-критерий	0,61		
Уровень значим.	p = 0,54		
Восточноевропейская полевка			
Ботанич. Сад, Екатеринбург (контроль)	240,90 ± 14,53	-	-
Кристалка	257,50 ± 5,35	6,30 ± 0,60	16,00 ± 7,00
Старобогдановка	232,20 ± 11,34	11,70 ± 0,20	15,00 ± 4,00
F- критерий	1,81		
Уровень значим.	p = 0,18		

Примечание: \* — вычислены на основании оценок, полученных для каждого животного индивидуально; \*\* — приведены оценки, полученные для объединенного по каждой выборке материала, и ошибки счета.

Таблица 24

**Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена между цитогенетическими показателями и суммарной бета-активностью в организмах грызунов**

Место отлова	Частота клеток с хромосомными абберрациями	Частота анеуплоидных и полиплоидных клеток	Частота клеток с пробелами
Домовая мышь			
Кристалка	-0,147 p = 0,462	0,087 p = 0,664	0,23 p = 0,905
Старобогдановка	-0,107 p = 0,615	-0,183 p = 0,391	0,230 p = 0,282
Восточноевропейская полевка			
Ботсад, Екатеринбург (контроль)	0,725 p = 0,147	-0,148 p = 0,767	-0,516 p = 0,302
Кристалка	0,206 p = 0,476	0,132 p = 0,647	-0,106 p = 0,713
Старобогдановка	0,301 p = 0,367	0,220 p = 0,509	0,310 p = 0,352

Обсуждая природу мутагенных факторов, ответственных за неблагоприятную генетическую ситуацию, нужно прежде всего рассмотреть данные по содержанию радионуклидов в организмах кариотипированных животных. Как видно из таблицы 23, уровни средней суммарной бета-активности практически одинаковы у грызунов из Кристалки, Старобогдановки и контрольных населенных пунктов. Этот показатель был исследован для каждого животного, поэтому оказалось возможным проверить, есть ли связь между содержанием бета-излучателей и цитогенетическими характеристиками. Из приведенных в таблице 24 коэффициентов ранговой корреляции Спирмена следует, что такая связь отсутствует (они не отличаются значимо от 0). По-видимому, уровень бета-активности определяется в основном  $^{40}\text{K}$ , количество которого сходно во всех изученных населенных пунктах. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в тканях животных невелико и находится в пределах, известных для глобального загрязнения (Соколов и др., 1989). Таким

*Анализ хромосомных нарушений ...*

образом, наблюдаемая картина цитогенетического поражения не может быть объяснена лишь воздействием ионизирующего излучения за счет  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и других бета-излучателей, хотя они скорее всего вносят некоторый вклад в общий эффект.

**Таблица 25**

**Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена между цитогенетическими показателями и содержанием четырех металлов в печени домовых мышей**

Элемент	Место отлова	Частота клеток с хромосомными aberrациями	Частота полиплоидных и анеуплоидных клеток	Частота клеток с пробелами
М с д ь	Советский (контроль)	-0,390 p = 0,051	-0,141 p = 0,480	-0,119 p = 0,554
	Кристалка	-0,148 p = 0,487	0,177 p = 0,408	0,095 p = 0,656
	Старобогдановка	-0,238 p = 0,287	-0,208 p = 0,352	-0,305 p = 0,173
		Советский (контроль)	-	-
Ц и н к	Кристалка	-0,336 p = 0,115	-0,533 p = 0,012	0,051 p = 0,812
	Старобогдановка	-0,080 p = 0,720	0,064 p = 0,774	-0,127 p = 0,571
		Советский (контроль)	0,081 p = 0,685	0,268 p = 0,180
С в и н е ц	Кристалка	-0,111 p = 0,604	0,321 p = 0,132	-0,344 P = 0,106
	Старобогдановка	-0,360 p = 0,107	0,197 p = 0,379	-0,042 P = 0,851
		Советский (контроль)	0,261 p = 0,192	0,083 p = 0,680
	Кристалка	-0,048 p = 0,822	0,394 p = 0,064	-0,097 P = 0,648
н й	Старобогдановка	0,131 p = 0,559	0,228 p = 0,307	0,052 P = 0,818

В поисках причин обнаруженных эффектов мы рассмотрели содержание ряда химических элементов в организмах грызунов. Пробное определение содержания в костной ткани фтора, являющегося слабым мутагеном (Li et al., 1988), показало, что оно находится в пределах нормы, и от дальнейше-

Таблица 26

**Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена  
между цитогенетическими показателями  
и содержанием тяжелых металлов в печени  
восточноевропейских полевков**

Элемент	Место отлова	Частота клеток с хромосомными aberrациями	Частота полиплоидных и анеуплоидных клеток	Частота клеток с пробелами
М е д ь	Ботсад, Екатеринбург (контроль)	0,354 p = 0,480	-0,289 p = 0,564	0,447 p = 0,371
	Кристалка	-0,349 p = 0,247	-0,139 p = 0,646	-0,034 p = 0,910
	Старобогдановка	0,386 p = 0,308	0,772 p = 0,041	-0,076 p = 0,840
Ц и н к	Ботсад, Екатеринбург (контроль)	0,000 p = 1,000	-0,289 p = 0,564	0,783 p = 0,118
	Кристалка	0,091 p = 0,763	0,088 p = 0,772	0,068 p = 0,821
	Старобогдановка	0,265 p = 0,483	0,617 p = 0,103	0,292 p = 0,440
С в и н е ц	Ботсад, Екатеринбург (контроль)	0,395 p = 0,429	-0,968 p = 0,053	0,500 p = 0,317
	Кристалка	0,181 p = 0,548	-0,378 p = 0,210	0,177 p = 0,557
	Старобогдановка	-0,456 p = 0,228	-0,324 p = 0,391	0,421 p = 0,265
К а д м и й	Ботсад, Екатеринбург (контроль)	0,363 p = 0,468	-0,889 p = 0,076	0,344 p = 0,491
	Кристалка	-0,152 p = 0,614	0,033 p = 0,912	-0,122 p = 0,687
	Старобогдановка	-0,538 p = 0,154	-0,471 p = 0,212	0,451 p = 0,233

го анализа фтора было решено отказаться. Более подробно было изучено содержание тяжелых металлов, известных как мутагены, в скелете (бедренные кости) и печени животных. Следует подчеркнуть, что оно находится в пределах известной для грызунов нормы (McVee, Vickham, 1990), а небольшие различия между выборками из Кристалки, Старобогдановки и контроля, оказавшиеся статистически достоверными, носят случайный характер. Об отсутствии причинной связи

между содержанием меди, цинка, свинца и кадмия в печени грызунов и частотой хромосомных нарушений свидетельствует и то обстоятельство, что коэффициенты ранговой корреляции, вычисленные для оценки этой связи на индивидуальном уровне, практически во всех случаях не отличаются значимо от 0 (таблицы 25 и 26). Нельзя, однако, исключить, что среда обитания кариотипированных грызунов загрязнена химическими мутагенами неизвестной пока природы.

Итак, нам не удалось идентифицировать мутагенные воздействия, ответственные за цитогенетические нарушения у грызунов из двух поселков Красногвардейского района.

По-видимому, причины этих нарушений следует искать по меньшей мере в двух направлениях.

1. Большое количество аберраций хромосомного типа у мышей из Старобогдановки убедительно свидетельствует о существовании и в настоящее время радиационного воздействия на грызунов. В этой связи нужно вспомнить о реальной возможности загрязнения обследуемой территории плутонием-239, который обладает чрезвычайно высокой кластогенной активностью. Даже в количествах, недостаточных для выявления аналитическими методами, он оказывает заметный цитогенетический эффект, вызывая преимущественно аберрации хромосомного типа (Окладникова и др., 1994). Кроме того, обнаружение в почвах исследованного района заметных количеств бериллия-7 позволяет предполагать, что он также вносит вклад в цитогенетический эффект. Дело в том, что у млекопитающих <sup>7</sup>Be аккумулируется в основном в скелете, и может оказывать мутагенное влияние прежде всего на костный мозг, в котором мы учитывали хромосомные повреждения. В будущих исследованиях, поэтому, необходимо сконцентрировать внимание на исследовании содержания плутония-239 и бериллия-7 в природных средах вокруг Тоцкого полигона.

2. Второй вероятной причиной неблагополучной генетической ситуации в Кристалке и Старобогдановке являются отдаленные последствия хронического облучения в малых дозах,

## ГЛАВА 4

которому подвергались как популяции грызунов, так и население, в течение длительного периода после ядерного взрыва. Известно, что генетические эффекты облучения с течением времени аккумулируются, и некоторые мутации, возникающие сначала как единичные, постепенно распространяются в популяциях. Мутация, вызывающая появление самок ХУ у восточноевропейской полевки, должна рассматриваться как индикатор, свидетельствующий о наличии других наследуемых изменений генома. Некоторые из этих изменений с достаточно высокой вероятностью могли привести к формированию систем нестабильности генома, которые поддерживают на высоком уровне частоту хромосомных нарушений и повышают вероятность злокачественных новообразований (Герасимова и др., 1984; Kelly et al., 1989). Система наследуемой генетической нестабильности была обнаружена нами у обыкновенной полевки (кариотипического вида-двойника восточноевропейской полевки) на территории, прилегающей к Восточно-Уральскому радиоактивному следу на севере Челябинской области (Гилева и др., 1996). Появление подобной системы в районе Тоцкого полигона представляется вполне вероятным. Аналогичные процессы скорее всего происходят и в популяциях человека, приводя к повышению онкозаболеваемости, обнаруженному медиками (Медико-экологические аспекты..., 1996). В будущем в связи с возможной аккумуляцией генетических эффектов за период после ядерного взрыва необходимо оценить накопленные за это время дозы радиации как для грызунов, так и для человека.

Резюмируя все вышесказанное, можно заключить, что в зоне влияния ядерного взрыва 1954 г. на Тоцком полигоне у грызунов обнаружены генетические нарушения, возникшие, по всей вероятности, в результате этого взрыва. Результаты начатого в 1994 г. эколого-генетического мониторинга с применением цитогенетических методов свидетельствуют о реальной генетической опасности, существующей для населения этого региона.

## ГЛАВА 5

---

### ФЕНОГЕНЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ОТДАЛЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА

Известно, что при высоких концентрациях стронция-90 в скелете животных угнетается процесс окостенения хрящевых тканей вплоть до возникновения стронциевого рахита (Корзинкин, 1962; Ильенко, 1971; Ильенко, Крапивко, 1993). В докладе НКДАР ООН отмечено, что и относительно небольшие дозы при облучении хрящевой ткани у детей могут замедлить или вовсе остановить у них рост костей, что в дальнейшем приводит к аномалиям развития скелета. В настоящее время показано, что даже малые дозы ионизирующего излучения (0,01 Дж/кг и менее) оказывают влияние как на организм беременных женщин, так и на пренатальное развитие потомства (Neumeister, Wasser, 1984; Лукьянова и др., 1991; Федорова и др., 1992; Романова, Жорова, 1994; Рябчиков и др., 1995). По мнению Дж. Коггла (1986) не существует пороговой дозы, ниже которой облучение не вызывало бы никакого эффекта. Известно также, что чем меньше возраст ребенка, тем сильнее подавляется рост костей, причем скорее всего для такого воздействия радиации не существует никакого порогового эффекта. Серьезные нарушения развития плода наблюдаются при облучении матери на ранних этапах беременности. Л.К.Романовой с соавторами изучено влияние облучения в малых дозах на пренатальное развитие детей в контролируемых зонах Брянской области РФ (1997). Показана возможность трансплацентарного перехода некоторых радионуклидов ( $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ) и появление их следов в тканях отдельных плодов, начиная со 2-го триместра беременности. В 1-м триместре беременности у потомства облученных матерей обнаружено достоверное (по данным морфометрии гистологических срезов легких) замедление процесса ветвления бронхов, что указывает на нарушение пренатального морфогенеза легких.

## ГЛАВА 5

Авторы приводят также данные о том, что присутствие радионуклидов ( $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ) в тканях 24-недельного плода человека сочеталось с комбинированными пороками развития (иниоцефалия, расщепление позвоночника, гипоплазия легких и надпочечников), а у плода женского пола 30 недель были обнаружены множественные пороки развития: незаращение неба и верхней губы, а также гипоплазия легких. НКДАР ООН засвидетельствовано, что крайне чувствителен к действию радиации мозг плода, причем поражение мозга выражается как детерминированный эффект, если мать подвергается облучению между восьмой и пятнадцатой неделями беременности. При этом рождаются умственно отсталые дети. Известно, что таким образом пострадали почти 30 детей, которые были облучены в период внутриутробного развития во время атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки.

Международная комиссия по радиологической защите в докладе 1990 г. указала, что на стадии формирования органов (с 3-й недели беременности) достаточно поразить небольшое число клеток зачатка органа, чтобы вызвать последующие уродства. Комиссия определила этот эффект как детерминированный с порогом около 0,1 Гр (Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ, 1994). Такие нарушения могут проявиться и в виде различного рода деформаций скелета грызунов, выпадений фрагментов костей (особенно покровных) у животных, обитающих на загрязненной радиоактивными продуктами деления территории, а также отразиться на встречаемости неметрических признаков скелета. На крысах линии Вистар Е.П.Овчаренко с соавторами выявили нарушения антенатального и постнатального развития потомства после облучения сперматид и сперматозоидов в дозе 0,25–1,0 Гр. После облучения самцов-родителей в дозе 0,25 Гр у их потомков выявлено достоверное по сравнению с контролем отставание процесса оссификации костей таза (Овчаренко и др., 1996). Для людей также известны сходные процессы. При изучении здоровья детей, родившихся от ранее медикаментоз-

но облученных родителей (дозы на гонады у мужчин составляли 0,01–0,6–6,4 Гр), получены доказательства (Негтманн et al., 1988) повышения риска врожденных аномалий (аномалии развития, преждевременные роды, замедленное развитие скелета).

Анализ крупных и мелких морфологических aberrаций (неметрических признаков) скелета часто используется при исследовании влияния различных факторов среды на индивидуальное развитие организмов в популяциях, включая радиоактивное загрязнение территории (Ильенко, 1971; Тимофеев-Ресовский и др., 1973; Захаров, 1987; Яблоков, 1987; Васильев и др., 1996; Deol, Truslove, 1957; Grüneberg, 1964; Palmer, Strobeck, 1986; Parsons, 1992; Vasilyev, Vasilyeva, 1995). Поэтому при индикации экологического состояния популяций могут быть применены методы, основанные на встречаемости различных нарушений морфогенеза, а также оценке стабильности индивидуального развития по проявлениям флуктуирующей асимметрии билатеральных структур на популяционном уровне. Существует много противоречивых данных о влиянии разных доз ионизирующей радиации и инкорпорированных в организме радиоизотопов на процесс развития млекопитающих и остеогенез в естественных условиях радиоактивного загрязнения (Криволуцкий и др., 1988; Любашевский, 1980). При изучении популяции черных крыс (*Rattus rattus*), обитающих на территории с повышенным уровнем естественной радиации в Южной Индии, не удалось обнаружить строго направленных изменений в морфологических признаках скелета этих животных (Grüneberg, 1964), хотя выявленная межпопуляционная изменчивость была очень велика. Теоретически можно предполагать, что обитание популяции черных крыс на территории, которая в течение длительного исторического времени, составляющего около 600 лет (около 800–1000 поколений грызунов), подвергалась радиоактивному загрязнению, вполне может привести к ее адаптивному генетическому отклонению от исходного состояния. При длительном хроническом воздей-

## ГЛАВА 5

ствии радиации в малых дозах в популяции могут выработаться механизмы, позволяющие нивелировать ее негативное влияние (Ильенко, Крапивко, 1993), а адаптивные черты могут распространиться за большое число поколений на больших соседних территориях. Новые адаптивные черты фенотипа могут встречаться в смежных популяциях далеко за пределами участков с естественным высоким уровнем радиоактивности. Возможно, поэтому Грюнеберг и не нашел очень крупных нарушений в скелете у крыс. Нами в течение двух полевых сезонов проводилось исследование популяций красной полевки на территории Свердловской области, затронутой Восточно-Уральским радиоактивным следом. В случае ВУРСа в силу исторически короткого времени его воздействия (около 80–100 поколений грызунов) такая глубокая адаптация, как на участках с естественной высокой радиоактивностью, не может еще успеть выработаться. Поэтому можно заключить, что хотя число поколений, прошедших в популяции красной полевки после аварии, вполне достаточно для возникновения некоторых генетических особенностей в организации процесса развития, но недостаточно для их широкого распространения по всем прилегающим территориям. Вероятно, это и объясняет факт обнаружения феногенетической специфики популяции красной полевки в зоне ВУРС (Vasilyev, Vasilyeva, 1995; Васильев и др., 1996). В литературе описаны изменения и по метрическим признакам, которые наблюдаются в ответ на воздействие облучения. Так, например, известно некоторое увеличение массы тела при облучении, а некоторые авторы отмечали количественные нарушения в развитии и формировании резцов у некоторых видов грызунов как реакцию на облучение (Ильенко, 1974).

В последние годы появилось много исследований, посвященных использованию феномена флуктуирующей асимметрии альтернативных и количественных признаков при экологическом мониторинге природных популяций (Van Valen, 1962; Soule', 1979; Palmer, Strobeck, 1986; Захаров, 1987; Кожан-

ра, 1987; Markow, Ricker, 1991, 1992 и др.). Под флуктуирующей асимметрией билатеральных признаков обычно подразумевается случайный характер проявления признаков на разных сторонах тела особей или метамеров (Астауров, 1974). На экспериментальном и естественном материале было показано, что флуктуирующая асимметрия (ФА) может рассматриваться в качестве своеобразного индикатора неспецифической разбалансировки развития, характеризующего состояние популяции как в целом, так и по отдельным функциональным группам (Novak et al., 1993). В.М. Захарову (1987) удалось установить, что повышение флуктуирующей асимметрии на групповом уровне указывает на дестабилизацию процесса развития в популяции. Дестабилизация развития наблюдается обычно уже на относительно низком уровне средовых нарушений, которые еще не связаны с необратимыми изменениями в популяциях (Захаров, 1987). Это позволяет использовать ФА как индикатор даже незначительных отклонений параметров среды от фонового состояния, которые еще не приводят к существенному снижению жизнеспособности особей. Наиболее общий путь анализа явления дестабилизации развития особей в популяции и отдельных ее функциональных групп видится в следующей последовательности применения диагностических оценок:

1. Изучение спектра морфогенетических аберраций и уродств в популяциях доминирующих видов.
  - а) определение динамики частот морфогенетических аберраций во времени (2–3 года);
  - б) уровень дифференцированности поселений организмов на территориях разной степени деградации.
2. Анализ проявления эпигенетической изменчивости популяций, связанной с явлением флуктуирующей асимметрии, на территориях разной степени нарушенности.
3. Популяционно-феногенетическая оценка стабильности индивидуального развития организмов на основе проявлений флуктуирующей асимметрии билатеральных структур.

## ГЛАВА 5

- а) измерение дисперсии флуктуирующей асимметрии метрических и неметрических признаков;
  - б) оценка уровня индивидуальных аберраций морфогенеза в расчете на особь.
4. Изучение возможных отдаленных последствий хронического действия радиации в малых дозах на уровне эпигенетических эффектов нарушения нормального протекания индивидуального развития (в частности процессов оссификации) на примере модельных индикаторных видов.
5. Проведение локального фенетического мониторинга, включая организацию фонового, пространственного и временного (минимально в течение 2—5 лет) контроля за популяциями модельных индикаторных видов.

Последовательность диагностических оценок построена таким образом, чтобы отразить степень и уровень нарушения среды, воздействующей на развитие особи. Наиболее выраженные, глубокие нарушения среды затрагивают наиболее существенные и ранние этапы морфогенеза, а также оказывают прямое воздействие на фенотип развивающегося организма (по принципу «ожога»). Второй и третий блоки индикации отражают не только сильные воздействия, но и такие, которые еще не сказываются катастрофическим образом на состоянии жизнеспособности особей, но при усилении могут носить субвитальный и даже сублетальный характер. Наиболее важны два последних этапа, позволяющих оценить отдаленные последствия длительного действия облучения в малых дозах на феногенетические процессы и морфогенез у модельных видов млекопитающих, что может быть использовано для построения экотоксикологической модели популяции человека.

**Популяционно-экологическая характеристика мелких млекопитающих в ключевых участках исследования.** Важным моментом для феногенетического анализа является достоверная информация о популяционно-экологическом состоянии населения вида в районах исследования. Эти данные по-

*Феногенетический анализ отдаленных ...*

зволяют скорректировать и уточнить получаемые фенетические оценки с популяционных позиций, а также соотнести фазы популяционного цикла в разных естественных группировках. С другой стороны, это позволяет ориентировочно оценить качество среды обитания конкретных популяций по комплексу популяционно-экологических и ценологических признаков. Исследуемые поселения рыжих полевков значительно удалены друг от друга (от 40 до 85 км), поэтому могут рассматриваться в качестве самостоятельных популяций. Введем их условные названия в соответствии с приведенной в методическом разделе нумерацией для удобства дальнейшего изложения: 1 — «контрольная»; 2 — «тоцкая»; 3 — «кинзельская»; 4 — «старобогдановская».

Уровень численности рыжей полевки в пересчете на 100 ловушко-суток по изученным ключевым участкам сильно варьировал (табл. 27).

**Таблица 27**

**Видовой состав и относительная численность мелких млекопитающих на импактных и контрольном участках ( по данным, полученным на учетных линиях в 1994 г.)**

Виды, обилие (экз./100 л.-с.)	П о п у л я ц и и			
	Контрольная	Импактные		
		Нижнекристалка	Тоцкое	Кинзелька
Рыжая полевка	117	48	58	10
Серые полевки	1	0	8	32
Малая лесная мышь	10	6	45	38
Землеройки	8	1	13	0
Всего	136	55	124	80
Общее обилие	54,4	36,7	33,5	34,8
Обилие рыжей полевки	46,8	32,0	15,7	4,3
Ловушко-сутки	250	150	370	230

Примечательно, что именно участки, на которых сразу после взрыва происходило выпадение основной массы радионуклидов из радиоактивного облака, характеризуются пониженной численностью полевков. В контрольном участке относительная численность достигает максимальной величины. В

## ГЛАВА 5

тоцкой популяции уровень относительной численности рыжих полевок тоже высок, но несколько ниже, чем в контрольной. Самый низкий уровень численности обнаружен в старобогдановской популяции. Трудно напрямую связывать эти факты с воздействием фактора радиоактивного следа, однако можно предполагать некоторое угнетение численности полевок именно в импактных популяциях 3 и 4, лежащих в пределах ТРАС. В настоящее время при отсутствии многолетнего мониторинга можно предполагать все три основные причины более низкой численности в выборках по оси Тоцкого радиоактивного следа: а) за счет низкой рождаемости, б) высокой смертности молодняка, в) популяционной фазы в цикле динамики численности (депрессия). Если справедливы две первые причины, то можно предполагать некоторое угнетающее влияние фактора ТРАС на демографические процессы в импактных поселениях индикаторного вида.

**Таблица 28**

**Соотношение видов мелких млекопитающих  
на контрольном и импактных участках в зоне ТРАС  
в сходных пойменных биотопах в 1994 г, %**

Вид	П о п у л я ц и и			
	Контрольная Нижнекристалка	Импактные		
		Тоцкое	Кинзелька	Старобогдановка
Рыжая полевка	86,0	87,3	46,8	22,5
Серые полевки	0,7	0*	6,5	28,8
Малая лесная мышь	7,4	10,9	36,3	48,7
Землеройки	5,9	1,8	10,4	0
Всего	100	100	100	100

Примечание: \* — серые полевки отлавливались в этих биотопах в небольшом количестве в другие годы.

При анализе соотношения видов на импактных и контрольном участках получена важная информация по распределению относительного доминирования в сообществе мелких млекопитающих (табл. 28). Эти данные свидетельствуют о

более выраженной пессимизации среды в окрестностях сел Старобогдановка и Кинзелька в сравнении с контрольным участком (д. Нижнекристалка) и окрестностями с. Тоцкое. Кривая значимости видов в сообществах мелких млекопитающих на первых двух территориях ближе всего соответствует логнормальному распределению Ф.У. Престона, в то время как на последних — геометрическому ряду И. Мотомуры (Уиттекер, 1980; Одум, 1986). Это косвенно указывает на то, что успех сосуществования видов на импактных участках определяется значительно большим числом лимитирующих факторов в сравнении с контрольной территорией и окрестностями с. Тоцкого.

Таблица 29

**Соотношение возрастных групп в сравниваемых популяциях рыжей полевки**

Популяция	Возрастные группы, %			
	juv	sad	ad	sen
1. Контрольная	14,1	63,6	15,2	7,1
2. Тоцкая	50,9	22,6	20,8	5,7
3. Кинзельская	19,1	57,4	17,7	5,9
4. Старобогдановская	10,0	50,0	40,0	0

Важно провести сопоставление возрастной структуры в сравниваемых популяциях (табл. 29). Из таблицы хорошо видно, что тоцкая популяция в возрастном отношении резко отличается от всех остальных в сторону преобладания класса ювенильных животных и относительно низкой доли субадультных зверьков. Выборка из старобогдановской популяции не может строго сравниваться с другими из-за малочисленности, однако можно отметить в ней повышенную долю взрослых зверьков и отсутствие класса перезимовавших животных.

Кинзельская и контрольная популяции формально близки между собой по относительному соотношению возрастных групп, однако при анализе структуры жевательной поверхности зубов в кинзельской выборке хорошо видно смещение зверь-

## ГЛАВА 5

ков *sad* в направлении *juv*. Другими словами субадультные зверьки в Кинзельской популяции находятся в среднем на относительно более молодой стадии формирования зубов, т.е. относительно несколько моложе, чем зверьки этого класса в остальных популяциях. На это же указывает и наименьшие общие размеры этих зверьков при сравнении средней длины тела животных этих групп в разных популяциях (табл. 30).

**Таблица 30**

**Средняя длина тела субадультных и адультных зверьков обоих полов в сравниваемых популяциях рыжей полевки**

Популяция	$M \pm m$	Станд.откл.	n
1. Контрольная	100,57 ± 0,84	7,767	86
2. Тоцкая	103,28 ± 1,82	9,776	29
3. Кинзельская	94,84 ± 1,25	9,377	56
4. Старобогдановская	102,63 ± 2,02	5,706	8

**Таблица 31**

**Репродуктивные характеристики самок рыжей полевки, отловленных на импактных и контрольной территориях в Оренбургской области в августе 1994 г.**

Параметры	П о п у л я ц и и			
	Контрольная n = 53	Тоцкая n = 22	Кинзелька n = 35	Старобогдановка n = 5
Доля репродуктивно активных самок, %	32	55	49	80
Величина выводка	5,1 ± 0,22	6,3 ± 0,45	4,6 ± 0,12	5,1 ± 0,22
Потенциальная плодовитость	5,1 ± 0,37	6,9 ± 0,40	4,9 ± 0,24	5,7 ± 0,67
Доимплантационная гибель, %	7,3	9,1	2,9	не определяли
Постимплантационная гибель:				
Доля самок, у которых отмечена резорбция эмбрионов, %	не отмечено	8,3	17,6	не отмечено
Резорбированных эмбрионов, %	не отмечено	2,5	3,8	не отмечено

Анализ данных по возрастной структуре важно сочетать с материалами по основным репродуктивным показателям популяции (табл. 31). В этой таблице приведены данные для самок. Данные по состоянию репродуктивной системы самцов были проанализированы в Главе 3.

Полученные данные свидетельствуют о том, что на импактных участках размножение самок рыжих полевок протекает интенсивнее, чем в контроле. Аналогичные данные получены и для малой лесной мыши. При этом более высокая постимплантационная гибель эмбрионов для этих двух видов обнаружена именно в импактных популяциях (у малой лесной мыши доля самок, имеющих резорбцию эмбрионов составила 14,3% в кинзельской популяции и 7,8% — в старобогдановской, а доля резорбированных эмбрионов от общего числа составила соответственно — 1,7% и 7,7%).

В контрольной и тоцкой популяциях малой лесной мыши резорбции эмбрионов в 1994 г. не отмечалось. Эти данные хорошо согласуются с материалами по анализу сперматогенеза в модельных популяциях, изложенными в главе 3. Учитывая все ранее сказанное о возрастной структуре в сравниваемых группировках, можно отметить больший отход молодняка в старобогдановской и кинзельской популяциях и относительно более раннее созревание зверьков (особенно в кинзельской популяции). Исходя из теории популяционной экологии, это свидетельствует о том, что популяции импактных участков отличаются черты, присущие популяциям мелких грызунов в экстремальных условиях обитания (Шварц, 1965, 1980; Большаков, 1972), в отличие от популяции контрольной территории. Это еще раз подчеркивает, что в момент проведения исследований среда обитания для мелких грызунов на импактных участках в окрестностях сел Старобогдановка и Кинзелька является менее благоприятной, чем на контрольном участке в окрестностях с. Нижнекристалка и с. Тоцкое.

Таким образом, судя по ряду ценотических и популяционных показателей мелких млекопитающих, включающих об-

## ГЛАВА 5

щее обилие, кривые доминирования, соотношение видов разных трофических уровней, возрастную и размерную структуру, репродуктивную активность и постимплантационную гибель, можно обоснованно предполагать, что среда обитания для мелких млекопитающих импактных участков окрестностей с. Старобогдановка и Кинзелька является менее благоприятной, чем среда обитания на контрольном участке (с. Нижнекристалка) и в окр. с. Тоцкое. Для популяций импактных участков характерны черты, присущие популяциям мелких млекопитающих, обитающих в экстремальных условиях существования.

**Концентрация смеси бета-активных веществ в организме грызунов из ключевых участков Оренбургской области.** Результаты анализа суммарной бета-активности в зольных остатках костно-мышечной ткани рыжих полевков представлены в таблице 32. Эти данные характеризуют суммарную бета-активность без учета конкретного радионуклидного состава. Следует заранее подчеркнуть, что в настоящее время радиационная обстановка в исследуемых районах в основном близка к норме, и можно было ожидать лишь локальных очагов загрязнения в биоценозах аккумулятивного типа (Криволицкий, 1983), а также некоторых следовых эффектов по трассе прохождения радиоактивного облака. Найти эти локальные зоны повышенного радиационного загрязнения с высоким содержанием долгоживущих радионуклидов возможно лишь при расширении зоны поиска.

**Таблица 32**

**Концентрация смеси бета-активных веществ в костно-мышечной ткани рыжей полевки (суммарная бета-активность, эталонировка по  $^{90}\text{Sr}$ , Бк/кг )**

Популяция	$M \pm m$	Станд.откл.	n
1. Контрольная	284,84 $\pm$ 0.89	67,925	86
2. Тоцкая	280,40 $\pm$ 1.10	55,177	47
3. Кинзельская	327,52 $\pm$ 1.58	69,901	29
4. Старобогдановская	302,00 $\pm$ 2.11	31,200	8

Для оценки возможных межпопуляционных различий по концентрации суммы бета-активных веществ в костно-мышечной ткани рыжих полевок было проведено множественное сравнение показателей суммарной бета-активности (расчет по стронцию-90, Бк/кг сухой массы) S-методом Шеффе (табл. 33). Как видно из таблицы, фактор межпопуляционных различий по концентрации смеси бета-активных веществ в тушках рыжих полевок статистически значим ( $p < 0,01$ ). Это указывает на то, что межпопуляционные различия по содержанию смеси бета-активных веществ в костно-мышечной ткани полевок хорошо выражены и носят не случайный характер. Однако при попарном сравнении выборок S-методом Шеффе (Шеффе, 1980) по этому параметру только по двум контрастам обнаружены статистически достоверные различия, так как в этих случаях S-отношение контраста по модулю больше вычисленной стандартной оценки (табл. 33). В этих случаях и контрольная, и тоцкая популяции по сравниваемому параметру

**Таблица 33**

**Множественное сравнение S-методом Шеффе концентрации суммы бета-активных веществ в костно-мышечной ткани рыжей полевки в контрольной и импактных популяциях (номера и условные названия сравниваемых популяций см. в табл. 32)**

Популяции (I - J)	Контраст	Станд. отклонение контраста	S-отношение
1 - 2	-13,77	21,945	-0,63
1 - 3	-39,29	12,774	- 3,08*
1 - 4	7,83	10,804	0,72
2 - 3	-25,52	23,685	-1,08
2 - 4	21,60	22,683	0,95
3 - 4	47,12	14,005	3,36*
Число степеней свободы: $k_1 = 3$ ; $k_2 = 164$			
Табличное значение $F = 2,7$			
Стандартная оценка контраста = 2,846			

**Примечание:** \* Различия достоверны при  $p < 0,05$  ( если S-отношение данного контраста по модулю больше вычисленной стандартной оценки).

## ГЛАВА 5

отличаются от кинзельской. Возможно, лишь из-за небольшого объема выборки рыжих полевок в старобогдановской популяции тенденция к повышенной концентрации смеси бета-активных веществ в этой группе зверьков оказалась статистически недоказанной.

Таким образом, концентрация смеси бета-активных веществ в тушках рыжих полевок на импактном участке 3 (окрестности с. Кинзелька) достоверно больше, чем в контроле и тоцкой популяции. Это отражает, по-видимому, следовой эффект, т.к. именно окрестности с. Кинзелька из прочих изученных территорий были, по-видимому, в первую очередь накрыты радиоактивным облаком после взрыва. Обнаруженные средние величины бета-активности относительно невелики и указывают на сравнительно низкий общий уровень радиоактивного загрязнения среды цезием-137 и стронцием-90. Это хорошо согласуется с радиоэкологическими данными. Тем не менее, слабый следовой эффект до сих пор имеет место.

Представляло интерес определить уровень бета-активности в костях животных, обитающих в эпицентральной зоне. Для этой цели в августе 1996 г. нами был проведен отлов мелких млекопитающих в пойме р. Лиман, правого притока р. Самары, который впадает в р. Самару вблизи с. Тоцкое. Эта маленькая речка берет начало вблизи эпицентра от родников, расположенных в 1~1,5 км от точки атомного взрыва, и протекает почти строго на юг к р. Самаре по долине, начинающейся от эпицентра. Проба животных была взята на расстоянии ~12 км от эпицентра с учетом того, что в нижней части поймы р. Лиман за 40 с лишним лет, прошедших после взрыва, должны преимущественно аккумулироваться радионуклиды, рассеянные в зоне эпицентра. В ольховом пойменном лесу, прилегающем к лугу, были отловлены 4 экз. полевой мыши (*Apodemus agrarius*) и 2 экз. обыкновенной бурозубки (*Sorex araneus*). Бета-активность определяли в лаборатории экотоксикологии ИЭРиЖ УрО РАН на счетной альфа-бета проточной системе ТЕСЛА. Натуральный фон составил 2,3 имп/мин.

(1 Бк — 11,3 имп/мин). Результаты счета приведены в таблице 34. Анализ таблицы выявляет существенный разброс значений по величине бета-активности, который указывает на мозаичность радиоактивного загрязнения среды в пойме р. Лиман. У полевой мыши уровень активности костной ткани колеблется от 88 до 14425 Бк/кг, а у обыкновенной бурозубки от 301 до 2124 Бк/кг. Для сравнения следует отметить, что средние значения бета-активности костно-мышечной ткани у близкого вида — малой лесной мыши из сравниваемых контрольной и импактных территорий в 1994 г. колебались в узком диапазоне от  $206,0 \pm 30,40$  Бк/кг в тоцкой популяции (левый берег р. Самары) до  $305,0 \pm 7,58$  в старобогдановской. При этом в контрольной популяции уровень активности составил  $294,2 \pm 30,16$  Бк/кг. В свою очередь этот показатель у обыкновенных бурозубок из контрольной популяции был равен  $277,8 \pm 17,17$  Бк/кг. Таким образом, отдельные особи полевой мыши из эпицентральной зоны имели бета-активность в костной ткани почти в 50 с лишним раз выше, чем в костно-мышечной ткани малых лесных мышей из окрестностей с. Тоцкое, а обыкновенные бурозубки в 7,7 раз выше, чем представители этого вида в контроле.

Таблица 34

**Бета-радиометрия черепов мелких млекопитающих, отловленных в эпицентральной зоне (пойменный ольховый лес р. Лиман)**

Вид	Пол	Масса воздушно-сух. кости, мг	Зола, мг	Навеска, мг	Счет над фоном, имп/мин	Бк/кг кости
<i>A. agrarius</i>	самка	246,1	159,4	100	3,7	221
<i>A. agrarius</i>	самец	275,4	162,3	100	27,7	14425
<i>A. agrarius</i>	самец	285,7	207,0	100	10,3	6726
<i>A. agrarius</i>	самец	421,1	275,8	100	1,3	88
<i>S.araneus</i>	самец	57,0	38,1	38,1	1,9	301
<i>S.araneus</i>	самец	125,5	81,3	81,3	3,1	2124

## ГЛАВА 5

Средняя величина бета-активности костной ткани для полевой мыши составила 5365 Бк/кг, т.е. более, чем на порядок выше, чем в костно-мышечной ткани близкого вида — малой лесной мыши (*A. uralensis*). У обыкновенной бурозубки из эпицентральной зоны (пойма р. Лиман) эта величина составляет 1212,5 Бк/кг, что так же значительно (почти на порядок) выше, чем в костно-мышечной ткани этого вида в окрестностях Нижнекристалки (контрольная популяция). Эти величины близки к уровню бета-активности, который был обнаружен нами при изучении костно-мышечной ткани в популяции красной полевки из осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) вблизи оз. Тыгиш в Каменском районе Свердловской области (Васильев и др., 1996). Повышенное накопление стронция-90 (2124—14425 Бк/кг) у трех животных трудно объяснить случайными причинами. Наиболее вероятно, что это свидетельство начального (еще при взрыве) радиоактивного загрязнения локальной территории обитания этих животных или выноса (аккумуляции) р. Лиман. В дальнейшем необходимо оценить роль различных звеньев трофической цепи в аккумуляции радионуклидов в пределах данной экосистемы.

Специальным исследованием установлено, что бета-активность костной ткани мелких млекопитающих из районов длительного аварийного радиоактивного загрязнения обусловлена в основном стронцием-90 и его дочерним иттрием-90 (Бетенеков и др., 1996). Действительно, на модельном костном материале мелких млекопитающих из района Восточно-Уральского радиоактивного следа радиохимически было определено, что не менее 90—95% вносит эта радионуклидная пара. Цезий-137 и калий-40 в костной ткани практически не депонируются, а существенного увеличения концентрации других бета-излучателей из естественных семейств  $^{238}\text{U}$  и  $^{230}\text{Th}$  не наблюдается. Поэтому можно обоснованно полагать, что при проведенном анализе черепов зверьков, добытых в пойме р. Лиман в эпицентральной зоне, бета-активность костной

ткани обусловлена главным образом  $^{90}\text{Sr}$  и его дочерним  $^{90}\text{Y}$ . В этой связи радиохимического определения основных радионуклидов в черепаках зверьков не проводили. При этом радиохимический анализ костно-мышечной ткани показал, что в наших пробах содержание стронция невелико, так как относительно общей массы тушки (без черепа) доля скелета, где он преимущественно депонируется, составляет всего несколько процентов. В 1994 г. нами было установлено, что  $^{90}\text{Sr}$  накапливается в костно-мышечной ткани мышевидных грызунов, обитающих на импактных участках (Тоцкое, Кинзелька, Старобогдановка) в пределах от  $5,0 \pm 0,1$  (малая лесная мышь) до  $16,0 \pm 0,4$  Бк/кг сухой массы (серые полевки). На контрольном участке радиостронций обнаружен лишь в тушках рыжей полевки в количестве  $13,5 \pm 0,2$  Бк/кг сухой массы.  $^{137}\text{Cs}$  накапливается в костно-мышечной ткани мелких млекопитающих, обитающих на импактных территориях в количествах от  $14,0 \pm 3,0$  Бк/кг у серых полевок до  $27,0 \pm 5,0$  Бк/кг у рыжей полевки; на контрольном участке он, также как и стронций-90, отмечен только у вида-радиофора — рыжей полевки в количестве  $14,0 \pm 4,0$  Бк/кг сухой массы.

Существенный разброс значений радиоактивности у представителей одного и того же вида и разных видов прямо указывает на мозаичный характер загрязнения радиостронцием данной территории и подтверждает наше предположение о локальном аккумуляровании радионуклидов в пойме р. Лиман вблизи с. Тоцкое на правом берегу р. Самары. Примечательно, что на левом берегу р. Самары в окрестностях с. Тоцкое уровень бета-активности в костной ткани мелких млекопитающих близок к фоновому и в среднем по абсолютной величине является самым низким у разных видов по сравнению с аналогичными пробами из Красногвардейского и Октябрьского районов области.

***Накопление тяжелых металлов в скелете, почках и печени мелких млекопитающих.*** Проведен анализ содержания некоторых тяжелых металлов в организме мелких млеко-

## ГЛАВА 5

питающих с целью определить степень загрязнения этими поллютантами изучаемых территорий в зоне потенциального влияния Тоцкого взрыва. Данные об уровнях накопления тяжелых металлов в скелете, почках и печени ряда видов мелких млекопитающих представлены в таблице 35.

**Таблица 35**

### **Концентрация тяжелых металлов в скелете, почках и печени (в мкг/г сухого веса) рыжих полевок и малых лесных мышей в 1994 году**

Вид, место отлова зверьков	Э л е м е н т			
	Свинец	Кадмий	Медь	Цинк
<b>Концентрация элемента в скелете</b>				
<b>Рыжая полевка:</b>				
Контроль	28,85 ± 2,981	0,60 ± 0,134	1,47 ± 0,230	81,97 ± 3,112
Кинзелька	27,93 ± 5,591	0,55 ± 0,116	1,65 ± 0,287	87,95 ± 3,341
<b>Малая лесная мышь:</b>				
Контроль	-	0,38 ± 0,201	0,72 ± 0,348	66,62 ± 5,225
Кинзелька	1,99	0,15	0,04	85,99
Старобогдановка	8,14 ± 2,093	0,82 ± 0,280	3,14 ± 1,640	85,88 ± 4,821
<b>Концентрация элемента в почках</b>				
<b>Рыжая полевка:</b>				
Контроль		0,87 ± 0,106	11,07 ± 0,329	70,41 ± 1,243
Кинзелька		0,95 ± 0,198	7,97 ± 0,362	53,66 ± 6,063
Старобогдановка		0,33	3,50	67,58
<b>Малая лесная мышь:</b>				
Контроль		0,52 ± 0,221	11,14 ± 0,356	35,44 ± 12,648
Кинзелька		0,28 ± 0,073	8,78 ± 0,156	53,63 ± 0,378
Старобогдановка		0,46 ± 0,067	11,22 ± 0,706	53,22 ± 2,785
<b>Концентрация элемента в печени</b>				
<b>Рыжая полевка:</b>				
Контроль	1,17 ± 0,58	0,62 ± 0,07	9,47 ± 1,38	83,88 ± 1,24
Кинзелька	5,92 ± 1,72	1,15 ± 0,21	11,64 ± 1,04	89,99 ± 2,98
Старобогдановка	6,12	0,11	11,28	71,46
<b>Малая лесная мышь:</b>				
Контроль	2,69	0,10	11,29	86,74
Кинзелька	3,42 ± 1,08	0,68 ± 0,15	11,50 ± 0,91	64,81 ± 3,31
Старобогдановка	1,60 ± 0,30	0,35 ± 0,10	11,18 ± 1,13	77,51 ± 3,84

Сравнительный анализ данных о концентрировании тяжелых металлов в скелете животных одного вида, обитающих на разных участках, показал, что достоверных групповых различий в уровнях накопления всех исследованных элементов не обнаружено.

Межвидовые сравнения показывают, что в среднем лесные мыши накапливают данные поллютанты в меньших количествах, чем рыжие полевки. Существенные различия обнаружены в уровнях накопления свинца в скелете сравниваемых видов: в костях малых лесных мышей он содержится в значительно меньших количествах, чем у обитающих на тех же участках рыжих полевок.

Содержание кадмия колебалось в почках рыжих полевок и малых лесных мышей в пределах от 0,28 до 0,95 мкг/г сухого веса, причем более интенсивно он накапливался рыжими полевыми. Зависимости уровня накопления этого элемента от участка отлова не обнаружено. Уровни накопления меди в почках полевок и мышей, отловленных на импактных и контрольных участках, различались незначительно и варьировали от  $7,97 \pm 0,362$  до  $11,22 \pm 0,706$  мкг/г сухого веса. Низкая концентрация меди (3,50 мкг/г), отмеченная на одном из импактных участков (Старобогдановка) у рыжей полевки, вероятно, связана с небольшой выборкой проанализированных животных ( $n = 3$ ). На импактных участках цинк накапливается животными обоих видов на одном уровне (табл. 35), тогда как на контрольной территории в почках лесных мышей его концентрация более, чем на 30% меньше, а у рыжих полевок — на 5,6–31,2% больше, чем на импактной территории.

Печень является органом-депо кадмия. Здесь он накапливался в концентрациях от 0,1 до 1,15 мкг/г сухого веса. Более интенсивно этот элемент депонируется рыжими полевыми, что было отмечено и для почек. Зависимости уровней его накопления от участка отлова не обнаружено.

Свинец обнаруживался в печени в небольших количествах в интервале от 1,17 (рыжие полевки, контроль) до 6,12 (ры-

## ГЛАВА 5

жие полевки, Старобогдановка) мкг/г сухого веса; рыжие полевки его, как и кадмия, концентрируют в больших количествах, чем малые лесные мыши.

Уровни накопления меди в почках исследованных видов мышевидных грызунов, отловленных на импактных и контрольной территориях, различались незначительно и варьировали от  $9,47 \pm 1,38$  до  $11,64 \pm 1,04$  мкг/г сухого веса.

Цинк концентрировался в печени в пределах от  $64,81 \pm 3,31$  до  $89,99 \pm 2,98$  мкг/г сухого веса, минимальные его количества отмечены у малых лесных мышей в окр. д. Кинзелька, максимальные — у рыжих полевок с того же участка.

В итоге проведенного анализа следует заключить, что уровни загрязнения исследуемых участков тяжелыми металлами в целом невелики, содержание токсикантов в организмах мелких млекопитающих незначительно и, по-видимому, не вызывает заметных негативных изменений у животных.

### **Анализ морфологических и фенотипических нарушений индивидуального развития в популяциях индикаторного модельного вида в импактных районах**

Хорошо известно, что применение всего комплекса фенотипических показателей требует длительных наблюдений за импактной и контрольной популяциями, и более надежные оценки могут быть получены по крайней мере за 2–3 года (Захаров, 1987). Такие пролонгированные данные собраны лишь по тоцкой популяции рыжей полевки. По этой причине имеющиеся в нашем распоряжении данные, синхронно собранные в четырех ключевых участках двух районов Оренбургской области в 1994 г. (Тоцкий, Красногвардейский), позволяют получить лишь предварительную оценку реальных нарушений процесса развития в популяциях у индикаторного вида, который рассматривается в качестве токсикологической модели популяции человека на угрожаемой территории в Оренбургской области.

***Крупные абберации и уродства в строении черепа.***  
Серьезных нарушений в строении черепа как в импактных, так

*Феногенетический анализ отдаленных ...*

и в контрольной популяциях рыжей полевки было выявлено сравнительно немного, однако все они, как правило, ранее не обнаруживались нами в других популяциях рыжей полевки Оренбургской области за двадцатилетний период исследований (табл. 36).

**Таблица 36**

**Спектр аберраций неметрических признаков черепа рыжей полевки**  
(нумерация признаков соответствует таковой в списке методического раздела)

Порядковый номер	Сокращенное название	Популяции			
		Контрольная	Тоцкая	Кинзельская	Старобогдановская
1.	Fprordupl	+	+	+	+
2.	IncFNS	+	+	+	+
3.	Fafac	+	+	+	+
4.	Faf	+	+	+	+
5.	FFI	+	+	+	+
6.	FFII	+	+	+	+
7.	FFIII	+	+	+	+
8.	FFIV	+			
9.	FFV	+	+	+	+
10.	FFVI	+	+	+	+
11.	FED	+	+		+
12.	FenSTP	+			
13.	MTSup	+	+	+	+
14.	MTAbs	+	+		
15.	MTDup	+	+	+	+
16.	FenMast	+	+	+	+
17.	FCond	+	+	+	+
18.	FHypDup	+	+	+	+
19.	FHypAc	+	+	+	+
20.	FPrmLat	+	+	+	+
21.	FMax I	+	+	+	+
22.	FMax II	+	+	+	+
23.	FMax III	+	+	+	+
24.	FMax IY	+	+	+	+
25.	FPalDup	+	+	+	+
26.	FenPal I		+	+	
27.	FenPal II	+	+	+	+
28.	FenPal III	+	+	+	
29.	MarPalDis	+	+	+	+
30.	FMed	+			
31.	FenMed	+	+		

Продолжение таблицы 36

Порядковый номер	Сокращенное название	Популяции			
		Контрольная	Тоцкая	Кинзельская	Старобогдановская
32.	IntFOv	+	+	+	+
33.	IntFOvLon	+	+	+	+
34.	FOvAcAnt	+	+	+	+
35.	FMentDUP	+			
36.	FMenSup		+	+	
37.	FMand I	+	+	+	+
38.	FMand II	+	+	+	+
39.	FMandIIDup	+	+	+	+
40.	FMand III	+	+	+	+
41.	Марка М <sup>3</sup>	+			
42.	Талонус "М <sup>4</sup> "	+			
43.	FenPalMax	+	+		
44.	FOvAnom	+			
45.	Par+Sqm	+			
46.	FOv+FRot	+			
47.	PrTemp-	+			+
48.	FFMed	+	+	+	
49.	FTempDup	+	+	+	
50.	OsFrontDup	+			
51.	FOv-			+	
52.	FisPalat			+	
53.	FTempAbs	+			

В обеих импактных выборках была обнаружена уникальная редукция височных отростков теменной кости (в старобогдановской — 12,5%, в кинзельской 3,5%). Лишь в кинзельской популяции были обнаружены такие единичные крупные нарушения в структуре черепа как вырезка центральной части заднего края неба и полное зарастание овального отверстия. Однако единичные редкие, но серьезные аберрации найдены и в контрольной популяции в окрестностях д. Нижнекресталка. Наибольший интерес представляет уникальное уродство, связанное с формированием подобия самостоятельного четвертого верхнего коренного зуба на основе призм талонуса третьего верхнего коренного зуба. За 25 лет наблюдений в более чем 30 удаленных популяциях рыжей полевки, обитающих на территории Оренбургской и Самарской областей, а также Баш-

кирии, авторы никогда не обнаруживали подобного феномена. Аналогичный вариант был отмечен в одной из популяций рыжей полевки на Украине в районе влияния аварии ЧАЭС (устное сообщ.). Аномалия зубной системы такого уровня безусловно может рассматриваться как крупная мутация. В этой же популяции найдены два случая появления марки на талонусе третьего коренного зуба, которые встречаются в природе крайне редко и тоже имеют, как известно, мутационную природу (Яблоков, Ларина, 1985).

В тоцкой популяции рыжей полевки, которая исходно была расположена вблизи Тоцкого полигона в момент испытаний, были обнаружены крупные выпадения фрагмента верхней челюсти в области неба (15,8%). Такие же нарушения встретились, но с низкой частотой (3,4%) и с заметно меньшей экспрессивностью и в контрольной популяции. В той же тоцкой популяции на самом небе кроме этого была обнаружена повышенная концентрация характерных окнообразных выпадений фрагментов небной кости, расположенных тремя последовательными «окнами» на небной кости в ее передней, средней и задней части (абберации 26,27,28). Только в тоцкой популяции была обнаружена редукция костной перегородки между овальным и круглым отверстиями черепа. Все эти случаи вполне могут быть связаны с замедлением процесса окостенения черепа. Известно, что такие же эффекты отмечались другими авторами при повышенном содержании стронция-90 в скелете животных (Корзинкин, 1962; Ильенко, 1974), когда при высоких концентрациях стронция-90 в скелете животных угнетается процесс окостенения хрящевых тканей. При облучении самцов крыс в малых дозах у их потомков, как уже отмечалось нами, наблюдались вполне детерминированные эффекты замедления оссификации тазовых костей и костей задних конечностей (Овчаренко и др., 1996).

В нашем распоряжении была выборка рыжей полевки из тоцкой популяции, отловленная в конце лета 1982 года в том же пойменном лесном массиве, что и в 1994 году. Примеча-

## ГЛАВА 5

тельно, что за первые 12 лет, которые эквивалентны приблизительно 35 поколениям полевок, доля всех небных аберраций в тоцкой популяции существенно возросла (табл. 37).

**Таблица 37**

**Сравнение доли крупных аберраций в виде оконнообразных выпадений костной ткани в области неба в тоцкой популяции в разные годы, %**

Номер	Признак	Год		Критерий $\chi^2$	Уровень значимости
		1982	1994		
26	<i>Fenestra palatina I</i>	4,0	28,0	8,46	$p < 0,01$
27	<i>Fenestra palatina II</i>	6,3	12,0	0,67	$p > 0,05$
28	<i>Fenestra palatina III</i>	2,1	4,0	0,20	$p > 0,05$
43	Выпадение фрагмента верхней челюсти в области неба.	1,8	15,4	5,06	$p < 0,05$

Несмотря на то, что статистически достоверно увеличение частоты оконнообразного выпадения кости наблюдается только по двум признакам: 26 и 43, по двум другим также наблюдается тенденция увеличения частоты аберрации от 1982 к 1994 году. Примечательно, что в выборке 1996 г. частота *Fenestra palatina I* составляет 22,9%, т.е. практически так же высока, как и в 1994 г.; встречаемость *Fenestra palatina II* почти не изменилась — 14,3%, но проявление *Fenestra palatina III* достоверно возросло от 2,1% в 1982 г. и 4,0% в 1994 г. до 12,9% в 1996 г. ( $\chi^2 = 6,21$ ; d.f. = 2;  $p < 0,05$ ). Следует добавить, что в пробе рыжей полевки, взятой нами в 1997 г. эпицентральной зоне, из 5 отловленных животных 3 имели хорошо выраженные выпадения фрагмента неба. Отлов животных в 1997 г. проводился в 5 точках на разном удалении от места взрыва. Первая точка была удалена от места взрыва на 500 м к югу (тополево-осиновый лес). В этой пробе были встречены лишь малые лесные мыши и желтогорлая мышь. Во второй пробе, удаленной на 3 км к югу (осиново-березовый лес), отловлены лесные мыши и один экземпляр рыжей полевки с крупным выпадением фрагмента неба в его оральной

части. В третьей пробе на удалении 5 км (пойма р.Лиман) отлавливались лесные мыши. В четвертой пробе (березово-осиновый лес на возвышенности) в 8 км от места взрыва отловлены наряду с лесными мышами две рыжие полевки, которые не имели нарушений в строении неба. Пятая проба была взята в пойменном ольховом лесу р.Лиман на удалении около 12 км от места взрыва. Здесь были отловлены лесные, желтогорлые и полевые мыши и две рыжие полевки. Оба зверька имели хорошо выраженные выпадения фрагмента неба. Напомним, что именно в этой точке в 1996 г. нами обнаружена повышенная бета-активность в черепах полевой мыши и обыкновенной бурозубки. Таким образом, характерное крупное уродство — выпадение фрагмента небной кости, связанное с замедлением процесса оссификации черепа, является характерным и для популяции рыжей полевки, обитающей в эпицентральной зоне.

Мы попытались оценить различия в концентрации смеси бета-активных веществ в зольных остатках костно-мышечной ткани у особей из тоцкой популяции, имеющих аберрации в области неба и не имеющих таковых. Результаты оказались противоположными тому, что нами заранее ожидалось. Среднее содержание смеси бета-активных веществ у аберрантных по строению неба особей в тоцкой популяции в 1994 году оказалось достоверно ниже, чем у нормальных по этому признаку: у «аберрантных» —  $247,78 \pm 16,14$  Бк/кг; у «нормальных» —  $287,61 \pm 8,98$  Бк/кг ( $t = 2,156$ ;  $df = 45$ ;  $p < 0,05$ ). Можно следующим образом попытаться интерпретировать этот факт. Возможно, наличие резкого направленного сдвига частот небных аберраций в тоцкой популяции указывает на селективный процесс, приводящий к отбору в этой популяции особей, которые отличаются замедленным остеогенезом и, возможно, в силу этого слабо накапливают остеотропный стронций-90 (Любашевский, 1980; Стариченко и др., 1993). Возможно также, что это свойство появилось в популяции еще в первые годы после взрыва, когда гибель животных от внешнего облучения в момент взрыва и дальней-

## ГЛАВА 5

шего радиоактивного загрязнения была сравнительно велика. Не исключено, что в тоцкой популяции, наиболее тесно связанной с популяцией рыжей полевки из эпицентра, за 100 с лишним поколений, разделяющих зверьков, родившихся в 1954 г. и в 90-х годах, могли произойти адаптивные преобразования, направленные на снижение негативного воздействия радиации в малых дозах. Обнаруженный факт хорошо согласуется с данными, полученными А.И. Ильенко и Т.П. Крапивко (1993) на популяции рыжей полевки, обитающей в условиях хронического влияния радиации в малых дозах, которым удалось обнаружить постепенное возрастание из поколения в поколение радиорезистентности полевок. Следует отметить, что такие же выпадения фрагмента неба были обнаружены в популяции красной полевки, обитающей в загрязненной радионуклидами зоне ВУРСа в Каменском районе Свердловской области (Васильев и др., 1996). Единичные случаи выпадения фрагмента небной кости были обнаружены и в контрольной популяции в окрестностях д. Нижнекристалка.

Наконец, в контрольной популяции было найдено крупное расщепление лобной кости и срастание теменной и чешуйчатой костей, которые также редки в природе, как и другие подобные крупные аберрации черепа.

Таким образом, анализ проявления крупных нарушений в строении черепа в обоих угрожаемых районах Оренбургской области показывает следующее:

- а) по сравнению с другими исследованными ранее популяциями рыжей полевки из других территорий Оренбургской и Самарской областей, а также Башкирии, во всех изученных участках, включая контрольный, концентрация крупных аберраций черепа, имеющих явно выраженную мутационную природу, необычно высока;
- б) спектр обнаруженных уникальных крупных аберраций в контрольной выборке не меньше, чем в импактных, расположенных строго вдоль Тоцкого радиоактивного следа, что указывает на возможное влияние последствий испытаний

ядерного оружия не только на узкую полосу территории вдоль следа, но и на более широкую прилегающую зону;  
в) в тоцкой популяции, первой испытавшей на себе прямое воздействие атомного взрыва, типичные аберрации в строении неба, маркирующие замедление процесса остеогенеза, наиболее многочисленны.

Характерное выпадение фрагмента небной кости различной локализации (аналог врожденного незаращения неба у человека) в эпицентральной зоне встречается у рыжей полевки — вида-радиофора в 60% случаев, а в тоцкой популяции, прилегающей к эпицентральной в 39% случаев. Для сравнения, в кувандыкской популяции, где высок уровень загрязнения окружающей среды техногенными фторидами (Боев, Воляник, 1995), максимальная частота встречаемости данной аберрации за двадцать лет наблюдений не превышала 2–6%. В других популяциях вида из западной и северо-западной частей Оренбургской области частота этой аберрации не превышала 9% (эта величина встречена в бугурусланской популяции рыжей полевки в 1983 г.). Нарастание ее частоты из года в год в тоцкой популяции и достоверно низкое содержание смеси бета-активных веществ в костно-мышечной ткани у аберрантных по этому признаку животных по сравнению с нормальными позволяют предполагать, что в этой популяции происходит адаптивный селективный процесс. Возможно, что аберрантные особи являются одновременно и более радиорезистентными.

***Фенетический анализ мелких аберраций неметрических пороговых признаков черепа.*** Наряду с крупными аберрациями в изученных популяциях встречались и другие многочисленные нарушения в строении черепа, относящиеся к категории мелких фенетических аберраций, или фенов. Эти вариации в строении черепа встречались значительно чаще и более регулярно. Строгой границы между мелкими и крупными аберрациями провести нельзя, поэтому в качестве критерия выбора принималась во внимание регулярность встречае-

## ГЛАВА 5

мости мелких aberrаций и проявление у билатеральных признаков свойств флуктуирующей асимметрии (ФА), т.е. случайного независимого проявления на левой и правой сторонах тела особи, что указывает на их феногенетическую природу (Астауров, 1974). Всего, как уже отмечалось, в сравниваемых популяциях было обнаружено 53 aberrации в строении черепа, большая часть которых относится к мелким aberrациям. В их число вошли регулярно встречающиеся вариации, как правило, билатеральных признаков, а также два медиальных. Мелкие aberrации в строении черепа представляют собой: исчезновение или появление дополнительных отверстий для прохождения определенных кровеносных сосудов и нервов; выпадение фрагментов костей или появление новых костных структур (вставочные кости, дополнительные перегородки и др.); срастание мелких костных элементов черепа и многие другие. Предварительный анализ включал в себя специальную проверку связи частот встречаемости фенотипов с полом и возрастом (для того чтобы избежать возможных смещений оценок в выборках), а также связи частот фенотипов с размерами тела, так как показано, что изменчивость зависимых от размеров признаков часто обусловлена средовыми, а не генотипическими факторами (Howe, Parsons, 1967; Васильева и др., 1988). Оценивалась также и связь признаков друг с другом для того, чтобы избежать дублирования информации. Кроме того были исключены все редкие признаки, встречавшиеся в единичных случаях, и такие, проведение классификации которых было затруднено из-за явной количественной природы варьирования. В итоге этого предварительного анализа для дальнейшего феногенетического исследования, основанного на мелких aberrациях — фенотипах, были использованы вариации лишь по 21 признаку (они помечены звездочкой в списке, см. выше в разделе «Выбор модельных объектов, материалы и методы»). Частоты встречаемости фенотипов неметрических признаков черепа для сравниваемых популяций приведены в таблице 38.

Таблица 38

**Сравнение встречаемости мелких аберраций (фенов) в строении черепа рыжей полевки в контрольной и импактных популяциях в Оренбургской области, %.**

Номер признака	Популяции					
	Контрольная	Тоцкая (1994)	Кинзельская	Старобогдановская	Множественное сравнение G-критерий	Тоцкая (1982)
	n = 160	n = 52	n = 103	n = 18		n = 110
1	8,1	7,7	10,6	16,6		13,0
3	15,6	15,4	12,9	27,7		24,5
6	19,5	25,0	12,7	22,2		16,2
11	1,9	1,9	0	5,6		2,9
13	43,5	17,3	49,0	38,9	***	25,3
19	10,6	23,5	14,7	37,5		34,0
20	35,0	17,3	18,6	50,0	*	25,9
22	73,0	71,2	68,9	88,9	**	72,2
23	58,8	55,8	50,5	50,0		46,3
24	38,8	36,5	36,9	50,0		44,4
25	76,3	71,1	74,8	72,2		68,5
26	15,4	28,0	18,8	0	*	4,0
27	6,4	12,0	8,3	11,1		6,3
29	40,0	51,1	45,3	71,4		62,4
30	6,7	0	0	0		0
32	14,7	28,8	17,6	23,5		13,0
35	0,6	0	0	0		0
36	0	5,8	2,9	0	*	2,7
37	18,2	5,8	8,8	5,6	*	20,9
38	67,9	51,9	24,5	83,3	***	45,5
39	21,4	13,5	2,9	33,3	***	6,4

Примечание: Уровень значимости различий: \* —  $p < 0,05$ ; \*\* —  $p < 0,01$ ; \*\*\* —  $p < 0,001$ .

Сравнение встречаемости фенов в контрольной, тоцкой и двух основных импактных популяциях показывает следующее. Множественное сравнение, проведенное на основе G-критерия, выявило статистически значимые различия между всеми четырьмя выборками по частотам встречаемости 8 фенов из 21, что указывает на значительное фенетическое своеобразие этих популяций. Дальнейшее сравнение между популяциями по рекомендации Андерсена и Виига (Andersen, Wiig, 1982) будем проводить лишь по признакам, различия по которым при мно-

## ГЛАВА 5

жественном сравнении оказались статистически значимыми. Специальный расчет фенетических дистанций по комплексу 8 фенов приведен в таблице 39.

Таблица 39

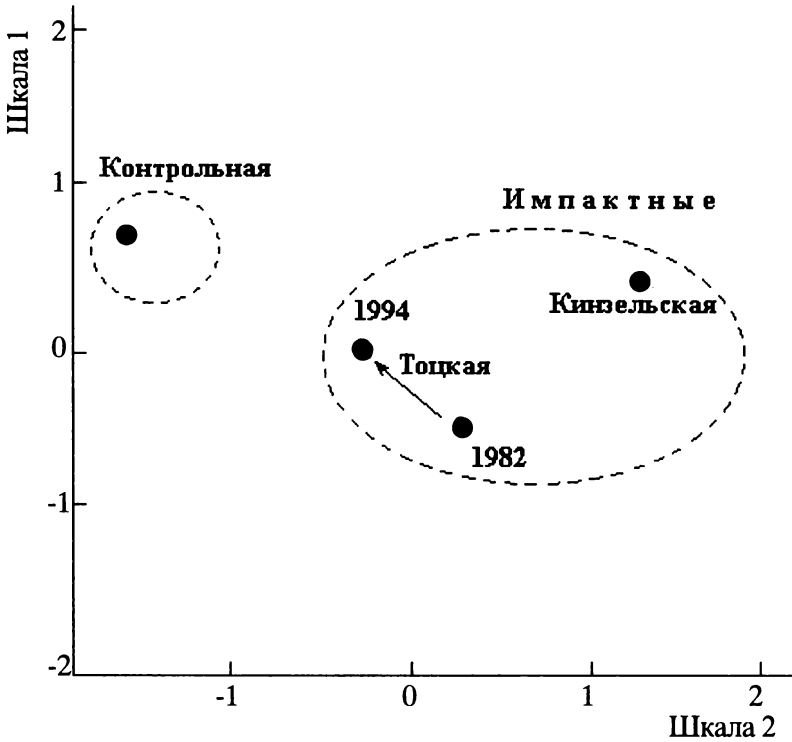
**Фенетические дистанции между контрольной и импактными популяциями рыжей полевки в Оренбургской области в 1994 г. и мера их уникальности (МУ)**

Популяция	1	2	3	4	Уникальность
1-Контрольная	-	1208	1711	926	3845
2-Тоцкая (1994)	152	-	1053	2195	4456
3-Кинзльская	97	174	-	3862	6626
4-Старобогдановская	318	393	339	-	6983

Примечание: Верхняя треугольная матрица содержит значения фенетических дистанций ( $MMD \times 1000$ ), нижняя — среднеквадратических отклонений ( $MSD \times 1000$ ).

Из таблицы хорошо видно, что фенетическая уникальность обеих импактных выборок более чем в 1,5 раза выше, чем в контрольной выборке. Можно полагать, что показатель фенетической уникальности, интегрально характеризующий выборки, убедительно доказывает факт резкого фенетического уклонения обеих импактных популяций по комплексу статистически значимо различающихся частот аберративных фенов черепа. Старобогдановская популяция представлена, к сожалению, небольшим числом отловленных зверьков в силу общей депрессии численности популяции в этом районе. По этой причине данная выборка не была включена в процесс ординации выбором методом неметрического шкалирования. Результаты многомерного шкалирования выборок приведены на рисунке 10.

Хорошо видно, что выборки разных лет из тоцкой популяции наиболее близки. Величина внутривидовых хронографических изменений в тоцкой популяции за 12 лет относительно невелика по сравнению с межвидовыми и может в данном случае служить относительной мерой для оцен-



**Рис. 10. Результаты многомерного неметрического шкалирования фенетических дистанций между сравниваемыми выборками рыжей полевки**

Стрелкой указан вектор хронографического смещения от 1982 к 1994 году в тоцкой популяции

ки их масштаба и размаха. Максимальные различия наблюдаются между контрольной и кинзельской популяциями, тогда как тоцкая занимает промежуточное положение между ними. Так как в географическом отношении все три популяции удалены приблизительно на равное расстояние, то следует отметить, что уровень фенетических различий между кинзельской и контрольной популяциями непропорционально велик по сравнению с их географической удаленностью. Это прямо указы-

## ГЛАВА 5

вает на то, что кинзельская популяция проявляет большее фенетическое своеобразие, по сравнению с тоцкой популяцией по отношению к контрольной. Вполне вероятно, что воздействие радиоактивного загрязнения на геном зверьков в этой популяции в первые годы после взрыва привело к возникновению серьезного генетического отклонения в процессе индивидуального развития. Эти изменения и маркируют частоты аберративных фенов. Интересно отметить и то, что хронографическое смещение в тоцкой популяции от 1982 к 1994 году направлено в сторону приближения к контрольной выборке, т.е., по-видимому, постепенно происходит восстановление исходных свойств популяции и фенетические различия между популяциями, вероятно возникшие в первые годы после взрыва, постепенно нивелируются.

Таким образом, полученные данные доказывают наличие сильного фенетического сдвига в импактной популяции (окрестности с. Кинзелька) по сравнению с контрольной (окр. дер. Нижнекристалка). Эти данные позволяют заключить, что последствия самого ядерного взрыва при отсутствии последующего сильного радиоактивного загрязнения местности в меньшей степени сказываются на процессах индивидуального развития последующих поколений млекопитающих, чем при хроническом воздействии радиации в малых дозах.

*Оценка фенетического разнообразия популяций.* Важными показателями в фенетических исследованиях являются среднее разнообразие фенов —  $\mu$  (Животовский, 1982), которое характеризует общее фенетическое разнообразие в популяциях, и доля редких фенов —  $h$ . Показатели Л.А. Животовского для контрольной и группы импактных популяций по данным 1994 г. приведены в таблице 40.

Из таблицы видно, что достоверно больший уровень фенетического разнообразия ( $\mu$ ) наблюдается в контрольной и тоцкой популяциях по сравнению с импактными, где фенетическое разнообразие заметно снижено. Однофакторный дисперсионный анализ показал, что при множественном сравне-

Таблица 40

**Сравнение показателей фенетического разнообразия  
в контрольной и импактных популяциях рыжей  
в Оренбургской области (по частотам 8 фенов, значимо  
различающихся между популяциями)**

Популяция	Среднее разнообразие фенов, $\mu \times 1000$	Доля редких фенов, $h \times 1000$
Контрольная	1726 $\pm$ 2	79 $\pm$ 8
Импактные:		
Тоцкая 1982 г.	1714 $\pm$ 5	143 $\pm$ 20
Тоцкая 1994 г.	1734 $\pm$ 9	133 $\pm$ 35
Кинзельская	1671 $\pm$ 5	164 $\pm$ 21
Старобогдановская	1636 $\pm$ 10	65 $\pm$ 46

нии выборок S-методом Шеффе (Шеффе, 1980) по этому параметру межгрупповые различия оказываются статистически высоко достоверными ( $p < 0.01$ ), а обе выборки из импактных участков во всех парах контрастов достоверно отличаются от контрольной выборки и обеих выборок из тоцкой популяции, контрасты которых при попарном сопоставлении друг с другом не обнаруживают статистически значимых различий. Примечательно, что выборки разных лет из тоцкой популяции по уровню фенетического разнообразия почти совпадают. Оценка, полученная по материалам из тоцкой популяции 1996 г., тоже хорошо согласуется с вычисленными в предыдущие годы сравнения и составляет  $\mu = 1754 \pm 4$ . Возможно, такое снижение фенетического разнообразия в двух импактных популяциях связано со значительным отходом зверьков в первые годы, что могло привести к неизбирательному снижению генетического, а следовательно, и фенетического разнообразия. Другими словами, вполне вероятно, что из-за большой первоначальной гибели животных в импактных популяциях проявился хорошо известный эффект принципа основателя Майра (Майр, 1968). Крайне низкая численность полевков в Старобогдановской популяции в 1994 г. и низкая численность рыжей полевки в пойме р. Лиман в эпицентральной зоне (6,7

экз. на 100 ловушко-суток) вполне реально иллюстрируют это предположение. Таким образом, фенетическое разнообразие по спектру мелких аберраций строения черепа на импактных участках оказалось достоверно ниже, чем на контрольном и в тоцкой популяции, что указывает на снижение генетического разнообразия в этих популяциях.

Доли редких фенотипов в тоцкой и кинзельской популяциях выше, чем в контрольной (табл.40). Относительно низкая величина показателя  $h$  в старобогдановской популяции, по-видимому, обусловлена просто малым объемом выборки, о чем уже говорилось ранее.

Обнаруженный факт резкого снижения уровня фенетического разнообразия по мелким аберрациям черепа и увеличения доли редких фенотипов в двух импактных группах животных указывает на возможную связь этого явления с мутагенным воздействием самого взрыва и дальнейшим радиоактивным загрязнением территории.

***Анализ флуктуирующей асимметрии как меры дестабилизации процессов индивидуального развития.*** В начале этой главы подробно говорилось о феномене флуктуирующей асимметрии и возможности использования этого явления в популяционных исследованиях (Захаров, 1987). Напомним, что пионерные работы академика Б.Л. Астаурова еще в 20-е годы выявили особую форму изменчивости, которая обусловлена естественными стохастическими ошибками развития и приводит к хорошо известному теперь явлению флуктуирующей асимметрии (Soule', 1979; Захаров, 1986, 1987; Palmer, Strobeck, 1986; Parsons, 1992), Подавляющее большинство билатеральных морфометрических и неметрических признаков подвержены флуктуирующей асимметрии. Это явление неодинаковой реализации признака на разных сторонах особи обусловлено сбоями (ошибками) развития — эпигенетическими причинами, т.к. генотип особи и условия ее развития практически одинаковы для обеих сторон. Флуктуирующая асимметрия (ФА) — независимая и часто неодинаковая реализация

билатеральных признаков на разных сторонах особи — является обобщенной эпигенетической мерой стресса (Parsons, 1990), позволяет оценить стабильность развития группы особей и широко используется при биомониторинге популяций (Захаров, 1985, 1987; Palmer, Strobeck, 1986 и др.).

Представляло интерес оценить степень дестабилизации развития в сравниваемых контрольной и импактной популяциях рыжей полевки по комплексу неметрических признаков черепа, основываясь на материалах 1994 г. Предварительный анализ не выявил связи индивидуального индекса флуктуирующей асимметрии ( $FA_{nm}$ ) ни с возрастом, ни с полом рыжих полевок. Это позволило использовать объединенные по полу и возрасту выборки животных. Результаты сравнения приведены в таблице 41.

Таблица 41

**Значения индекса флуктуирующей асимметрии ( $FA_{nm}$ )  
в разных выборках рыжей полевки  
(материал объединен по полу и возрасту)**

Популяция	n	Значения индекса $FA_{nm}$
1. Контрольная	87	17,46 ± 0,91
2. Тощая	29	18,37 ± 1,57
3. Кинзельская	56	19,26 ± 1,13
4. Старобогдановская	9	22,94 ± 2,83

Сравнение выборок рыжей полевки, проведенное методом Краскела-Уоллиса (непараметрическим аналогом однофакторного дисперсионного анализа), не выявило достоверных межгрупповых различий при множественном сравнении ( $p > 0,05$ ), несмотря на то, что от контрольной выборки к импактным, расположенным ближе к предполагаемой осевой линии ТРАС, наблюдается заметный градиент увеличения среднего индекса. Поэтому можно говорить лишь о некоторой тенденции увеличения уровня флуктуирующей асимметрии от контрольной к импактным выборкам. Интерпретируя полученные данные, можно, таким образом, предполагать лишь слабую тенденцию к усилению дестабилизации развития в импактной зоне по

## ГЛАВА 5

сравнению с контрольной. Однако, скорее всего, в данном случае следует говорить о том, что отсутствие выраженных различий между популяциями и сравнительно невысокие уровни ФА указывают на относительную нормализацию экологической обстановки в данном районе, хотя, возможно, что для старобогдановской популяции это не так очевидно, как для других. Данное утверждение согласуется с результатами радиоэкологического анализа и медико-экологических исследований. Можно также с большой осторожностью предполагать, что локальные популяции рыжей полевки либо не испытывают существенного негативного влияния среды, либо за более чем 100 поколений, прошедших после взрыва, у них выработалась адаптация к фактору вероятного хронического облучения в малых дозах по осевой линии ТРАС.

Важнее было оценить каков уровень флуктуирующей асимметрии в популяциях синантропного вида — домовый мыши, которая, как уже неоднократно отмечалось, может служить экотоксикологической моделью популяции человека. В нашем распоряжении были две выборки домовый мыши из Кристалки (условно контрольная популяция) и Старобогдановки (импактная популяция), которые были гистологически, цитогенетически, радиометрически и экотоксикологически изучены (см. Гл. 3,4). Для каждой особи, таким образом, имелись сведения о содержании в организме тяжелых металлов, уровне бета-активности костно-мышечной ткани, наличии тех или иных хромосомных aberrаций. Нами дополнительно был проведен анализ индексов  $F_{nm}$ , характеризующих индивидуальную степень дестабилизации развития каждой особи по 15 билатеральным неметрическим признакам черепа. Использовали хорошо изученные в фенетическом отношении признаки домовый мыши (Васильев и др., 1986; Васильева и др., 1988). Результаты сравнения выборок по показателю  $F_{nm}$  и некоторым другим приведены в таблице 42.

Корреляционный анализ показал, что на индивидуальном уровне не наблюдается связи между уровнем флуктуирующей

асимметрии и величиной бета-активности костно-мышечной ткани (коэффициент ранговой корреляции Спирмена в этом случае равен  $r_s = -0,08$ ;  $\rho = 0,562$ ), а также с уровнем хромосомных aberrаций хромосомного типа ( $r_s = -0,05$ ;  $\rho = 0,750$ ), однако содержание цинка в печени достаточно тесно коррелирует с уровнем флуктуирующей асимметрии ( $FA_{nm}$ ) особей. Так как аналогично цинку содержание меди в печени зверьков в контрольной и импактной популяциях достоверно различается (табл.42), то можно было ожидать, что будет наблюдаться корреляция и этого показателя с  $FA_{nm}$ . Однако ранговая корреляция в данном случае оказалась незначимой. Это заставляет предположить причинную связь содержания соединений цинка в печени с уровнем флуктуирующей асимметрии билатеральных структур черепа мыши. Трудно ожидать прямого влияния содержания цинка в печени животных на дестабилизацию процесса их развития, однако, нельзя исключить косвенного (опосредованного) влияния этого биологически важного элемента на морфогенез.

Ранее нам удалось на мышах линий СВА, BALB/с и С57BL/6J показать, что стрессирование беременных самок при инъекции гормональных препаратов проявляется в неспецифическом нарушении нормального морфогенеза потомков (Васильев и др., 1986). Не исключено поэтому, что воздействие избыточных соединений цинка в организме животных может привести к стрессированию организма матери и, тем самым, неспецифически вызвать стрессирование процесса морфогенеза плода на поздних стадиях беременности и привести к повышению уровня флуктуирующей асимметрии. Однако в данном случае концентрация цинка не столь велика, чтобы вызвать какое-либо токсическое воздействие. Примечательно также, что слабая связь содержания цинка в печени в виде тенденции наблюдается и с индивидуальным проявлением хромосомных aberrаций хромосомного типа, хотя в этом случае коэффициент ранговой корреляции Спирмена лишь приближается к первому уровню значимости различий, не дости-

## ГЛАВА 5

гая его ( $r_s = 0,27$ ;  $\rho = 0,079$ ). В полученной картине много неясного, однако, как и в случае с лесной рыжей полевкой, в старобогдановской популяции синантропной домовой мыши также наблюдается наибольшее значение индекса  $FA_{nm}$ . В дальнейшем необходимо вновь вернуться к изучению этого явления, так как возможно, что повышение уровня флуктуирующей асимметрии в окрестностях Старобогдановки (ныне пос. Пушкинский) у двух совершенно разных в экологическом отношении видов, имеющих резко различный экологический преферендум, является неслучайным и связано с общей пессимальностью окружающей среды в этом районе, одним из факторов которой является локально повышенное загрязнение тяжелыми металлами в сочетании с чрезвычайно слабым следовым радиоактивным загрязнением. Это, в свою очередь, может приводить к нарушению стабильности развития импактных популяций обоих индикаторных видов. Вне всякого сомнения некоторая аккумуляция цинка и меди должна наблюдаться и в организме людей, живущих в пос. Пушкинский (выше в Гл.2 отмечалось, что в верховьях р.Ток в воде наблюдается превышение ПДК по цинку), что также требует дальнейшего медико-экологического обследования данной территории. Напомним, что общий уровень хромосомных aberrаций хромосомного типа в популяциях изученных модельных видов (домовой мыши и восточноевропейской полевки) в несколько раз превышает таковой на контрольных территориях, заведомо взятых за пределами Оренбургской области. При этом наибольшее число хромосомных aberrаций встречено именно в окрестностях Старобогдановки. Поэтому обнаруженное у обоих видов повышение общего уровня флуктуирующей асимметрии билатеральных структур черепа может интегрально отражать неблагоприятное влияние среды на морфогенетические процессы, приводя к многочисленным нарушениям нормального протекания индивидуального развития.

В итоге анализа приведенных в этой главе результатов исследований можно заключить, что на модельных популяциях

Таблица 42

**Оценка уровня флуктуирующей асимметрии ( $FA_{nm}$ ), содержания меди и цинка в печени и бета-активности костно-мышечной ткани в контрольной и импактной популяциях домашней мыши в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва**

Показатель	Популяции				Уровень значимости различий по критерию Н Краскела-Уоллиса
	Контрольная		Импактная		
	п	$M \pm m$	п	$M \pm m$	
$FA_{nm}$	23	$16,45 \pm 1,98$	25	$22,99 \pm 1,85$	$H = 5,498; p = 0,019$
Бета-активность костно-мышечной ткани	23	$257,6 \pm 7,56$	25	$255,5 \pm 6,96$	$H = 0,521; p = 0,471$
Содержание цинка в печени, мкг/г	23	$76,16 \pm 5,53$	21	$111,61 \pm 5,67$	$H = 17,199; p < 0,001$
Содержание меди в печени, мкг/г	23	$10,06 \pm 0,70$	21	$12,74 \pm 0,72$	$H = 3,849; p = 0,0497$

индикаторных видов мелких млекопитающих в районах, расположенных не только вблизи Тоцкого полигона и вдоль Тоцкого радиоактивного следа, но и за их пределами на территории Тоцкого и Красногвардейского районов обнаружено достаточное количество фактов, свидетельствующих о негативном воздействии окружающей среды на процессы индивидуального развития животных. Так как популяции индикаторных видов животных могут в известном приближении рассматриваться как экотоксикологическая модель популяции человека, то эти выводы в значительной степени могут быть экстраполированы и на местное население импактных районов.

#### **Флуктуирующая асимметрия краниометрических признаков у восточноевропейской полевки из зоны ТРАС**

В настоящем разделе описаны результаты исследования флуктуирующей асимметрии краниометрических показателей у восточноевропейской полевки (*Microtus rossiaemeridionalis* Ognev, 1924) из двух популяций, находящихся в зоне влия-

ния Тоцкого радиоактивного следа. Флукутирующая асимметрия (ФА) (ненаправленные отклонения от билатеральной симметрии) метрических и неметрических признаков, как уже неоднократно отмечалось выше, является мерой онтогенетической нестабильности, которая возрастает под влиянием геномного или средового стресса, что позволяет использовать ФА для оценки состояния природных популяций, подвергающихся антропогенным воздействиям (Parsons, 1992; Захаров, Кларк, 1993). Метрические показатели казались более удобными при анализе феномена ФА в лабораторных условиях (Palmer, 1994), но их применение для экологического мониторинга дало неоднозначные результаты. Если у пойкилотермных животных в условиях средового стресса ФА мерных признаков, как правило, увеличивается (например, Clarke, 1992), то у млекопитающих дело обстоит иным образом. Так, Э.А. Гилева и Н.А. Косарева (1994) обнаружили отрицательную связь между ФА двух краниометрических признаков домовой мыши и уровнем загрязнения среды радиоактивностью, в то время как у двух видов грызунов из загрязненного нефтеотходами района Техаса ФА морфометрических показателей не отличалась значимо от контроля (Owen, McVee, 1990). С другой стороны, во многих случаях у представителей разных отрядов млекопитающих было обнаружено ожидаемое возрастание уровней ФА одонтометрических и краниометрических показателей в условиях популяционного стресса, в том числе при загрязнении среды обитания (Pelabon, van Breukelen, 1998; Lagesen, Folstad, 1998; Chatti et al., 1999; Badyaev et al., 2000). Одной из причин подобной неоднозначности может быть зависимость ФА от популяционно-демографических параметров, которые далеко не всегда учитываются при изучении ФА в природных популяциях млекопитающих. Одним из таких параметров является возрастная структура. Влияние возраста на степень ненаправленных отклонений от билатеральной симметрии было обнаружено у представителей разных отрядов млекопитающих как для метрических, так и для неметрических

признаков. В большинстве случаев с возрастом наблюдается уменьшение ФА; такая зависимость имела место у лабораторных мышей и крыс (Siegel et al., 1977; Parker, Leamy, 1991), красной полевки (Васильев, Большаков, 1996), хлопкового хомяка и белохвостого оленя (Novak et al., 1993), косули (Markowski, 1993). С другой стороны, ФА одонтометрических признаков по мере старения может возрастать (Suchentrunk, 1993). Ясно, что существует достаточно сложная связь между календарным возрастом и процессами роста и морфогенеза в постнатальный период, которая должна учитываться при анализе выборки из природных популяций (Шварц, 1980; Zakharov, 1992). В случае полевок ситуация осложняется различиями в скоростях роста зверьков из разных когорт и функционально-физиологических группировок (Оленев, 1991). Поэтому в ходе исследования ФА краниометрических признаков у полевок из зоны ТРАС, мы уделили особое внимание анализу возможного влияния возраста и размеров тела на оценки ФА.

Напомним, что отловы восточноевропейских полевок ( $2n = 54$ ) проводили на территории и в окрестностях деревень Кристалка (1994 и 1995 гг.) и Старобогдановка (1994 г.), расположенных на расстоянии 60 км друг от друга в Красногвардейском р-не Оренбургской области. Деревня Старобогдановка расположена на оси ТРАС, а Кристалка первоначально считалась не затронутой радиоактивным загрязнением, но в настоящее время документировано ее загрязнение плутонием (Молчанова и др., 1997). В качестве контроля были использованы пойманные в 1994 и 1995 гг. полевки из Ботанического сада УрО РАН (южная окраина Екатеринбурга), где антропогенное воздействие невелико, о чем свидетельствуют результаты цитогенетического изучения полевок и домашних мышей из этого локалитета и фоновое для Урала содержание тяжелых металлов и радионуклидов в тканях животных (Гилева, 1997).

Методологической основой при анализе флуктуирующей асимметрии (ФА) у восточноевропейской полевки послужили

## ГЛАВА 5

ла работа Палмера (Palmer, 1994). Согласно его рекомендациям во избежание ошибок I рода при серийном оценивании вероятностей была применена последовательная процедура Бонферрони. Поскольку все три выборки полевок не различались достоверно по соотношению полов ( $\chi^2 = 4,030$ ,  $p = 0,133$ ), и половые различия по индексам ФА всех признаков отсутствовали, в настоящей работе использовали объединенные по самцам и самкам данные.

Для изучения уровней ФА в рассматриваемых популяциях полевок использовали восемь билатеральных краниометрических признаков: коронарные длины третьего верхнего ( $M^3$ ) и первого нижнего ( $M_1$ ) коренных зубов, коронарные длины верхнего и нижнего зубных рядов, высота и длина нижней челюсти, длины резцового отверстия и носовых костей. Измерения были выполнены с помощью микроскопа МБС-9, снабженного окуляр-микрометром. Правую и левую стороны каждого признака измеряли дважды при каждом из двух положений на предметном столике относительно оптической оси микроскопа (с поворотом на  $180^\circ$ ). Таким образом, определение величины признака на одной стороне делалось на основании четырех измерений. Их результаты усреднялись, разность между размерами на правой и левой сторонах с учетом знака относилась к среднему размеру признака, и распределение полученных значений для каждой выборки проверялось на нормальность методом Колмогорова-Смирнова. Результаты этой процедуры позволили сделать вывод об отсутствии антисимметрии по размерам изученных признаков на правой и левой сторонах черепа во всех выборках ( $p = 0,364-0,980$ ). Затем была оценена значимость направленной асимметрии относительно флуктуирующей и последней относительно ошибки измерения. Оценки, полученные в ходе трехфакторного дисперсионного анализа (факторы: «сторона тела» — «особь» — «положение черепа при измерении»; смешанная модель), который проводился для каждой выборки, свидетельствовали о достоверности эффекта положения черепа при измерении, об

отсутствии значимой направленной асимметрии и о достоверности ФА.

В качестве одной из оценок уровней ФА широко употребляется абсолютная (без учета знака) разность между размерами признака на правой и левой сторонах тела — индекс ФА1, по терминологии Палмера. Условием использования этого индекса является его независимость от размера признака. Если зависимость существует, нужно провести соответствующую коррекцию, т.е. разделить ФА1 на усредненный для обеих сторон размер признака, что дает в результате индекс ФА2 (Palmer, 1994). Мы оценили связь между ФА1 и средними размерами признаков на индивидуальном уровне с помощью линейной регрессии и — в частности, в тех случаях, когда линейная модель была неприменима — с помощью коэффициентов ранговой корреляции  $R_s$ . Значимая или близкая к значимой положительная связь наблюдалась у полевок из Кристалки для длин  $M^3$  ( $\rho = 0,024$ ),  $M_1$  ( $\rho = 0,073$ ) и нижней челюсти ( $\rho = 0,055$ ), а у зверьков из Ботанического сада в случае длины носовых костей ( $\rho = 0,084$ ). После применения процедуры Бонферрони все оценки связи ФА1 с размерами оказались незначимыми ( $\rho > 0,180$ ), однако, принимая во внимание малое число наблюдений по ФА некоторых признаков (особенно для зверьков из Старобогдановки), мы сочли необходимым включить в рассмотрение помимо ФА1 индекс ФА2, который на индивидуальном уровне не обнаруживал связи с размерами ( $R_s = -0,571-0,536$ ,  $\rho = 0,072-0,964$ ). Распределения животных по значениям обоих индексов оказались далекими от нормального, поэтому для межгрупповых сравнений были использованы непараметрические методы.

Как упоминалось выше, в Кристалке и контрольной популяции отловы полевок проводили в течение двух лет. Средние уровни ФА всех признаков не обнаруживали межгодовых различий, и данные за оба года были объединены. При сравнении средних индексов отдельных признаков в трех изучен-

ГЛАВА 5

ных популяциях (Ботанический сад, Старобогдановка и полная выборка из Кристалки, таблица 43) достоверные различия не были обнаружены (критерий Краскела-Уоллиса  $H = 0,322-2,335$ ,  $\rho = 0,311-0,851$ ), однако известно, что адекватное представление о степени дестабилизации развития дают лишь обобщенные по всем признакам показатели.

Таблица 43

**Флуктуирующая асимметрия краниометрических признаков у восточноевропейской полевки из трех популяций**  
(в скобках приведено число изученных животных).

Промер	Место отлова								
	Ботанический сад УрО РАН (контроль)			Старобогдановка			Кристалка		
	Средний размер,мм	ФА1	ФА2	Средний размер,мм	ФА1	ФА2	Средний размер,мм	ФА1	ФА2
Коронарная длина $M^3$	1,89 (27)	23,0	12,1	1,77 (8)	26,6	15,3	1,80 (40)	24,1	13,1
Коронарная длина верхнего зубного ряда	5,45 (26)	34,5	6,3	5,32 (8)	39,8	7,4	5,25 (39)	45,2	8,6
Коронарная длина $M_1$	2,71 (29)	22,9	8,5	2,67 (10)	26,0	10,0	2,57 (38)	30,9	11,9
Коронарная длина нижнего зубного ряда	5,48 (27)	37,6	6,9	5,34 (10)	39,7	7,5	5,14 (35)	51,0	9,9
Высота нижней челюсти	4,42 (12)	90,6	20,2	4,43 (4)	87,8	20,2	4,59 (23)	82,0	17,8
Длина нижней челюсти	13,92 (23)	70,6	5,1	13,88 (7)	73,0	5,1	14,22 (35)	114,3	8,0
Длина резцового отверстия	4,11 (31)	35,9	8,6	4,09 (10)	38,2	9,1	4,19 (39)	40,0	9,6
Длина носовых костей	6,66 (28)	59,9	9,1	6,82 (8)	54,1	8,0	6,85 (35)	65,9	9,6

**Примечание:** ФА1 — среднее абсолютное значение разницы между размером признака на левой и правой сторонах тела ( $\times 1000$ ), мм; ФА2 — ФА1, отнесенный к среднему размеру признака особи ( $\times 1000$ ).

При статистическом оценивании обобщенных характеристик онтогенетического гомеостаза у полевок из трех популяций были использованы критерий знаков, метод Фридмана и коэффициент конкордантности Кенделла. Из таблицы 43 видно, что у животных из Кристалки среднепопуляционные значения  $\Phi A1$  и  $\Phi A2$  всех признаков, за исключением высоты нижней челюсти, больше, чем в контроле. На основании критерия знаков можно заключить, что у зверьков из Кристалки общий уровень  $\Phi A$  краниометрических признаков достоверно выше ( $p < 0,01$ ), чем в популяции Ботанического сада. В Старобогдановке тенденция такова же и значима в случае  $\Phi A2$  ( $p < 0,05$ ), но лишь близка к значимости в случае  $\Phi A1$  ( $0,05 < p < 0,10$ ).

Метод Фридмана, являющийся непараметрическим аналогом дисперсионного анализа (Sokal, Rohlf, 1981), продемонстрировал существование достоверных межпопуляционных различий по комплексу признаков как в случае  $\Phi A1$  ( $p = 0,044$ ), так и  $\Phi A2$  ( $p = 0,036$ ), причем при попарных сравнениях значимой оказалась только разница между Кристалкой и контролем (для обоих индексов  $p = 0,034$ ). Метод Фридмана позволил получить оценки коэффициента конкордантности Кенделла  $W$ , который характеризует степень согласованности межпопуляционных различий  $\Phi A$  отдельных признаков. Для  $\Phi A1$  он равен 0,391, для  $\Phi A2$  — 0,417 и при попарных сравнениях достоверен лишь для пары Кристалка — контроль.

Таким образом, у полевок с территории ТРАС наблюдаются более существенные отклонения от онтогенетического гомеостаза, чем у контрольных животных, что может быть результатом стрессирующего воздействия среды. Однако нельзя исключить, что повышенный уровень  $\Phi A$  связан с популяционно-демографической спецификой полевок из Кристалки и Старобогдановки. Проанализируем эту возможность на примере Кристалки, поскольку выборка из Старобогдановки недостаточно велика для корректного анализа. Среди популяционно-демографических факторов, способных модифицировать

## ГЛАВА 5

показатели онтогенетической стабильности, нужно прежде всего назвать половую и возрастную структуру сравниваемых выборок, а также морфофизиологические особенности животных. Как было указано выше, межпопуляционные различия по соотношению полов и внутривидовые половые различия по ФА у изученных животных отсутствовали, однако возрастной состав этих выборок существенно различался. О возможной связи между возрастом животных и уровнями ФА использованных краниометрических признаков свидетельствуют результаты изучения тех же признаков в лабораторной колонии, полученной от основателей из Кристалки.

В возрастном интервале от 19 до 430 дней индексы ФА2 у полевок трех последовательных поколений в подавляющем большинстве случаев не зависели ни от календарного возраста ( $R_s = -0,205 - 0,211$ ,  $\rho = 0,079 - 0,956$ ), ни от абсолютных значений признака ( $R_s = -0,178 - 0,216$ ,  $\rho = 0,093 - 0,983$ ). Следует, однако, подчеркнуть, что 20 из 24 коэффициентов  $R_s$  были положительны и даже после применения процедуры Бонферрони индекс ФА2 длины  $M^3$  у полевок третьего поколения обнаруживал положительную связь с возрастом ( $R_s = 0,469$ ,  $\rho = 0,016$ ). Неудивительно, что при сопоставлении обобщенных по всем признакам показателей ФА у животных из разных возрастных групп в трех поколениях наблюдалась тенденция к возрастанию онтогенетической нестабильности, особенно у полевок старше 7 месяцев. Эта тенденция была статистически достоверной во втором поколении ( $W = 0,344$ ,  $\rho = 0,026$ ), близкой к достоверности в третьем поколении ( $W = 0,269$ ,  $\rho = 0,072$ ) и была слабо выражена в первом ( $W = 0,073$ ,  $\rho = 0,677$ ). Хотя нарушение стабильности развития с возрастом может быть реакцией на содержание в условиях вивария, нельзя исключить, что сходная зависимость имеет место в природе.

Неоднородный возрастной состав сравниваемых выборок был связан с различными сроками отлова и умерщвления животных. В контрольной популяции отловы производились в

основном в апреле — мае 1994 и 1995 гг., и полевки являлись перезимовавшими особями 9–10-месячного возраста, не достигшими дефинитивных размеров, поскольку их рост зимой был заторможен. Лишь 5 зверьков были пойманы в октябре и представляли собой сеголеток, возраст которых не превышал 3–4 месяцев. Зверьки из Старобогдановки и 13 полевок из Кристалки были пойманы и забиты в конце августа — начале сентября 1994 г., т.е. в основном были сеголетками разного возраста. Основная часть выборки из Кристалки (27 животных) была отловлена в начале июня 1995 г. и помещена в виварий, где содержалась до сентября — октября того же года. Эти зверьки в момент отлова были половозрелыми и успешно размножились в виварии. Судя по всему, они родились летом — осенью предыдущего года, и к моменту забоя их возраст достигал 12–15 месяцев.

Поскольку точный календарный возраст полевок из природы был неизвестен, в качестве показателей возраста были избраны длина тела и индекс плюсны (отношение длины ступни к длине тела). Распределения животных по обоим показателям оказались сходными, поэтому в дальнейшем использовалась лишь длина тела, которая отражает не только возраст, но и интенсивность роста. С ней положительно коррелируют абсолютные значения большинства признаков ( $R_s = 0,763$ ), с которыми могут быть связаны уровни ФА, особенно ФА1 (Palmer, Strobeck, 1997). Как указано выше, на индивидуальном уровне ФА1 и ФА2 после процедуры Бонферрони не обнаруживали достоверной связи с размерами соответствующих признаков, но  $R_s$  были в основном положительны, так что можно было ожидать, что между размерами и обобщенными показателями по комплексу признаков существует взаимосвязь. Однако нужно подчеркнуть, что на природном материале практически невозможно разграничить эффекты возраста и размеров тела. Ясно, что сравнивая ФА животных из разных размерных групп, мы фактически оцениваем интегральное воздействие процессов роста и развития, включая старение.

## ГЛАВА 5

Из таблицы 44, где внутриклассовые интервалы выбраны так, чтобы при вычислении критерия хи-квадрат минимальное ожидаемое значение превышало 2 (Готов и др., 1982), видно, что выборки неоднородны ( $\chi^2 = 13,162$ ,  $p = 0,004$ ) — в первую очередь, за счет избытка самых крупных полевок в Кристалке, что согласуется с предполагаемым на основании сроков отлова и физиологического состояния возрастом животных. Для того, чтобы проверить, не является ли избыток самых крупных и (по крайней мере частично) самых старых животных причиной повышенного уровня ФА по комплексу признаков, мы сопоставили с помощью метода Фридмана уровни ФА комплекса краниометрических признаков у полевок из Кристалки с длиной тела не более 115 мм и 116 мм и выше (табл. 45). У животных старшей размерно-возрастной группы общий уровень ФА был достоверно выше для ФА1 ( $p = 0,034$ ), но не для ФА2 ( $p = 0,157$ ), хотя и в последнем случае 6 промеров из 8 сильнее отклоняются от билатеральной симметрии, чем у зверьков меньшего размера. Вместе с тем нужно подчеркнуть, что в младшей размерно-возрастной группе, в которой распределение полевок по длине тела не отличалось значимо от контроля ( $\chi^2 = 4,94$ ,  $p = 0,176$ ), общий уровень ФА был достоверно повышен по сравнению с контролем для обоих индексов (критерий знаков,  $p < 0,05$ ).

**Таблица 44**

**Распределение по длине тела восточноевропейских  
полевок из двух популяций**

Место отлова	Длина тела, мм			
	95 и менее	96-100	101-112	113 и более
Ботанический сад	9	9	12	2
Кристалка	9	3	12	16

Таким образом, нет оснований рассматривать преобладание старых животных в выборке как главную причину повышенного уровня ФА у зверьков из Кристалки по сравнению

с контролем, хотя, судя по всему, определенный вклад этого фактора имеет место. Вторым весьма вероятным источником стрессорирующего воздействия на онтогенез полевок из Кристалки является загрязнение среды обитания на ТРАС. Загрязнение экосистем в этом районе токсичными микроэлементами, а также  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  незначительно (Молчанова и др., 1997; Боев и др., 1998), но имеет место превышение содержания плутония в верхних почвенных горизонтах (до  $2,34 \text{ кБк/м}^2$ ) по сравнению со средним глобальным уровнем ( $0,044 \text{ кБк/м}^2$ ) (Орлов и др., 1994). Будучи  $\alpha$ -излучателем с большой удельной активностью, плутоний обладает высокой радиотоксичностью и особенно опасен для полевок, непосредственно контактирующих с почвой. В последние годы, во многом благодаря успехам микродозиметрии (Goodhead, 1988), стало ясно, что те количества плутония, которые загрязняют природные среды, способны инициировать в клетках грызунов повреждения генома, сохраняющиеся в течение 10–15 клеточных поколений (Wilson et al., 1995) и частично наследуемые

Таблица 45

**Флуктуирующая асимметрия у восточноевропейских полевок из Кристалки с разной длиной тела (в скобках приведено число изученных животных)**

Краниометрические показатели	Длина тела, мм			
	80 – 115		116 – 126	
	ФА1	ФА2	ФА1	ФА2
Коронарная длина $M^3$	23,0	12,7(30)	26,9	14,5(10)
Коронарная длина верхнего зубного ряда	44,2	8,5(30)	48,1	9,2(10)
Коронарная длина $M_1$	29,2	11,4(29)	36,5	13,7(9)
Коронарная длина нижнего зубного ряда	50,5	9,9(26)	52,8	9,8(9)
Высота нижней челюсти	78,6	17,7(14)	87,5	17,9(9)
Длина нижней челюсти	87,0	6,3(25)	182,5	12,1(10)
Длина резцового отверстия	46,3	11,2(29)	21,3	4,9(10)
Длина носовых костей	63,0	9,4(25)	73,1	10,1(10)

## ГЛАВА 5

потомками облученных животных (Jablonka, Lamb, 1989). Другими словами, как физиологические, так и стохастические эффекты, вызываемые плутонием, могли обусловить дестабилизацию онтогенеза у полевок, подвергавшихся радиационному воздействию в течение десятков поколений. Эффекты такого рода были обнаружены у населения (особенно детского) зоны ТРАС в районе наших работ (Боев и др., 1998).

Полученные результаты, хотя и не являются вполне однозначными, дают новые основания для использования ФА мерных признаков млекопитающих в качестве индикатора среднего стресса, в том числе связанного с радиационными инцидентами. Однако ясно, что использование этого показателя должно сопровождаться детальным анализом материала для выявления возможной неоднородности сравниваемых выборок по параметрам, способным модифицировать оценки онтогенетического гомеостаза, в первую очередь таким, как возраст и абсолютные размеры тела.

Авторы выражают искреннюю благодарность А.Г. Васильеву за плодотворное участие в обсуждении результатов, а также М.И. Чепракову и М.С. Шляпниковой за помощь в отлове животных. Данный раздел работы, посвященный анализу флуктуирующей асимметрии у восточноевропейской полевки в импактной зоне Тоцких испытаний ядерного оружия выполнен при поддержке гранта РФФИ 99-04-48965.

## **ГЛАВА 6**

---

### **РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ЭПР ДОЗИМЕТРИЯ НА ЗУБНОЙ ЭМАЛИ: ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК У ОЧЕВИДЦЕВ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ НА ТОЦКОМ ПОЛИГОНЕ**

Задача реконструкции доз, то есть их определения спустя длительное время (месяцы, годы и десятки лет) после облучения, имеет исключительно важное социальное значение для адресной реабилитации пострадавшего населения, кроме того она необходима для эпидемиологических исследований, когда изучается связь между уровнем заболеваемости и величиной полученной дозы. В последнем случае конечной целью является определение коэффициентов риска возникновения того или иного радиационно-индуцированного заболевания. Знание коэффициентов риска облучения необходимо для определения порога безопасности радиации и правильного проектирования и размещения защитных сооружений и устройств вблизи источников облучения. В настоящее время известно несколько методов реконструкции доз, среди них:

- расчетные методы, основанные на моделировании ситуации облучения с учетом особенностей поведения человека в известных полях внешнего облучения и метаболизма радионуклидов в человеческом организме при внутреннем облучении;
- генетические методы, основанные на измерении числа стабильных хромосомных аберраций или поврежденных радиацией клеток крови с последующей его калибровкой в дозовых единицах. К сожалению, время жизни большинства хромосомных аберраций составляет 3,5 года. Существуют разные методики выделения или окраски поврежденных клеток и хромосом. К настоящему времени наиболее известный и надежный среди них так на-

## ГЛАВА 7

зываемый FISH-метод от сокращения английского словосочетания — fluorescent *in situ* hybridization. Он основан на подсчете транслокаций дицентриков;

- методы термо- и светолюминесценции керамических материалов, находившихся в полях облучения. Среди материалов, которые могут быть использованы для реконструкции полей облучения этим методом, наиболее подходящими являются кирпичи, электрические изоляторы, детали керамической плитки, сантехники и ряд природных минералов таких, как например, полевые шпаты;
- метод дозиметрии Электронного Парамагнитного Резонанса (ЭПР) на кальцифицированных тканях. Этот метод наряду с FISH-методом позволяет восстановить индивидуальные прижизненные дозы внешнего и внутреннего облучения человека или животного. К настоящему времени ретроспективная ЭПР дозиметрия является наиболее точным и надежным методом, однако становление и стандартизация этого самого современного и точного из методов дозиметрии еще далеко не закончены.

Метод ретроспективной дозиметрии на зубной эмали (наиболее минерализованной кальцифицированной ткани человеческого организма) в последние годы успешно применялся для реконструкции доз облучения жертв атомной бомбардировки Хиросимы и Нагасаки и Чернобыльской аварии (Ikeya et al., 1984; Ishii, Ikeya, 1990), населения долины реки Теча, употреблявшего длительное время воду, содержащую высокую концентрацию радиоактивных отходов (Romanyukha et al., 1996 a,b), рабочих первого советского комбината по производству оружейного плутония «Маяк» (Romanyukha et al., 1994, 1996 c) и в некоторых других случаях (Romanyukha, Regulla, 1996).

Цель настоящего раздела — дать описание физических основ и характеристик метода ретроспективной ЭПР дозиметрии с иллюстрацией возможностей этого метода для определения дозовых нагрузок у очевидцев испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне в 1954 г.

### Физические основы метода

Метод ретроспективной ЭПР дозиметрии основывается на измерении концентрации радиационно-индуцированных радикалов в гидроксиапатите  $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ , который является основной минеральной составляющей зубов и костей большинства животных и человека (Ikeya et al., 1984; Ishii, Ikeya, 1990; Romanyukha et al., 1994; Romanyukha et al., 1996 а, в; Callens et al., 1987; Wieser et al., 1996; Schwarcz, 1985; Romanyukha et al., 1996 г). Решетка гидроксиапатита имеет гексагональную структуру, пространственная группа  $R6_3/m$ ,  $a=b=0,9432$  нм и  $c=0,6881$  нм. Гидроксильные группы расположены вдоль гексагональной оси  $c$ , тогда как фосфатные группы распределяются как равнобедренные треугольники вокруг гексагональной оси. Процесс минерализации биологических апатитов в значительной степени определяется присутствием и локализацией карбонатных ионов в кристаллической решетке. Карбонатные радикалы  $CO_3^{2-}$  могут замещать как  $OH^-$  (А-узел) так и  $PO_4^{3-}$  (В-узел) в решетке гидроксиапатита. Например, около 4% апатита человеческой зубной эмали составляют карбонатные группы, которые замещают как фосфатные, так и гидроксильные ионы в пропорции 9:1 соответственно. Подобная ситуация характерна и для других гидроксиапатитов естественного происхождения. Условно, химическая формула карбонированного гидроксиапатита может быть записана в виде  $Ca_{10}[(PO_4)_{6-x}(CO_3)_x][(OH)_{2-2y}(CO_3)_y]$ , где  $x$  характеризует В замещение, а  $y$  — А замещение. Для гидроксиапатита зубной эмали  $x \cong 0.039$ ,  $y \cong 0.001$ .

Гидроксиапатит составляет 95–97% зубной эмали, 70–75% дентина, и 60–70% костной ткани, поэтому зубная эмаль является наиболее подходящим материалом для целей ретроспективной дозиметрии. Человеческая зубная эмаль является кальцифицированной тканью, обладающей особыми свойствами. В отличие от других костных тканей, у взрослых людей она не обладает клеточной структурой, то есть фактически является минералом (единственным) в живом организме. Раз-

мер кристаллитов гидроксиапатита в зубной эмали составляет от десятков до сотен нанометров.

Достаточно давно известно (Ikeya et al., 1984; Ishii, Ikeya, 1990; Romanyukha et al., 1994; Romanyukha et al., 1996 a,c; Callens et al., 1987; Wieser et al., 1996; Schwarcz, 1985; Romanyukha et al., 1996 d), что облучение ионизирующим излучением карбонированных апатитов приводит к возникновению радиационно-индуцированных стабильных радикалов  $\text{CO}_2^-$ ,  $\text{CO}_3^-$ . Измеренная высокая спиновая концентрация  $10^{17}$  спин на грамм, предполагает, что эти радикалы происходят, в основном, из распада радикала  $\text{CO}_3^{2-}$  после облучения. Одним из наиболее прецизионных методов измерения концентрации свободных радикалов является электронный парамагнитный резонанс. При этом важно отметить, что необлученный карбонированный гидроксиапатит имеет относительно широкий резонансный сигнал, практически не зависящий от облучения. Радиационно-индуцированные  $\text{CO}_2^-$  группы могут, в принципе, занимать позиции в как В- так и А-узлах решетки гидроксиапатита. Концентрация радиационно-индуцированных радикалов и отсюда интенсивность ЭПР сигнала увеличивается пропорционально поглощенной дозе от примерно 100 мГр до свыше 100 кГр, что является диапазоном важным для реконструкции аварийных доз облучения. Наиболее стабильный радиационный радикал в зубной эмали —  $\text{CO}_2^-$  (Callens et al., 1987). При 25°C его временная стабильность была оценена как  $10^7$  лет (Schwarcz, 1985). Это свойство карбонированного гидроксиапатита может быть использовано для дозиметрических и археологических (определение возраста) целей. Как дозиметр, зубная эмаль чувствительна к большинству типов облучения — g, b, a, рентгеновскому, ультрафиолетовому и облучению тяжелыми ионами (Labarthe et al., 1973; Schwarcz, 1985; Grun, Katzenberger-Apel, 1994; Romanyukha et al., 1994; Romanyukha et al., 1996 a, в, г ; Romanyukha, Regulla, 1996; Stuglik, Sadlo, 1996; Wieser et al., 1996; Ivannikov et al., 1997). К сожалению, до сих пор нет

публикаций, подтверждающих применимость зубной эмали для реконструкции доз нейтронного облучения. Результаты, полученные с помощью двойного электронно-ядерного резонанса (ДЭЯР), указывают, что  $CO_2^-$  группы, используемые для археологического датирования или дозиметрии, происходят из  $CO_3^{2-}$ , занимающих узлы  $PO_4^{3-}$  с более слабым смещением карбонатных групп по сравнению с фосфатными (Vugman et al., 1995). Такой вывод согласуется с гипотезой о зарядовой компенсации в карбонированных гидроксипатитах: замещение  $PO_4^{3-}$  ионом  $CO_3^{2-}$  приводит к формированию кислородной вакансии и одновременной потере  $Ca^{2+}$  и  $OH^-$  из соседних узлов (Labarthe et al., 1973). Такой зарядово-компенсационный процесс и дальнейшая радиационно-индуцированная трансформация карбонатных групп в  $CO_2^-$ -радикалы стабилизирует конфигурацию гидроксильных групп вокруг парамагнитных центров.

### Описание процедуры реконструкции индивидуальных доз методом ЭПР

Процедура реконструкции доз методом ЭПР может быть условно разделена на несколько этапов:

- сбор образцов;
- подготовка образцов для ЭПР измерений;
- ЭПР измерения;
- дозиметрическая калибровка радиационного ЭПР отклика;
- интерпретация полученных результатов.

Для каждого этапа этой процедуры существует ряд важных критических моментов, которые необходимо принимать во внимание при выполнении реконструкции доз облучения.

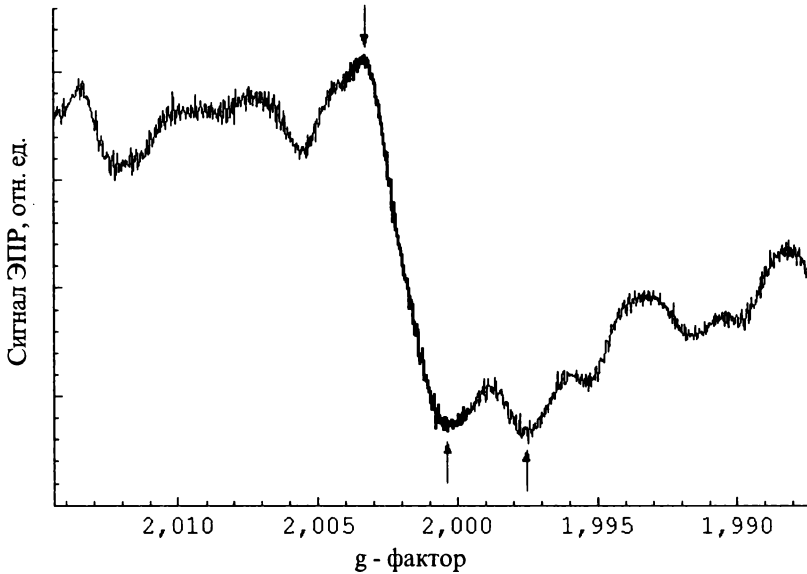
**Сбор образцов.** При организации сбора образцов в определенной местности, предположительно пострадавшей от радиационного воздействия, желательно иметь в выборке собранных зубов представительство всех возрастных категорий населения, поскольку люди разного возраста имеют различный

метаболизм радионуклидов и разные модели поведения, что обуславливает различную дозовую нагрузку для них. Кроме того, выполнение реконструкции доз облучения для всех возрастных категорий позволяет построить (или восстановить) зависимость доза-возраст, из которой можно оценить среднегодовую мощность дозы в данной местности и среднюю аварийную дозу. Эти два параметра, как правило, могут быть также рассчитаны теоретически на основе какой-либо выбранной модели, то есть, другими словами, метод ЭПР дозиметрии может быть использован для верификации использованной модели. Здесь важно отметить, что не все собранные зубы пригодны в равной степени для целей ЭПР дозиметрии. Как правило, все они были удалены по медицинским показаниям, другими словами, это — больные зубы. При некоторых заболеваниях зубов как минеральный состав, так и концентрация карбонатных ионов могут значительно изменяться (Brik et al., 1996). Поэтому при подготовке образца для ЭПР измерений необходимо отбирать только здоровую зубную эмаль. Кроме того, как хорошо известно, зубы взрослого человека (всего 32) могут быть разделены на четыре группы: коренные (моляры), предкоренные (премоляры), клыки и резцы. Для коренных зубов существует также специальная подгруппа зубов мудрости. Все перечисленные выше типы зубов различаются формой, толщиной эмали, положением во рту, временем вырастания и, вследствие всего этого, геометрией и временем облучения. В случае внутреннего облучения существует также различие в метаболизме для различных типов зубов. Более того, как стало недавно известно (Ivannikov et al., 1997 in litt.), солнечный свет также может дать существенный вклад в дозу, поглощенную зубной эмалью передних зубов (до 200 мГр). В силу этого, значительно лучше для последующей реконструкции доз облучения отбирать коренные и премоляры или использовать внутреннюю (лингвальную), прилегающую к языку часть зубной эмали для клыков и резцов.

**Подготовка образцов к ЭПР измерениям.** Главная цель этого этапа — отделить друг от друга различные ткани зуба: эмаль, дентин и цемент, а затем удалить из них органическую компоненту. Это необходимо сделать, потому что дентин и цемент по сравнению с зубной эмалью имеют в своем составе более значительное количество органики (для сравнения соответственно 30% и 2%), которая обладает интенсивным широким сигналом ЭПР, маскирующим радиационный ЭПР отклик.

Различные исследователи используют различные методы подготовки образцов из зубов. На первом этапе обычно с помощью алмазного диска отделяют корень (нижняя часть зуба, покрытая цементом) от коронки (верхняя часть зуба, покрытая эмалью). Далее на коронке производят механическое отделение зубной эмали от дентина с помощью зубоорачебного бора и алмазного диска. Важный момент здесь — избежать перегрева образца, так как он может вызывать появление дополнительного сигнала ЭПР. Однако зубная эмаль представляет собой кристаллиты гидроксиапатита в форме стерженьков (~97%), прочно связанных органической матрицей (2—3%). Для того чтобы отделить эту органическую компоненту, применяется специальная долговременная ультразвуковая обработка в концентрированном растворе  $NaOH$  (Romanuykha, Regulla, 1996; Romanuykha et al., 1996 г). Химическое травление поверхностного слоя зубной эмали с помощью ультразвуковой обработки в уксусной кислоте позволяет удалить поверхностный слой, наиболее сильно подверженный различным внешним воздействиям, которые могут обусловить возникновение нежелательных сигналов ЭПР в спектре образца. Из-за ориентационной зависимости ЭПР спектра зубную эмаль необходимо размолоть в порошок с размером зерен 0,3—0,5 мм. Для измерений лучше выделять только один размер зерна с помощью сит, поскольку существует определенная зависимость радиационной чувствительности от размера зерна (Haskell et al., 1996). Кроме того, механическая деформация также мо-

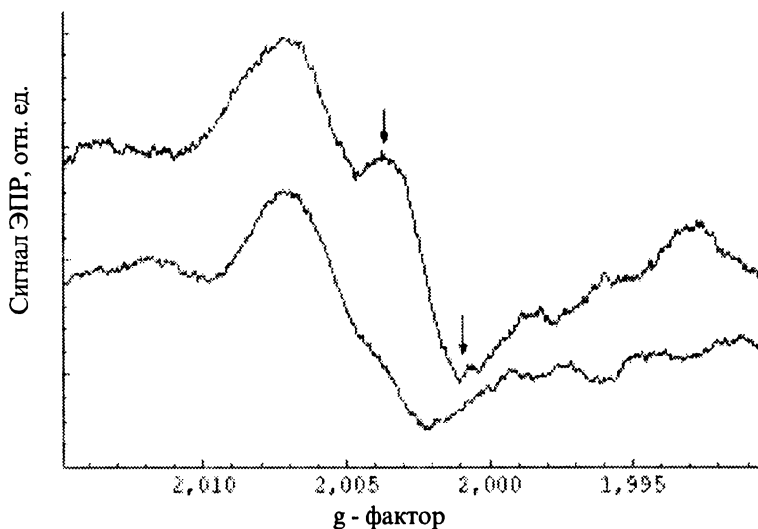
жет вызывать дополнительный сигнал ЭПР, усложняющий спектр (Desrosiers et al., 1989). В целом один из возможных вариантов приготовления образцов из зубных тканей приведен на рисунке 11 (Romanyukha, Regulla, 1996).



**Рис. 11.** Спектр ЭПР облученной зубной эмали (образец № 1). Стрелками указаны пики радиационной компоненты спектра. На спектре выделен пик радиационного сигнала, используемый для реконструкции дозы

**ЭПР измерения.** ЭПР спектр записывается при комнатной температуре с помощью спектрометра, работающего, как правило, в X диапазоне (9–10 ГГц). Для целей реконструкции доз облучения ЭПР спектр зубной эмали обычно интерпретируется в терминах двух главных компонент (рис. 12). Первая компонента — широкий фоновый (или так называемый нативный) сигнал с g-фактором вблизи 2,005. Этот сигнал также имеет собственную внутреннюю структуру и его происхождение в настоящее время не определено полностью,

однако ясно, что его параметры не зависят существенно от облучения. Частично он связан с органической компонентой зубной эмали, поэтому его интенсивность может быть уменьшена на 40–50% с помощью химической обработки, как это было описано в предыдущем разделе. Вторая компонента спектра зубной эмали полностью связана с облучением (рис. 12).



**Рис. 12.** Изменение спектра зубной эмали при облучении (образец № 4, доза дооблучения 1,5 Гр).  
Стрелками указаны пики радиационного сигнала

Она имеет анизотропную форму линии ( $g_1=2,002$ ,  $g_2=1,997$ ) с шириной линии 0,4 мТ и определяется, в основном,  $CO_2^-$  радикалами (Callens et al., 1987). Этот последний сигнал и используется для ретроспективной ЭПР дозиметрии. К сожалению, даже в случае использования специальной химической обработки при дозах ниже 200 мГр широкий фоновый сигнал полностью закрывает радиационный, что приводит к необходимости вычитания этого фонового сигнала из спектра зубной эмали. В целом, два различных подхода применяются для

решения этой проблемы: компьютерная симуляция фонового или радиационного сигналов (Ishii et al., 1990; Desrosiers, 1993; Egersdorfer et al., 1996; Oduwole et al., 1993), и использование фоновой ЭПР компоненты от специально приготовленного образца необлученной зубной эмали (Shimano et al., 1989). Недавно был предложен альтернативный подход селективного микроволнового насыщения фоновой компоненты спектра (Ignatiev et al., 1996). Он основан на различии вида зависимости от микроволновой мощности для определенных выше двух компонент спектра облученной зубной эмали. Этот метод заключается в вычитании ЭПР спектра зубной эмали, записанного при относительно низкой мощности (например, 2 мВт), из записанного при более высокой (12 мВт). Применение этого метода позволяет реконструировать дозы свыше 100 мГр.

***Дозиметрическая калибровка радиационного ЭПР отклика.*** Амплитуда или интегральная интенсивность сигнала вблизи  $g=2,0018$  обычно используется в качестве радиационного отклика или меры концентрации радиационно-индуцированных радикалов в гидроксипатите (рис. 12). Для того чтобы откалибровать ЭПР отклик в единицах радиационной дозы используются два метода: 1) дополнительное облучение образца известной дозой, обычно от источника  $^{60}\text{Co}$  с последующими ЭПР измерениями и определением исходной дозы с помощью обратной экстраполяции; 2) использование универсальной калибровочной линии (ЭПР отклик-доза), полученной с помощью описанной выше процедуры дополнительных облучений и ЭПР измерений на некотором специально приготовленном стандартном образце (Skvortzov et al., 1995). В первом методе для реконструкции дозы образец обычно 4–5 раз подвергают дополнительному облучению известной дозой 100–1000 мГр, для индивидуальной дозовой калибровки образца, поскольку радиационная чувствительность зубной эмали варьирует в пределах 10–15% для различных индивидуумов (Egersdorfer et al., 1996). Использование второго метода на

основе универсальной калибровочной линии увеличивает погрешность реконструкции дозы на указанную выше величину индивидуальной вариабельности, однако этот метод требует значительно меньше времени для определения дозы и при этом, в отличие от первого метода, образец сохраняет первоначальную дозу облучения. Важно понимать, что использование источника  $^{60}\text{Co}$  для калибровочной процедуры автоматически предполагает, что доза, которая должна быть реконструирована, была также получена в результате облучения от источника со спектром, аналогичного калибровочному.

***Интерпретация полученных результатов.*** Главная проблема интерпретации результатов ЭПР реконструкции — определить как полученная доза в зубной эмали соотносится с дозами, определенными на основе общепринятых методов или расчетов, сделанных в соответствии с рекомендациями Международного комитета по радиационным единицам (ICRU) и Международного комитета по радиационной защите (ICRP). Одновременно преимуществом и недостатком ЭПР дозиметрии на зубной эмали является то, что этот метод определяет полную прижизненную дозу, поглощенную в зубной эмали, включая не только дозу облучения, полученную из-за радиационной аварии или на специальном производстве, но и вклады от естественного радиоактивного фона, внутреннего облучения, обусловленного естественным содержанием радиоизотопов в человеческом теле, медицинских рентгеновских и радиоизотопных исследований, радона и т.п. (Vugman et al., 1995). Интерпретация результатов ЭПР реконструкции доз внутреннего облучения усложняется отсутствием необходимых моделей пересчета дозы, поглощенной зубной эмалью в дозу, поглощенную, например, скелетом или костным мозгом, как это принято в дозиметрии внутреннего облучения. В последнем случае сравнительное ЭПР исследование различных кальцифицированных тканей человека (и не только) может дать важную информацию о соотношении величин доз, поглощенных в зубной эмали, дентине и костях и концентрации

## ГЛАВА 7

накопленных радионуклидов. В целом подходы, используемые при интерпретации результатов ЭПР реконструкции доз облучения, существенно различаются для случаев внутреннего и внешнего облучений.

### **Реконструкция индивидуальных поглощенных доз у очевидцев испытания ядерного оружия на Тоцком полигоне методом ЭПР дозиметрии на зубной эмали**

Для проведения ЭПР исследований было собрано 10 зубов от девяти постоянных жителей Тоцкого и Красногвардейского районов Оренбургской области, находившихся на разном расстоянии к востоку от эпицентра ядерного взрыва в 1954 г. Восточное направление было выбрано из-за сильного западного ветра, имевшего место во время испытаний. Все зубы были удалены согласно медицинским показаниям в результате стоматологического лечения в 1997 году. Доноры провели большую часть своей жизни в своих родных населенных пунктах. Один образец (№ 3) был получен от к.м.н. Г.П.Снегиревой (Российский научный центр рентгенологии и радиологии МЗ РФ, Москва). С 1984 г. донор образца № 3 проживает в г.Москве. Все исследованные образцы зубов не подвергались рентгеновскому обследованию. В таблице 46 приведены тип зубов, возраст доноров зубов и расстояние от эпицентра, на котором они находились в момент взрыва.

Образцы зубной эмали для ЭПР измерений были приготовлены по методике, описанной в предыдущем разделе. К сожалению, из-за высокой поврежденности кариесом масса образцов зубной эмали была довольно низкой — 30–50 мг, что существенно понизило точность реконструкции дозы облучения. ЭПР спектры записывались при комнатной температуре на гомодинном спектрометре ERS-231 (изготовленном в бывшей ГДР) на частоте 9,7 ГГц. Для накопления спектров при последовательном прохождении резонансных условий, а затем и математической обработки полученных спектральных файлов спектрометр был сопряжен с персональным компью-

тером. Экспериментальные условия записи спектров были следующими: частота высокочастотной модуляции — 100 кГц, ее амплитуда — 0,45 мТ, ширина развертки магнитного поля — 10 и 5 мТ, микроволновая мощность — 2 и 10 мВт. Для вычитания фонового сигнала использовался описанный выше метод селективного насыщения спектра зубной эмали (Ignatiev et al., 1996).

Таблица 46

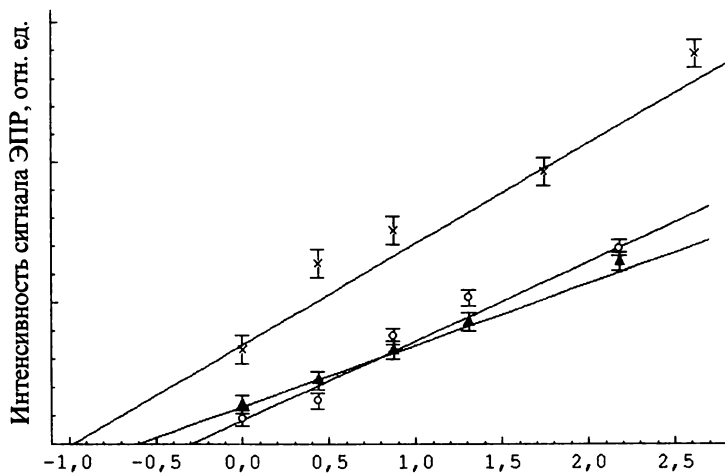
**Результаты реконструкции доз у очевидцев  
испытания на Тоцком полигоне.**

Номер образца	Тип зуба	Год рождения (возраст пациент)	Расстояние до эпицентра взрыва, км	Реконструированная доза, Гр	Фоновая компонента дозы, Гр	Доза ионизирующей радиации, поглощенная во время испытаний, Гр
1	<i>I</i>	1934 (63)	14	3,1 ± 0,30	0,19	2,91
2	<i>C</i>	1934 (63)	14	2,9 ± 0,30	0,19	2,71
3	<i>M</i>	1946 (51)	20	0,92 ± 0,15	0,15	0,77
4	<i>M</i>	1913 (84)	26	0,55 ± 0,10	0,25	0,30
5	<i>I</i>	1941 (56)	26	0,50 ± 0,10	0,17	0,33
6	<i>M</i>	1934 (63)	30	0,24 ± 0,08	0,18	0,06
7	<i>M</i>	1934 (63)	49	0,40 ± 0,10	0,16	0,24
8	<i>M</i>	1938 (59)	70	0,12 ± 0,10	0,15	-
9	<i>M*</i>	1930 (67)	26	0,19 ± 0,10	0,10	0,09
10	<i>M*</i>	1939 (58)	30	0,07 ± 0,10	0,07	-

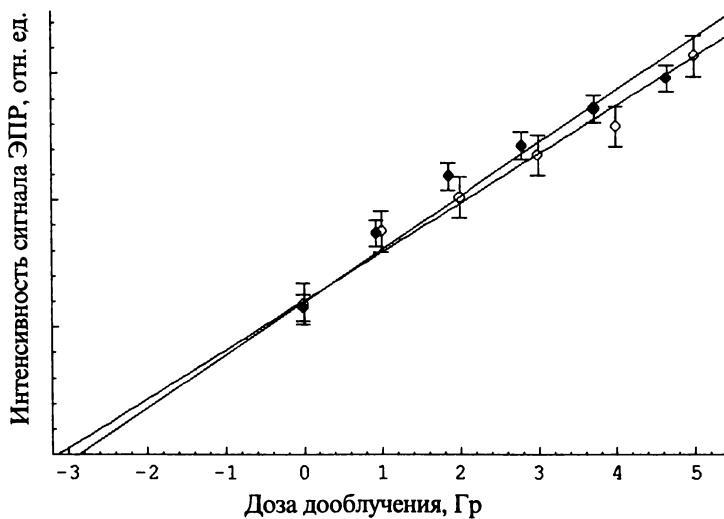
Примечание: *I* — резец, *C* — клык, *M* — коренной зуб, *M\** — зуб мудрости.

Из-за малой массы исследованных образцов реконструкция доз выполнялась методом последовательного дооблучения. Пять-шесть точек : одна начальная и четыре-пять, полученных в результате последовательных дооблучений шагом 0,1–1 Гр (в зависимости от величины реконструируемой дозы), использовались для линейной экстраполяции полученной дозы облучения. Перед очередным дооблучением спектры каждого образца регистрировались три раза после встряхивания пробирки с образцом. Результат измерения амплитуды радиационного

## ГЛАВА 7



а)



б)

**Рис. 13 а, б. Линейные экстраполяции доз облучения.**  
 а) образцы № 3, 4, 5; б) образцы № 1, 2

сигнала усреднялся. Последнее необходимо для того, чтобы уменьшить влияние анизотропии сигнала ЭПР. На рисунке 11 приведены ЭПР спектры зубной эмали до и после дооблучения. На них хорошо виден рост радиационно-индуцированной компоненты спектра. На рисунках 13а и 13 б показаны линейные экстраполяции полученных доз облучения. Дооблучение проводилось на медицинском источнике  $^{60}\text{Co}$  Свердловского областного онкологического диспансера с точностью 5% при 95% уровне значимости.

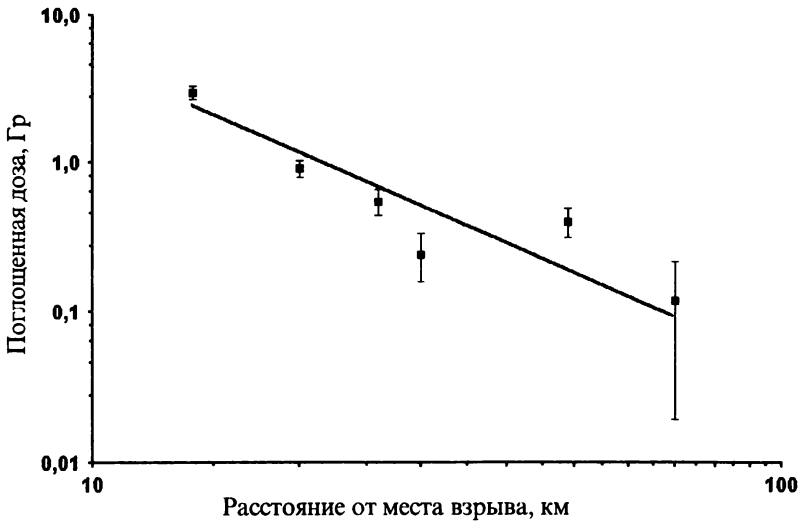
Полученные результаты реконструкции доз облучения приведены в таблице 46 и рис. 14.

По крайней мере двое из доноров, имеющих наибольшую реконструированную дозу, подвергались непосредственному воздействию взрыва. Один из них непосредственно наблюдал взрыв, сидя на берегу реки на открытой местности. Донор образца № 3 в первый момент после взрыва находилась в помещении школы в пос. Пристанционный. Затем, когда стены строения начали сотрясаться, дети выбежали на школьный двор и тоже наблюдали светящийся шар. Среди изученных образцов было 3 передних зуба. Реконструкция доз для них осложняется, так как величины могут быть завышены из-за воздействия солнечной радиации, что следовало учесть. По данным Н.Накамуры с соавторами (Nakamura et al., 1998) различия между дозой, накопленной эмалью зуба на его буккальной (щечной) и лингвальной (язычной) сторонах, составляли от 0,1 до 0,34 Гр для резцов и от 0,08 до 0,42 Гр для клыков. Это означает, что для смешанного образца эмали возможное превышение дозы будет колебаться в интервале от 0,05-0,17 Гр и 0,04-0,21 Гр для соответствующих категорий зубов. Подобные цифры приводили и другие авторы, по оценкам которых средняя разница доз между передними зубами и молярами достигала 200 мГр. Таким образом, ожидаемое завышение дозы для наших образцов, приготовленных из передних зубов (№№ 1,2 и 5), находится в пределах данной экспериментальной погрешности (табл. 46).

## ГЛАВА 7

Величина ежегодной дозы, получаемой за счет естественного радиоационного фона (фоновой дозы) на Южном Урале составляет по нашим оценкам 2–4 мГр (Romanuykha et al., 1996a). Это значение согласуется с результатами реконструкции доз, полученных для двух зубов мудрости (образцы № 9 и № 10). Реконструированные дозы для этих образцов оказались ниже по сравнению с другими образцами № 4 и № 5 из того же населенного пункта (соответственно:  $0,55 \pm 0,10$  Гр и  $0,50 \pm 0,10$  Гр). Это можно объяснить тем, что на момент Тоцких испытаний в 1954 году данные зубы мудрости еще не прорезались. Сходные наблюдения над зубами мудрости указаны для очевидцев взрыва атомной бомбы в Хиросиме (Nakamura et al., 1998). Типичный возраст прорезывания зубов мудрости составляет около 25 лет. Фоновая доза, оцененная по этим образцам, около 3–5 мГр/год. Таким образом, резонно предположить, что верхний предел ежегодной фоновой дозы в Оренбургской области составляет приблизительно 3 мГр. Расчетная индивидуальная фоновая доза приводится в таблице 46. Различия между реконструированной дозой и ее фоновой компонентой может быть отнесено на счет влияния Тоцкого испытания атомной бомбы. Вычитая величину прогнозируемой фоновой дозы из экспериментально реконструированной дозы можно оценить общую дозу, полученную очевидцами в результате ядерного взрыва. Эти дозы указаны в последнем столбце таблицы 46 и приведены на рисунке 14.

Характерной особенностью полученных значений является сильная зависимость реконструированных доз облучения от расстояния, на котором находился человек от эпицентра ядерного взрыва. На рисунке 14 сплошной линией показана эта зависимость дозы от обратных квадратов расстояний от эпицентра. Нормализованное соотношение реконструированных доз составляет 47 : 13 : 6 : 1. Соотношение обратных квадратов расстояния от эпицентра для доноров исследованных образцов составляет 4,59 (14 км) : 2,25 (20 км) : 1,33 (26 км) : 1 (30 км). В скобках приводятся соответствующие абсолютные



**Рис. 14.** Зависимость поглощенной дозы, реконструированной методом ретроспективной ЭПР-дозиметрии на зубной эмали, от расстояния между эпицентральной точкой Тоцкого взрыва и местом нахождения доноров в момент проведения испытаний ядерного оружия

значения расстояния. Поскольку отношения доз выше, чем соответствующее соотношение обратных квадратов расстояний, то можно прийти к выводу о наличии дополнительного источника облучения. Эта дополнительная компонента дозы может быть связана с влиянием последующего загрязнения радиоактивными осадками.

Известно, что такие короткоживущие радионуклиды как  $^{131}\text{I}$  ( $T_{1/2} = 8,040$  дн.),  $^{134}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 2,062$  года) и  $^{90}\text{Mo}$  ( $T_{1/2} = 67$  час) обладают большими дозовыми потенциалами. Имеется также некоторая информация о загрязнении местности в районе Тоцкого взрыва  $^{60}\text{Co}$  ( $T_{1/2} = 5,2719$  года). Это помогает объяснить несоответствие реконструированных доз официально опубликованным оценкам (Катков и др., 1996).

## ГЛАВА 7

Г.П. Снегиревой независимо от данных исследований для донора образца № 3 была реконструирована доза  $0,5 \pm 0,3$  Гр на основе исследования крови методом FISH. По нашим данным (табл.46) реконструированная доза методом ЭПР на зубной эмали составила  $0,92 \pm 0,15$  Гр. Более низкое значение дозы, полученное методом FISH может объясняться репаративными процессами, так как исследование проводили через 43 года после инцидента. Наблюдаемое сходство доз облучения, реконструированных принципиально разными методами биологической и физической дозиметрии тем не менее обращает на себя внимание.

Обычно дозы, полученные очевидцами ядерных инцидентов, включают в себя существенный вклад нейтронного облучения, однако чувствительность зубной эмали к нейтронам оценивается как 0,03 ее чувствительности к гамма облучению (Бочвар и др., 1997). Поэтому нейтронным вкладом в дозу, накопленную зубной эмалью, можно пренебречь по сравнению с другими факторами.

Выполненные исследования по использованию метода ЭПР реконструкции доз облучения на зубной эмали у очевидцев испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне в 1954 г. показали неожиданно высокие дозы, до 3 Гр. Полученные нами значения доз облучения находятся в серьезном противоречии с принятыми в настоящее время оценками доз для населения, проживающего в зоне Тоцкого ядерного взрыва — 0,08–0,7 Зв (Катков и др., 1996). Несоответствия с официальными оценками могут быть объяснены вкладом короткоживущих радионуклидов в дозу у очевидцев взрыва в зоне ближнего следа. Наблюдаемое нами существенное превышение дозы над официальными оценками вероятно может объяснить относительно высокий уровень раковых заболеваний в Тоцком и Сорочинском районах. Таким образом, наши исследования продемонстрировали потенциальную способность ретроспективной ЭПР-дозиметрии для предоставления дополнительных независимых оценок доз для населения импактных

районов. Очень вероятно, что этот метод при использовании его в сочетании с FISH-технологией даст более надежную дозиметрическую информацию, чем имеющаяся в настоящее время.

Согласно нормам МКРЗ (Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ..., 1994), население, проживающее в районе Тоцкого полигона (по крайней мере определенная его часть), наверняка может быть отнесено к категории лиц, пострадавших от облучения при испытании ядерного оружия. Однако для окончательного заключения об уровне облучения населения исследуемого района проживания выполненных измерений доз облучения (десять проб) явно недостаточно, необходимо дальнейшее продолжение исследований. Вместе с тем проведенные исследования позволяют дать важную рекомендацию по организации сбора образцов — критическим моментом здесь является возможно более точное определение местоположения человека, для которого выполняется реконструкция дозы облучения, в момент взрыва. При таком подходе в результате широкомасштабной реконструкции доз может быть получена карта распределения доз облучения очевидцев испытания ядерного оружия.

### **Бета-радиометрия фрагментов зубов очевидцев Тоцкого ядерного взрыва**

При оценке поглощенной дозы важное значение имеет соотношение величин внешнего и внутреннего облучения организма. Представляло интерес ориентировочно оценить величину внутреннего облучения очевидцев Тоцкого ядерного взрыва из местного населения, так как наряду с очевидным фактором внешнего облучения при взрыве атомной бомбы фактор внутреннего облучения в данном случае оценивается по разному. По имеющимся в литературе сведениям теоретически оцененная величина внутреннего облучения по отношению к общей у военных и местного населения в зоне влияния Тоцкого взрыва не превышает 5–6 %. Хорошо известно, что многие оче-

## ГЛАВА 7

виды в первые годы после взрыва использовали поваленный лес, собирали грибы и ягоды, охотились и пасли скот в эпицентральной зоне и вблизи от нее. Поэтому можно было предположить, что некоторые из местных жителей могли в этом случае получить дополнительную дозу внутреннего облучения.

В этой связи с целью предварительной оценки собственной радиоактивности образцов корней зубов очевидцев был проведен анализ, включающий их бета-радиометрию. Ранее нами было установлено, что концентрация стронция-90 в дентине коронки и корня зуба близка или идентична. Результаты исследования приведены в таблице 47.

**Таблица 47**

**Бета-радиометрия фрагментов зубов местных жителей  
— очевидцев ядерного взрыва на Тоцком полигоне  
(1 Бк — 10,9 имп/мин)**

Оч-видец	Год рожд., возраст во время взрыва	Пол	Расстояние от эпицентра, км	Зуб	Масса сухой ткани зуба, мг	Масса золы, мг	Навеска, мг	Счет, имп/мин·г	Бк/кг
1 (1)	1934 г., 20 лет	М	14	<i>I</i>	3558	2691	250	16,6	1519
1 (2)	1934 г., 20 лет	М	14	<i>C</i>	3667	2758	250	18,2	1673
								среднее:	1596
2	1946 г., 8 лет	Ж	20	<i>M</i>	3548	2674	250	3,2	283
3	1918 г., 36 лет	Ж	26	<i>M</i>	1008,0	757,0	250	2,1	194
4	1938 г., 16 лет	Ж	30	<i>M</i>	1615,2	1214,3	250	1,2	80
1К	взрослый	М	Германия	<i>M</i>	1327,5	9973	250	0	0
2К	взрослый	М	Германия	<i>M</i>	1667,3	12660	250	1,8	166

Наряду с описанными выше образцами зубов очевидцев Тоцкого взрыва были использованы контрольные данные (1К, 2К) по двум донорам из Германии. Из таблицы хорошо видно, что мужчина, ближе всех находившийся к эпицентру взрыва, имеет наибольший уровень бета-активности, который на порядок выше, чем в контроле и в среднем (по двум зубам)

составляет 1596 Бк/кг. По словам очевидца он неоднократно ездил в поваленный ударной волной лес, заготавливал дрова и пиломатериалы, собирал грибы и ягоды, охотился и ловил рыбу в эпицентральной зоне. Таким образом, весьма вероятно, что радионуклиды, определяющие бета-активность костной ткани, поступили в его организм в первые годы после взрыва, а также аккумулировались в течение жизни из неизвестных нам локальных источников. Не исключено, что некоторое количество радионуклидов было получено им и непосредственно сразу после взрыва, так как запыление местности было очень велико, а рикошетирующая ударная волна при сложном рельефе местности могла способствовать выбросу небольшой части продуктов деления с частицами пыли в направлении этого наблюдателя. Для другого очевидца (2) — женщины, которая в то время была 8-летней девочкой, находившейся на несколько большем удалении от места взрыва, внешнее облучение по сравнению с внутренним существенно превалировало, так как бета-активность костной ткани в этом случае составила 283 Бк/кг. Тем не менее видно, что с удалением от точки взрыва бета-активность костной ткани независимо от возраста заметно снижается у очевидцев взрыва. Это указывает на два момента: с одной стороны, с удалением более 20 км от места взрыва фактор воздействия внутреннего облучения резко снижается, что указывает на причинную связь локального загрязнения местности с фактом ядерного взрыва, а с другой, выраженная обратная зависимость бета-активности костной ткани от удаления от эпицентра взрыва говорит о слабом загрязнении радионуклидами типа  $^{90}\text{Sr}$  местности, выходящей за пределы эпицентральной зоны. Это хорошо согласуется с натурными радиоэкологическими исследованиями (см. выше).

Можно попытаться ориентировочно оценить насколько повлияла депонированная в зубе очевидца — 1 радиоактивность на значения поглощенной дозы, которая определена на эмали зуба методом ЭПР дозиметрии. Основным дозообра-

зующим источником внутреннего облучения эмали является радиостронций, находящийся в дентине коронки зуба (Любашевский, Романюха, 1996). Если в настоящее время в дентине данного донора содержится около 1,6 Бк/г, то можно (в соответствии с наиболее жестким сценарием) предположить, что 42 года назад, после взрыва, в зубе было не более 4,2 Бк/г ( $^{90}\text{Sr}$  выводится из зубов очень медленно). По известным дозиметрическим формулам (Закутинский и др., 1962; Булдаков, 1990) сделан пересчет поглощенной дозы на весь срок облучения зуба. Расчетная доза составляет — 0,3 Гр из суммарной дозы в 3 Гр, которая была определена методом ЭПР дозиметрии, т.е. на порядок величин меньше, чем доза внешнего облучения, что составляет около 10%. Можно заключить, что приведенное здесь значение является максимальным, поскольку при этом сделаны достаточно грубые допущения, по большей части увеличивающие расчетное значение поглощенной дозы (принято, что излучатель равномерно распределен в дентине коронки, а эмаль облучается со всех сторон с равной интенсивностью; расчет проведен при средней энергии бета-излучения  $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$  из предположения, что вся доза поглощается тканями зуба). По другому сценарию — при хроническом накоплении  $^{90}\text{Sr}$  в кальцифицированных тканях организма — данный метод расчета приводит к значениям поглощенных доз в 3–4 раза меньшим, чем указанная выше.

Динамика загрязнения радиоактивностью окрестностей Тоцкого полигона может быть реконструирована на основании аналогии с загрязнением среды в Японии (рис. 15).

С 1959 г. по 1984 г. на территории Токио концентрация  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  снизилась больше чем на 2 порядка величин, например,  $^{137}\text{Cs}$  — от 12 до 0,06 мКи/км<sup>2</sup>,  $^{90}\text{Sr}$  — от 7 до 0,05 мКи/км<sup>2</sup> (Takizawa, 1995). Следует отметить, что ничего подобного не наблюдалось в районах радиологических аварий в зонах ВУРС и ЧАЭС. Однако, если приложить подобные закономерности в отношении радионуклидного загрязнения к району Тоцкого полигона, то ретроспективная дина-

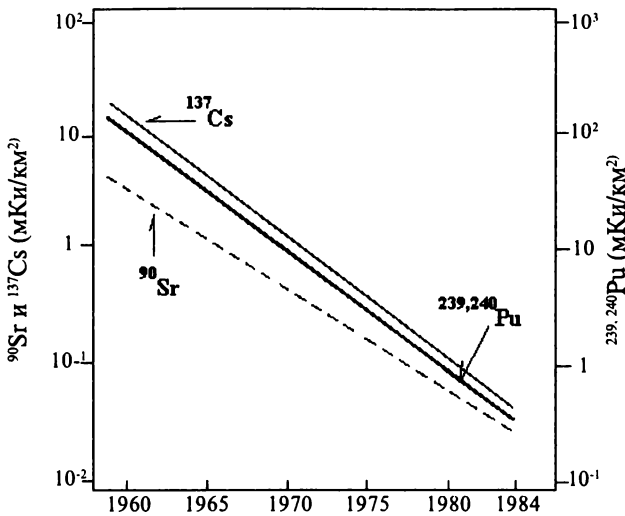


Рис. 15. Многолетняя динамика радиоцезия, радиостронция и плутония в Токио (по Takizawa, 1995)

мика облучения может быть охарактеризована как облучение средней и слабой интенсивности в течение первых двух десятков лет после взрыва. Это имеет существенное значение для интерпретации наблюдаемых генетических и феногенетических эффектов. В этой связи в дальнейшем у млекопитающих следует оценить суммарную дозовую нагрузку в ряду поколений.

Таким образом, приведенные в этой главе данные показывают, что во время испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне фактор внешнего облучения существенно преобладал по сравнению с внутренним облучением. Местное население за пределами эпицентральной зоны получило пренебрежимо малые дозы внутреннего облучения за счет загрязнения радиополлютантами. Однако в пределах эпицентральной зоны роль внутреннего облучения была заметно выше. Фактор вероятного внутреннего облучения мог быть существенным и для во-

## ГЛАВА 7

енных, принимавших участие в ТВУ. Требуются дальнейшие исследования для получения более определенных и точных результатов, однако и имеющиеся данные достаточно серьезны и позволяют заключить, что представления о величине поглощенной местным населением дозы во время Тоцкого испытания ядерного оружия должны быть существенно откорректированы. Практически все очевидцы почти одновременно получили дозы, значительно превышающие допустимый ежегодный уровень для населения (Нормы радиационной безопасности. НРБ-99, 1999).

## **ГЛАВА 7**

---

### **МЕДИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В РАЙОНАХ ОРЕНБУРГСКОЙ ОБЛАСТИ, ЗАТРОНУТЫХ ТОЦКИМ ЯДЕРНЫМ ВЗРЫВОМ**

При рассмотрении медико-экологических проблем, связанных с изучением отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва, отчетливо видятся два аспекта. Во-первых, речь идет о последствиях прямого воздействия ядерного взрыва на военных — ветеранов ТВУ из подразделений особого риска (ПОР), включая и местное население — очевидцев взрыва. Необходимо оценить их заболеваемость, уровень инвалидности и смертность, выявить доминирующие заболевания и их структуру по сравнению с контрольными группами лиц из районов-аналогов, причем не только на настоящий момент времени, но и в динамике. Наиболее важно решить вопрос о том какова была реальная индивидуальная поглощенная доза, полученная во время испытаний ядерного оружия не только ветеранами ТВУ (в настоящее время нам известны лишь расчетные данные), но и очевидцами взрыва из числа местных жителей населенных пунктов, прилегающих к Тоцкому полигону (известно, что эвакуация населения во время испытаний была минимальной). Серьезной проблемой является и изучение вероятных отдаленных мутагенных нарушений генома родителей-очевидцев взрыва и связь таких нарушений с индивидуальным развитием их потомков.

Другой аспект связан с изучением отдаленных последствий Тоцкого взрыва, обусловленных загрязнением территории радионуклидами вдоль возникшего на западе Оренбургской области Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС). В настоящее время известно, что хроническое воздействие в так называемых «малых дозах», может быть почти так же опасно, как и кратковременное острое облучение. В этом случае не-

## ГЛАВА 7

ясно также какова индивидуальная поглощенная доза, связанная с комбинацией внешнего и внутреннего облучения организма аборигенных жителей в зоне ТРАС, включая и их потомков, проживающих на загрязненных радионуклидами территориях. Сложнее здесь и решение проблемы, связанной с анализом проявления отдаленных мутагенных и генотоксических эффектов облучения в малых дозах на развитие детей, проживающих в импактных районах. Принципиально важно в зоне ТРАС оценить возможное снижение иммунного статуса у местного населения и, особенно, у детей разного возраста. Необходимо также провести детальное экологическое обследование импактных районов Оренбургской области, включая изучение загрязнения местности радионуклидами, локализовать и оконтурить угрожаемые территории и вести в дальнейшем радиоэкологический мониторинг ОС.

Все эти аспекты хорошо известны и в этом направлении уже многие годы Администрацией Оренбургской области и Оренбургской государственной медицинской академией проводятся и координируются научные исследования, к выполнению которых привлекаются ведущие научные коллективы России. Многие вопросы уже решены, но в ходе исследований появился целый ряд новых, решение которых еще не найдено. В октябре 1996 года при участии ОГМА, Администрации области, МинЧС и большого числа специалистов из научных учреждений Москвы, Санкт-Петербурга, Екатеринбурга и Оренбурга состоялось широкое обсуждение итогов многолетних работ и нерешенных проблем на первой научно-практической конференции «Медико-экологические аспекты последствий Тощкого ядерного взрыва». Важно кратко подвести итоги этой конференции, которые позволяют наметить перспективу дальнейших исследований в рамках выполнения «Программы ...по реабилитации ОС и населения Оренбургской области», принятой в 1996 г. Правительством РФ.

**Изучение здоровья ветеранов  
Тоцких войсковых учений 1954 г.**

**Структура заболеваний.** Исследование медицинских документов у 2106 участников Тоцких войсковых учений (ТВУ) 1954 года было проведено специалистами Комитета ветеранов подразделений особого риска (ПОР) г. Санкт-Петербурга (Бугримов, Ханукова, 1996). Опираясь на полученные ими статистические данные можно заключить, что основная масса военнослужащих, составляющая 72,8 %, в момент испытаний ядерного оружия имела возраст от 18 до 27 лет. В настоящий момент 31,3 % бывших участников учений официально признаны инвалидами, многие страдали злокачественными новообразованиями, болезнями крови с ранним развитием атеросклероза, протекающего с осложнениями (Бугримов, Ханукова, 1996). На первом месте по заболеваемости у этого контингента лиц располагаются болезни сердечно-сосудистой системы (74,5%), включая ИБС, гипертоническую болезнь и церебральный атеросклероз. На втором месте находятся болезни органов пищеварения (20,5%). Третье место занимают злокачественные новообразования и болезни крови (4,5%). Авторы обнаружили, что частота заболевания раком легкого и раком толстого кишечника существенно зависят от кратности воздействий на ветеранов ПОР. Так, при однократном радиационном воздействии рак легкого наблюдается в 29,4% случаев, а при многократном — в 70,6%. Аналогично, рак толстого кишечника при однократном воздействии наблюдался в 23,1%, а при многократном — в 76,9% случаев. По данным В.Г. Бугримова и Г.Н. Хануковой (1996) среди участников Тоцких войсковых учений летальный период у заболевших раком желудка составляет 37,4 года, а для больных раком кожи 31,0 года. У участников семипалатинских испытаний структура раковых заболеваний отличается. В этом случае летальный период гемоцитобластозов составил 27,7 года, а рака легких 31,3 года. Авторы подчеркивают, что их данные согласуются с имеющимися в литературе о преимуще-

## ГЛАВА 7

ственном поражении легких у лиц, участвующих в изготовлении плутония и испытании ядерного оружия с плутониевым зарядом.

Эти страшные данные еще раз подчеркивают, что если в самой структуре раковых больных среди ветеранов ПОР отчетливо видна специфичность воздействия ядерных устройств, то не может быть сомнения в том, что не только те, кто вскоре после учений стал инвалидом, умер от раннего инфаркта миокарда, инсульта или от рака, но и все ветераны Тоцких войсковых учений 1954 года подвергались смертельному риску по воле Правительства бывшего СССР.

***Заболевания бронхолегочного аппарата и ЛОР-органов.*** Бронхоскопический анализ больных ветеранов ПОР с бронхолегочной патологией выявил 56% лиц, заболевших субатрофическим эндобронхитом, 24% — атрофической формой эндобронхита, 16% — гипертрофической формой, а у 4% встречены опухоли. Установлено, что у всех обследованных лиц выявлялись рецидивирующие бронхиты (1–2 раза в год) с выраженным обструктивным компонентом. Показано, что у 50% больных 1–2 раза в год наблюдались вяло текущие пневмонии с размытой клинической картиной. Установлено, что практически все ветераны страдают ишемической болезнью сердца и имеют атеросклеротический кардиосклероз, склероз сосудов головного мозга (Айвазян и др., 1996). Примечательно, что у девяти обследованных ветеранов Тоцких учений 1954 года при эндоскопии также обнаружены как атрофические изменения верхних отделов ЖКТ, так и атрофические нарушения бронхолегочного аппарата. Эти эффекты были характерны и для ветеранов — участников испытаний ядерного оружия на Новой Земле и на Семипалатинском полигоне (Айвазян и др., 1996). Сотрудниками Научно-лечебного центра Комитета ветеранов подразделений особого риска РФ и НИИ радиационной гигиены г. Санкт-Петербурга были выявлены аутоиммунные сдвиги у участников Тоцких войсковых учений к антигенам печени и почек (Шубик и др., 1996).

Исследования ЛОР-органов у ветеранов ПОР, включая участников Тоцких войсковых учений (190 чел.) сотрудниками Научно-лечебного центра Комитета ветеранов подразделений особого риска РФ г. Санкт-Петербурга показали, что ведущее место в патологии верхних дыхательных путей у этой категории лиц занимают атрофические процессы слизистой оболочки носа, глотки и гортани (70,7% случаев). На втором месте у ветеранов Тоцких войсковых учений стоит хронический тонзиллит. Практически все пациенты указывали на появление у них частых (до 5—6 раз в год) простудных заболеваний и ангин, начиная с середины 50-х годов до настоящего времени. На третьем месте среди патологии верхних дыхательных путей стоит вазомоторный ринит. Ветераны в два раза чаще болеют этой болезнью, чем это в среднем дает статистика. В 3,1% случаев у пациентов ранее наблюдались опухоли гортани различной локализации и степени. Это в 200 раз превышает среднестатистический уровень заболеваемости населения РФ раком гортани.

***Заболевания системы кровообращения и органов пищеварения.*** По данным сотрудников Научно-лечебного центра Комитета ветеранов подразделений особого риска РФ г. Санкт-Петербурга среди ветеранов ТВУ, обратившихся в центр, имели инвалидность 57% лиц (Успенский, Пегов, 1996). По итогам анализа первичной госпитализации 73,6% пациентов из контингента ветеранов ТВУ имели болезни кровообращения. Среди них преобладают ишемическая болезнь сердца (44,8% от общего числа заболеваний) и церебро-vasкулярная болезнь (21,3%). Проведенный авторами детальный анализ заболеваний системы кровообращения у ветеранов ТВУ показал, что они имеют выраженные изменения со стороны сердечно-сосудистой системы, обусловленные ИБС, нередко осложненные инфарктами миокарда, выраженным кардиосклерозом с недостаточностью кровообращения и нарушениями сердечного ритма. Случаи церебро-vasкулярной болезни сопровождались ишемическими инсультами и дисциркуляторной энцефалопатией 2—3 степени.

## ГЛАВА 7

С.П.Успенским и А.А. Пеговым (1996) обнаружено также, что на втором месте по заболеваемости у ветеранов ТВУ стоят органы пищеварения (6,7%) с преобладанием язвы желудка и язвы двенадцатиперстной кишки. В 1995 году Научно-лечебным центром Комитета ветеранов подразделений особого риска РФ г.Санкт-Петербурга на основе фиброгастроэноскопии у 71 больного ветерана из подразделений особого риска в возрасте от 55 до 74 лет показано, что такие больные по сравнению с контрольной группой больше подвержены атрофическим процессам слизистой желудка и двенадцатиперстной кишки. У этих больных чаще выявляется язвенная болезнь желудка и двенадцатиперстной кишки, чем в контрольной группе (Айвазян и др., 1996).

Приведенные данные хорошо согласуются с результатами, полученными японскими и английскими исследователями при анализе неонкогенных заболеваний в период с 1950 года по 1985 год у группы лиц, пострадавших при атомной бомбардировке Хиросимы и Нагасаки в 1945 году ( Shimizu et al., 1992, цит. по Успенский, Пегов, 1996). У жителей Хиросимы и Нагасаки, пострадавших от атомной бомбардировки, риск смертельного исхода ожидается именно от заболеваний системы кровообращения и органов пищеварения.

***Поражения опорно-двигательного аппарата.*** Важные сравнительные данные о патологии опорно-двигательного аппарата ветеранов подразделений особого риска были получены С.П. Успенским и С.С. Колосовым (1996). Авторы установили, что 100% пациентов — участников Тоцких войсковых учений имели в той или иной степени выраженную патологию опорно-двигательного аппарата. Для сравнения, участники Семипалатинских испытаний ядерного оружия имели поражения опорно-двигательного аппарата в 83% случаев, а участники испытаний на Новой Земле — 80%. В среднем по всем группам подразделений особого риска, включая данные по сборщикам ядерного оружия, военнослужащим атомных подводных лодок, ликвидаторам аварий на ЧАЭС и на НПО

«Маяк», заболевания костей и суставов составляют 85% от общего числа пациентов (Успенский, Колосов, 1996). Чаще всего у ветеранов встречаются случаи заболевания остеохондрозом позвоночника, деформирующим артрозом тазобедренных, коленных и локтевых суставов. По данным авторов практически у всех пациентов наблюдались случаи остеопении с уменьшением костных пластинок в единице объема кости. Установлено, что явления остеохондроза позвоночника у большинства больных протекали с корешковым синдромом, а при локализации в шейном отделе позвоночника с явлениями хронической вертебро-базиллярной недостаточности. В контрольной группе того же возрастного диапазона было встречено лишь 56% больных с поражениями костей и суставов.

Таким образом, материалы, полученные медиками, убедительно доказывают факт прямого и специфического воздействия Тоцкого ядерного взрыва на состояние здоровья ветеранов ТВУ, приведшего к ущербу их здоровья и повлекшего за собой во многих случаях инвалидность и сокращение срока жизни.

### **Состояние здоровья населения, проживающего в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва**

Ретроспективный анализ заболеваемости и основных демографических показателей в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва показал, что по сравнению с 1950 годом резко возросла заболеваемость (в отдельных районах в 1,8 раза), рождаемость снизилась в 2,6 раза, общая смертность возросла в 1,8 раза (в возрасте 0–14 лет показатели смертности увеличились на 127–164%).

Заболеваемость детского населения в зоне ТРАС остается высокой — 1289,8 на 1000 детского населения (в России — 1043,5). Стабильно на высоком уровне сохраняется перинатальная смертность в указанных территориях: 19 на 1000 родившихся, причем смертность от врожденных уродств стоит на втором месте среди причин смертности. По всем нозоло-

## ГЛАВА 7

гическим формам идет рост заболеваемости новорожденных: увеличение врожденных аномалий в 1,6 раза, врожденных пневмоний в 2,3 раза, внутриматочной гипоксии и асфиксии в родах в 2,9 раза. Не снижается младенческая смертность. В ее структуре врожденные аномалии составляют 22,1%. Отмечается достаточно высокий уровень общей смертности населения, который превышает таковой у сельского населения Оренбургской области и РФ. В то же время проявляется четкая тенденция к росту показателя смертности населения района от новообразований. За период с 1960 по 1994 гг. этот показатель возрос в 2,3 раза (темп прироста составил 129,2 %). Причем, уровень смертности населения исследуемого района от новообразований выше, чем у сельского населения по Оренбургской области.

### *Эпидемиологический анализ заболеваемости злокачественными новообразованиями*

Злокачественные новообразования повсеместно относятся к актуальным проблемам здравоохранения. В Оренбургской области отмечается высокий уровень онкологической заболеваемости и имеет место тенденция к ее росту. По данным И.В. Лебедевой (1994) уровень смертности от злокачественных новообразований является одной из причин снижения продолжительности жизни населения Оренбургской области. В этой связи необходим эпидемиологический анализ заболеваемости и смертности от злокачественных новообразований среди населения районов, подвергшихся радиоактивному заражению вследствие Тоцкого ядерного взрыва с целью выявления интенсивности, динамики и структуры эпидемического процесса, а также определения удельного веса онкологической заболеваемости, связанного с проживанием в зоне радиоактивного следа.

Проведено сравнительное изучение заболеваемости в двух импактных районах области: Тоцком и Сорочинском, а также в контрольном Беляевском районе, который существенно уда-

лен от места взрыва. Исследования показали, что в районе влияния Тоцкого взрыва происходит существенный прирост заболеваемости новообразованиями и смертности от них, причем оказалось, что на разных территориях темп прироста может быть различен. Так, в целом по Тоцкому району наблюдался рост заболеваемости от 139,9 на 100 тыс. населения в 1988 году до 178,9 в 1994 году. Однако в поселках района, наиболее близко расположенных к эпицентру взрыва (пос. Пристанционный, пос. Кирсановка), по объединенным материалам прирост заболеваемости был более отчетлив: от 159,0 в 1988 году до 253,8 в 1994 году. Особенно высок темп прироста в соседнем Сорочинском районе, где только с 1988 года по 1994 год рост смертности от заболеваемости новообразованиями увеличился от 113,5 до 197,5 случаев на 100 тыс. населения, а общий уровень заболеваемости новообразованиями в 1994 году составил 303,3. В Беляевском районе, принятом за контроль, заболеваемость была заметно ниже и составила 173,3 на 100 тыс. населения. Авторы определили, что в структуре заболеваний новообразованиями в изученных районах преобладают опухоли бронхов и легких, а также прямой и ободочной кишки и женских генеративных органов. Наибольший удельный вес заболеваемости новообразованиями легких и бронхов выражен в Сорочинском районе. Специальный анализ, проведенный на фоне данных по контрольному Беляевскому району, показал, что в Сорочинском районе 92% случаев рака легких связано с радиоактивным загрязнением местности и длительным проживанием пациентов в зоне радиоактивного заражения и лишь в 8% случаев имеется иная этиология. В Сорочинском районе по сравнению с другими относительно высок процент женщин, заболевших опухолями матки, яичников и грудной железы. Оказалось, что в формировании этой тенденции последствия ядерного взрыва можно потенциально проследить в 28% случаев. Исследователи фактически пришли к выводу о том, что в разных районах области наблюдается дифференциальное воздействие фактора ядер-

## ГЛАВА 7

ного взрыва. Таким образом, из приведенных авторами данных следует, что в наибольшей степени заболеваемость новообразованиями, потенциально обусловленными Тоцкими испытаниями, проявилась именно в Сорочинском, а не в Тоцком районе. Возможно это связано с относительно большим радиоактивным загрязнением населенных пунктов Сорочинского района, расположенных вдоль ТРАС, возникшим из-за погодных условий в момент взрыва.

Эпидемиологический анализ заболеваемости злокачественными новообразованиями женских половых органов среди населения Сорочинского района с 1957 по 1996 позволяет выявить два периода значительного роста заболеваемости: первый приходится на 1963—1967 г.г., второй — с 1989 по 1992 годы, то есть через 10 и 25 лет после взрыва. Причем следует заметить, что выявленная периодичность роста заболеваемости злокачественными новообразованиями в основном обуславливалась за счет опухолей молочной железы, тела и шейки матки. Что касается злокачественных новообразований яичников, то рост этой локализации опухолей стал отмечаться с 1982—1983 года, то есть приблизительно через 30 лет после тоцкого ядерного взрыва.

Следует напомнить, что 15-километровый пылевой столб был очень быстро вынесен сильным ветром (по оценкам наблюдателей до 70—100 км/час) в верхних слоях атмосферы за пределы эпицентра. Это же обстоятельство привело, по-видимому, к минимальному радиоактивному загрязнению местности на Тоцком полигоне (в настоящее время на большей части территории радиационная обстановка близка к фоновому глобальному уровню). Наибольший эффект радиоактивного загрязнения Сорочинского района вдоль Тоцкого радиоактивного следа должен был наблюдаться в первые 10 лет, так как основной загрязнитель — кобальт-60 имеет время полураспада 5,27 года. Поэтому, если исключить в приведенных авторами данных материалы по жителям, родившимся позднее 1965 года, то локальный эффект высокого числа раковых за-

болеваний для территории Сорочинского района должен быть выражен еще сильнее.

По данным В.И. Павлышина (1996) в 1995 г. врачами Грачевской ЦРБ был проведен анализ онкозаболеваемости местного населения с 1955 года по 1995 г., то есть за 40-летний период наблюдений. Оказалось, что наибольшее число больных со злокачественными новообразованиями было встречено в населенных пунктах, расположенных на расстоянии от 20 до 30 км от эпицентра взрыва: с. Яшкино, с. Малояшкино, с. Покровка, с. Новоникольское. За 40 лет постоянно наблюдался рост онкологических заболеваний, однако наибольшее число случаев приходится на конец 80-х и начало 90-х годов. Ежегодно от рака в Грачевском районе умирает от 20 до 36 человек. Всего за 40 лет наблюдений в районе было зарегистрировано 1060 человек, погибших от различных форм рака. Важно отметить, что на первом месте в структуре заболеваний стоит рак желудка, а на втором — органов дыхания. Анализ врачей показал также, что наибольшее число детей, погибших от рака, приходится на 50-е и 60-е годы. Врожденные уродства детей и заболевания их лейкозом также чаще отмечались в период с 1955 года по 1966 год, то есть в первое десятилетие после взрыва.

Одним из наиболее пострадавших от ядерных испытаний на Тоцком полигоне районов Оренбургской области, по-видимому, должен считаться Сорочинский. Исследования врачей Центральной районной больницы г. Сорочинска показали, что с 1960 года по 1994 год в Сорочинском районе Оренбургской области резко увеличилась смертность с 8% в 1960 году до 16% в 1994 году (Пылаев, 1996). С.В. Пылаев отмечает, что онкозаболеваемость по району за этот период времени тоже удвоилась. Если в 1960 году онкозаболеваемость по району составляла 152,2 на 100 тысяч населения, то в 1994 году она выросла до 303,4. Особенно высок уровень онкозаболеваний в пересчете на 100 тысяч жителей в селах Березовка (1190,4), Янтарное (1149,4) и Ивановка (3846,1). Автор

отмечает резкое увеличение доли смертности от заболеваний крови и кроветворных органов, а также смертности от эндокринных заболеваний, включая щитовидную железу. С 1960 года к 1994 году резко возросло число врожденных аномалий (отсутствие в 1960 году и 130 случаев в 1994 году).

С.В. Пылаев (1996) подчеркивает, что на Баклановском врачебном участке, который непосредственно подвергся ядерному воздействию, младенческая смертность многократно увеличилась и существенно превысила среднерайонный уровень. Наиболее резкий рост младенческой смертности зарегистрирован в селах Янтарное (рост по отношению к 1960 году на 500%), Березовка (115,4%), Пронькино (98,3%). Автор указывает, что в селе Пронькино наблюдается причинная наследственная связь онкозаболеваний в семьях у лиц, подвергшихся ядерному воздействию.

*Состояние здоровья детей из аборигенных семей, проживающих в районе Тоцкого ядерного взрыва*

Согласно данным ВОЗ, ведущей проблемой здравоохранения как в настоящее время, так и в 21 веке остается неинфекционная патология, истоки которой находятся в детском возрасте. В связи с ухудшением демографических показателей (снижение рождаемости, высокая младенческая и общая детская смертность), ростом неинфекционных заболеваний в Оренбуржье и, в первую очередь, в районах следа ядерного взрыва, увеличением случаев злокачественных новообразований с 1971 по 1995 годы в шесть раз, возникла необходимость в строгом научном анализе радиоэкологических последствий и состояния здоровья детей, проживающих в зоне следа ядерного взрыва, из семей, кровные родственники которых проживали 40 лет назад на территории данных районов, и изучения результатов техногенного воздействия на клинико-иммунологические и гематологические показатели.

Обследовано 3205 детей 6—17 лет из аборигенных семей, проживающих на территории, подвергшейся 43 года назад

радиоактивному воздействию (1-я группа). Референтную группу составила популяция детей, проживающих в сходных климато-географических, социальных и экономических условиях (2-я группа).

По результатам обследования распространенность неинфекционных заболеваний у детей первой группы составила 92% и была статистически достоверно выше, чем в референтной группе — 60,5% ( $p < 0,001$ ). Сравнительный анализ уровней иммунологических показателей у детей 1-й и 2-й групп выявил снижение количества лейкоцитов, Т-хелперов, абсолютного содержания Т-лимфоцитов, суммарных лимфоцитов у детей 1-й группы.

У обследованных детей 1-й группы была достоверно выше распространенность такой патологии как реактивные лимфаденопатии (25–30%), в контрольной группе — 13,5%, дисплазий соединительной и костной ткани, аномалий роста зубов, черепно-лицевого дисморфизма, артропатий (25–26%), в контрольной группе — 16,3%, заболеваний системы пищеварения — 27,1% (в контрольной группе — 19,3%), болезней органов пищеварения — 67–94,7%, (в контрольной группе — 56%), болезней мочевыделительной системы — 13,2% (в контроле — 5,9%). Эндокринопатии в районах радиационного воздействия были представлены тиреоидной гиперплазией (63–76%, в контроле — 28–43%), ожирением (5,8%, в контроле — 1,9%), заболеваниями нервной системы (резидуальные энцефалопатии, вегетативные дистонии) составили — 23,7%.

Одно из главных мест в распространенности неинфекционных заболеваний у детей, проживающих в районах следа Тоцкого ядерного взрыва, занимает онкопатология и заболевания крови и кроветворных органов. Достоверных различий в средних показателях красной крови не выявлено, однако в зоне радиационного воздействия 90,0% детей 1-й группы имели гемоглобин ниже 120 г/л (во 2-й группе 51,0%) ( $p < 0,001$ ), а 3,5% — ниже 100 г/л. Отмечен рост показателя

теля заболеваемости новообразованиями в 2 раза. При среднем показателе заболеваемости по области за 1988—1995 гг. 1,9 на 1000 детского населения, в районах следа Тоцкого ядерного взрыва распространенность онкопатологии составляла от 3,7 до 8,3 на 1 000 детского населения. Первые симптомы новообразований лимфатической кроветворной системы достоверно чаще встречались в возрасте 2—6 лет (12,9% заболевших детей). Отмечена стабильная тенденция к снижению этого показателя после 13 лет.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о неблагоприятном влиянии малых доз радиации на структуру и распространенность НИЗ, включая онкологические заболевания и болезни органов кроветворения.

*Иммунологические параметры у школьников,  
проживающих на территории Тоцкого  
радиоактивного следа*

В рамках Федеральной программы по изучению медико-биологических последствий Тоцкого ядерного взрыва было установлено повышение заболеваемости среди детей, проживающих на территории радиоактивного следа (Боев и др., 1995; Лебедева и др., 1995; Утенина и др., 1995). Однако конкретные механизмы и причины повышения заболеваемости, ее связь с последствиями ядерного взрыва оставались невыясненными.

Многочисленные клинические и клинико-иммунологические исследования однозначно доказывают, что неблагоприятная экологическая обстановка вызывает различные нарушения резистентности организма, приводя к формированию того или иного синдрома иммунной недостаточности (ИН). Диагностика ИН чрезвычайно важна для снижения детской заболеваемости. Прогнозирование или предупреждение неблагоприятных исходов детских заболеваний, связанных с недостаточностью системы иммунитета, используется при оценке состояния иммунного здоровья детей с формированием групп риска по ИН по клинико-иммунологическому, анамнестическому и лабораторно-иммунологическому фону.

В настоящем исследовании предпринята попытка использования некоторых подходов к оценке иммунного статуса школьников, проживающих в сельской местности в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва и вне его. С этой целью проведено иммунологическое обследование по тестам 1 и 2 уровня 556 детей школьного возраста, проживающих в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва и за ее пределами. В первую (контрольную) группу вошли дети, проживающие вне зоны радиоактивного следа (Беяевский район, села Дмитриевка Александровского района и Родина Сорочинского района). Вторую группу составили школьники, проживающие в сельских населенных пунктах Александровского, Красногвардейского и Сорочинского районов, расположенных в зоне потенциального влияния Тоцкого ядерного взрыва.

Анализ иммунного статуса проводился отдельно по возрастам 6—11 и 12—16 лет. Результаты иммунологических исследований сравнивались с нормативными значениями для детей (Попова, 1996). Для оценки степени ИН у всех обследованных детей определяли степени иммунной дефицитности (СИД) по А.М. Земскову (1986).

Иммунологическое обследование проводилось в осенне-зимний период и забор крови осуществлялся в утренние часы, натощак. У всех обследованных определялось количество Т- и В- лимфоцитов в реакциях Е- и ЕАС-роzetkoобразования (Петров и др., 1984). Число теофиллинустойчивых (ТФУ) Т-лимфоцитов, преимущественно Т-хелперов, выявлялось по сохранению клетками способности формировать Е- розетки после предварительной инкубации в течение 1,5ч с 0,01 М теофиллина (Limatibul et al., 1978). Количество теофиллинчувствительных (ТФЧ), преимущественно супрессорно-киллерных, клеток рассчитывалось по разности числа Е-РОК и ТФУ-лимфоцитов (Shore et al., 1978).

Уровни иммуноглобулинов определялись в реакции иммунодиффузии (Mancini et al., 1964). Определение фагоцитарной активности сегментоядерных нейтрофилов периферической кро-

## ГЛАВА 7

ви проводили по методике Е.А. Кост с соавторами (1975) по отношению к тесткультуре золотистого стафилококка (штамм 209-Р, ГКИ им. Л.А.Тарасевича). Уровни лизоцима в слюне и сыворотке крови определялись турбидиметрическим методом с использованием ацетонированного микрококка по методике К.А. Каграмановой и Э.В. Ермольевой (1966). Количество лейкоцитов и лейкоформула определялись по унифицированной методике. Полученные результаты обрабатывались методами параметрической статистики. Различия считали достоверными при  $p < 0,05$ .

Сравнительный анализ средних уровней показателей периферической крови, клеточного, гуморального иммунитета и факторов неспецифической защиты в обследованных группах (1-я и 2-я) с региональными нормами для Оренбургской области выявил, что в целом иммунный статус школьников обеих групп в той или иной степени отличался от нормы (табл. 48). Изученные показатели менее всего были изменены у детей, проживающих вне зоны радиоактивного следа (1-я группа), у которых наблюдалось увеличение абсолютного числа лейкоцитов, суммарных лимфоцитов, уровня IgA, и, напротив, снижение количества ТФУ-лимфоцитов.

В иммунном статусе детей, проживающих на территории радиоактивного следа (2-я группа), выявлены следующие особенности по сравнению с региональными нормами: снижение содержания п/я нейтрофилов и моноцитов, Т- и ТФЧ-лимфоцитов, уровня IgG. Напротив, обнаружено повышение фагоцитарных показателей (ФП и ФИ), уровней IgM и лизоцима в сыворотке крови.

На следующем этапе для определения степени иммунологической недостаточности (СИД) у всех школьников рассчитывали процент отклонения показателей иммунитета от нормального уровня. Полученные данные суммировались по отдельным показателям в каждом обследованном селе. Различают три СИД: 1 СИД — изменение показателей на 1–33%, 2 СИД — на 34–66%, 3 СИД — на 67–100%. 1 СИД может транзиторно встречаться даже у здоровых людей.

2 СИД требует обязательной иммунокоррекции. 3 СИД свидетельствует о серьезном дисбалансе в иммунной системе. Из таблиц 49 и 50 видно, что практически все показатели иммунитета у детей были в той или иной степени отклонены от нормального уровня и располагались в основном в пределах 1 СИД и 2 СИД. У школьников, проживающих вне зоны влияния Тощкого ядерного взрыва, обнаружено изменение количества ТФЧ- лимфоцитов и уровня IgA в пределах второй СИД. В то же время, у детей, проживающих на территории радиоактивного следа изменения количества ТФЧ-лимфоцитов были более глубокими, в пределах третьей СИД, в пределах второй СИД были изменены уровни IgA и IgM. Далее все показатели были сгруппированы по системам: Т-система иммунитета (число Т- лимфоцитов, ТФУ — лимфоцитов, ТФЧ — лимфоцитов; В-система иммунитета (содержание В-лимфоцитов, уровни сывороточных IgA, IgM, IgG); фагоцитоз (фагоцитарный показатель (ФП) и фагоцитарный индекс (ФИ)).

Таблица 48

**Показатели периферической крови, иммунной системы и факторов неспецифической защиты у детей первой и второй групп ( $M \pm m$ ). Достоверные различия:**

\* — с региональной нормой ( $p < 0,05$ );

A — с контрольной группой ( $p < 0,05$ )

Показатель	Первая группа		
	6-11 лет	12-16 лет	6-16 лет
Лейкоциты $\times 10$	5,57 $\pm$ 0,22*	5,29 $\pm$ 0,14*	5,42 $\pm$ 0,13
Лимфоциты, %	46,57 $\pm$ 0,94	43,52 $\pm$ 0,78	44,92 $\pm$ 0,61
Лимфоциты $\times 10$	2,56 $\pm$ 0,10*	2,32 $\pm$ 0,08*	2,43 $\pm$ 0,06
Т-лимфоциты, %	60,07 $\pm$ 0,62	59,79 $\pm$ 0,66*	59,91 $\pm$ 0,45
Т-лимфоциты $\times 10$	1,55 $\pm$ 0,07*	1,40 $\pm$ 0,05	1,47 $\pm$ 0,04
В-лимфоциты, %	22,40 $\pm$ 0,66	20,93 $\pm$ 0,49	21,64 $\pm$ 0,40
В-лимфоциты $\times 10$	0,58 $\pm$ 0,03*	0,48 $\pm$ 0,02	0,53 $\pm$ 0,02
ТФУ-лимфоциты, %	44,25 $\pm$ 0,87*	44,75 $\pm$ 0,71*	44,51 $\pm$ 0,55
ТФЧ-лимфоциты, %	7,12 $\pm$ 0,69	7,22 $\pm$ 0,56	7,17 $\pm$ 0,44
п/я нейтрофилы, %	3,99 $\pm$ 0,32	3,79 $\pm$ 0,26	3,87 $\pm$ 0,20
с/я нейтрофилы, %	42,51 $\pm$ 0,96	46,87 $\pm$ 0,84	44,83 $\pm$ 0,65
моноциты, %	2,46 $\pm$ 0,24	2,34 $\pm$ 0,18	2,41 $\pm$ 0,15

Показатель	Первая группа		
	6-11 лет	12-16 лет	6-16 лет
эозинофилы, %	4,40 ± 0,38	3,54 ± 0,32	3,94 ± 0,25
ФП, %	51,35 ± 1,27	53,13 ± 1,23	52,36 ± 0,88
ФИ	4,73 ± 0,17	4,83 ± 0,15	4,78 ± 0,11
IgA, г/л	1,24 ± 0,05*	1,34 ± 0,06*	1,29 ± 0,04
IgM, г/л	1,20 ± 0,05	1,24 ± 0,04	1,22 ± 0,04
IgG, г/л	10,97 ± 0,35	11,08 ± 0,31	11,04 ± 0,23
лизоцим слюны, г/л	143,6 ± 7,11	137,20 ± 6,90	140,80 ± 4,96
лизоцим сыворотки, г/л	2,45 ± 0,08	2,21 ± 0,09	2,32 ± 0,09
	Вторая группа		
Лейкоциты х 10	5,14 ± 0,12	5,04 ± 0,12	5,09 ± 0,08 <sup>А</sup>
Лимфоциты, %	47,64 ± 0,72*	43,85 ± 0,75	45,97 ± 0,53
Лимфоциты х 10	2,41 ± 0,06*	2,18 ± 0,06	2,31 ± 0,04
Т-лимфоциты, %	58,59 ± 0,44** <sup>А</sup>	57,46 ± 0,48** <sup>А</sup>	58,09 ± 0,32 <sup>А</sup>
Т-лимфоциты х 10	1,41 ± 0,04	1,25 ± 0,04	1,34 ± 0,03 <sup>А</sup>
В-лимфоциты, %	21,1 ± 0,37	20,07 ± 0,38*	20,65 ± 0,27 <sup>А</sup>
В-лимфоциты х 10	0,51 ± 0,02	0,44 ± 0,02	0,48 ± 0,01
ТФУ-лимфоциты, %	47,04 ± 0,49 <sup>А</sup>	47,11 ± 0,56 <sup>А</sup>	47,07 ± 0,37 <sup>А</sup>
ТФЧ-лимфоциты, %	5,39 ± 0,40** <sup>А</sup>	5,54 ± 0,41** <sup>А</sup>	5,46 ± 0,29 <sup>А</sup>
п/я нейтрофилы, %	2,12 ± 0,16** <sup>А</sup>	2,54 ± 0,19** <sup>А</sup>	2,31 ± 0,12 <sup>А</sup>
с/я нейтрофилы, %	43,55 ± 0,73	48,17 ± 0,83	45,59 ± 0,56
моноциты, %	1,22 ± 0,12** <sup>А</sup>	1,64 ± 0,14** <sup>А</sup>	1,41 ± 0,09 <sup>А</sup>
эозинофилы, %	5,33 ± 0,31** <sup>А</sup>	3,95 ± 0,25	4,72 ± 0,21 <sup>А</sup>
ФП, %	58,25 ± 0,95** <sup>А</sup>	59,84 ± 1,13** <sup>А</sup>	58,95 ± 0,71 <sup>А</sup>
ФИ	5,16 ± 0,15** <sup>А</sup>	5,00 ± 0,13	5,09 ± 0,08
IgA, г/л	1,16 ± 0,04	1,34 ± 0,05*	1,24 ± 0,03
IgM, г/л	1,25 ± 0,03	1,26 ± 0,04*	1,26 ± 0,03
IgG, г/л	9,43 ± 0,25** <sup>А</sup>	10,65 ± 0,46	9,97 ± 0,22 <sup>А</sup>
лизоцим слюны, г/л	126,49 ± 3,47 <sup>А</sup>	124,99 ± 4.41	125,82 ± 2,74 <sup>А</sup>
лизоцим сыворотки, г/л	2,48 ± 0,06*	2,64 ± 0,06 <sup>А</sup>	2,55 ± 0,04 <sup>А</sup>

Распределение процентов отклонения от нормы по группам факторов иммунитета среди школьников обследованных сел было различным. Проведенный анализ позволил разделить все села на три группы. В 1-ю группу вошли села (Родина, Дмитриевка, Султакай, Чебоксарово, села Беляевского района), в которых дети имели отклонения иммунологических параметров по группам факторов иммунитета в пределах физиологических колебаний (1 СИД). Это свидетельствует о том, что у обследованных школьников, проживающих в этих селах,

выявлен наименее измененный иммунный статус. Во 2-ю, самую многочисленную группу были объединены села, в которых у обследованных детей наблюдались отклонения за пределы физиологических колебаний и составляли качественно другой уровень — 2 СИД по одной из групп факторов иммунитета: по Т-системе иммунитета — Нижнекрystalка; по В-системе иммунитета — Баклановка, Кинзелька; по фагоцитозу — Березовка. 3-ю группу составили села, в которых у школьников были выявлены отклонения уже по двум группам факторов иммунитета в пределах 2 СИД: Тукай (по

Таблица 49

**Средний процент отклонения от нормы иммунологических показателей у детей из обследованных населенных пунктов**

Показатель	Родина	Баклановка	Березов-ка	Дмитри-свка	Султакaй	Чебоксa-рово
Эритроциты	12,19	18,51	11,82	10,15	14,47	22,86
СОЭ	56,00	41,15	47,33	49	5,53	2,59
Лейкоциты	18,57	19,13	19,30	23,44	21,14	23,18
Лимфоциты, %	12,95	17,34	13,49	17,15	16,51	15,25
абс.	23,90	24,70	25,21	29,55	30,01	21,55
Т-лимфоц., %	12,46	8,57	9,37	5,94	8,30	10,88
абс.	23,53	27,01	26,73	29,41	31,98	25,84
В-лимфоц., %	17,18	24,33	15,70	18,65	17,45	13,05
абс.	30,28	36,68	25,42	34,64	30,79	27,64
ТФУ-лимф., %	16,74	12,49	9,89	10,88	14,58	17,05
ТФЧ-лимф., %	40,47	60,53	50,59	64,89	62,82	69,76
п/я нейтр., %	28,96	39,20	36,55	18,70	16,30	13,04
с/я нейтр., %	13,98	16,39	10,73	16,29	15,39	17,50
Моноциты, %	7,2	17,14	14,81	42,3	61,95	71,31
Эозинофилы, %	37,59	31,30	70,51	28,40	36,90	55,33
Фаг. показ.	20,14	24,35	30,99	15,47	22,34	17,67
Фаг. индекс	23,19	35,63	37,09	36,18	18,37	28,58
IgA	61,09	62,18	26,62	49,19	50,38	40,69
IgM	34,84	36,85	21,69	33,24	28,12	34,80
IgG	20,09	24,25	27,39	25,98	21,93	36,01
M1	23,300	27,150	24,145	27,780	29,420	30,825
M2	32,696	36,858	23,364	32,340	29,734	30,438
M3	21,665	29,990	34,040	25,825	20,355	23,125

## ГЛАВА 7

В- системе иммунитета и фагоцитозу), Успенка (по Т- и В- системам иммунитета).

Таким образом, сопоставление уровней иммунологических параметров у всех обследованных детей с региональными нормами и вычисление степеней иммунной дефицитности показало,

**Таблица 50**

**Средний процент отклонения от нормы иммунологических показателей у детей обследованных сел (общая средняя величина отклонений от нормы показателей: Т-системы иммунитета (M1), В-системы (M2), фагоцитоза (M3) )**

Показатель	Беляевский р-н (контроль)	Нижне-кристалка	Кинзелька	Тукай	Успенка
Эритроциты	7,90	17,23	16,91	15,93	11,69
СОЭ	0	118,12	77,29	36,82	19,37
Лейкоциты	27,99	35,91	24,20	23,63	29,19
Лимфоциты, %	14,13	22,08	16,40	22,33	24,99
абс.	29,95	39,17	32,82	19,62	42,60
Т-лимф., %	8,25	7,02	7,78	11,45	8,80
абс.	32,52	40,16	30,22	25,29	40,30
В-лимф., %	20,53	19,33	28,18	22,06	22,28
абс.	35,44	32,55	47,98	29,90	34,23
ТФУ-лимф., %	12,33	15,40	13,63	13,19	12,92
ТФЧ-лимф., %	71,39	74,31	66,25	67,60	98,28
п/я нейтр., %	33,12	0	0,14	16,2	22,21
с/я нейтр., %	13,01	21,66	18,01	20,18	29
Моноциты, %	48,57	3,40	0	3,62	44,94
Эозинофилы, %	45,31	43,15	51,2	47,9	74,22
Фаг.показ.	18,82	16,69	21,08	38,14	18,62
Фаг.индекс	14,92	16,83	22,04	48,84	15,97
IgA	30,58	38,1	36,94	61,19	55,05
IgM	20,86	35,28	29,98	42,61	35,33
IgG	24,15	38,20	30,33	37,38	46,8
M1	31,125	34,225	29,470	29,383	40,075
M2	26,312	32,692	34,682	38,628	38,738
M3	16,870	16,760	21,560	43,490	17,295

ло, что более выраженные изменения иммунного статуса были выявлены у детей, проживающих на территории радиоактивного следа.

Далее в каждой группе изучалась частота (абсолютное количество %) отклонений от нормы исследованных иммунологических показателей, которая определялась по отношению к нормативным значениям в пределах доверительного интервала ( $M \pm 2m$ ). Аналогичный подход использовался Т.К. Лопатиной с соавторами (1996) при исследовании иммунного статуса детей, проживающих на радиационно загрязненных территориях Брянской области.

Анализ гистограмм распределения каждого из изученных параметров позволил установить, что сдвиги различных показателей неравноценны. Отклонения в ряде показателей были характерны для подавляющего большинства обследуемых детей и частота встречаемости данных изменений у детей 2-й группы была значительно выше, чем у детей 1-й группы. Так, у детей, проживающих на территории радиоактивного следа, по сравнению с детьми контрольной группы более часто выявлялись: снижение числа лейкоцитов, суммарных лимфоцитов, Т- и ТФЧ-лимфоцитов, В- лимфоцитов, уровней IgA и IgG, содержания лизоцима в слюне и, напротив, повышение количества ТФУ-лимфоцитов, уровня IgM, фагоцитарных показателей (ФП и ФИ), лизоцима сыворотки.

Данный анализ позволил определить информативность выявленных сдвигов в иммунограммах обследованного контингента. Изменения показателей периферической крови, системы иммунитета и факторов неспецифической защиты, встречаемые у подавляющего большинства обследованных детей, проживающих на территории радиоактивного следа, могут быть обусловлены воздействием на организм комплекса неблагоприятных факторов окружающей среды, включая действие малых доз радиации.

Далее при сравнении иммунного статуса школьников, проживающих на территории радиоактивного следа, с данными контрольной (1-й) группы установлены следующие изменения: снижение количества п/я нейтрофилов и моноцитов, Т- и ТФЧ- лимфоцитов, В-лимфоцитов, уровней IgA и IgG, ли-

зоцима в слюне и, напротив, повышение количества ТФУ-лимфоцитов, уровня IgM, показателей фагоцитоза и уровня лизоцима в сыворотке крови.

Таким образом, у школьников, проживающих на территории радиоактивного следа (2-я группа), по сравнению с региональными нормами и данными контрольной группы были выявлены следующие особенности иммунного статуса: более часто, чем среди детей контрольной группы выявлялось снижение числа лейкоцитов и суммарных лимфоцитов по сравнению с региональной нормой; признаки нарушения клеточного иммунитета: снижение содержания Т- и ТФЧ-лимфоцитов, повышение количества ТФУ-лимфоцитов, которые укладываются в картину вторичного Т-клеточного иммунодефицита, что совпадает с данными других авторов (Астахова, 1990; Ленская и др., 1991; Вольф и др., 1992; Хмара и др., 1993), обнаруживших аналогичные изменения иммунного статуса у детей, проживающих на радиационно загрязненных территориях; снижение количества В-лимфоцитов, уровней сывороточных иммуноглобулинов А и G и, напротив, повышение уровня IgM по сравнению с региональной нормой. Аналогичные результаты получены в отдаленные сроки после аварии на ЧАЭС у сотрудников 30-км зоны аварии (Орадовская и др., 1994) и могут свидетельствовать о дисбалансе гуморального иммунитета у детей, проживающих на территории радиоактивного следа; повышение фагоцитарной активности нейтрофилов по сравнению с региональной нормой; повышение содержания лизоцима в сыворотке крови и снижение его количества в слюне по сравнению с региональной нормой.

Проведенное иммунологическое обследование детей школьного возраста, проживающих в зоне влияния Тощкого ядерного взрыва и вне его, позволило сделать следующие выводы:

1. У детей, проживающих на территории радиоактивного следа, выявлено снижение показателей Т-клеточного иммунитета, дисбаланс В-системы иммунитета, повышение фагоцитарной активности нейтрофилов и уровня лизоцима сыворот-

ки по сравнению с детьми, проживающими в селах, расположенных вне зоны влияния Тоцкого ядерного взрыва.

2. Анализ процентов отклонения параметров иммунитета от нормального уровня по степени иммунологической дефицитности позволил разделить все обследованные села на 3 группы. В первую группу с наименее измененным иммунным статусом вошли дети из сел Беляевского района, н.п. Родина, Дмитриевка, Султакай, Чебоксарово. Вторую группу по степени изменения иммунного статуса у школьников составили села: Баклановка, Березовка, Нижнекристалка, Кинзелька. Третью группу — дети сел Тукай, Успенка.
3. Определение СИД является дополнительным критерием в оценке иммунного статуса, позволяющим дать качественную оценку изменениям иммунологических параметров у детей, проживающих в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва и вне его.

В заключение необходимо отметить, что полученные материалы не только характеризуют изменения иммунного статуса у детей, проживающих на территории радиоактивного следа, и показывают высокую информативность иммунологических тестов при изучении вопросов, касающихся последствий ядерных взрывов, но и обосновывают определенные перспективы для проведения лечебно-профилактических мероприятий.

***Цитогенетический анализ хромосомных  
аббераций у населения эпицентральной зоны  
Тоцкого ядерного взрыва***

Научный исследовательским институтом им. А.Н.Сысина (Москва) и АОЗТ «Центр Молекулярной Медицины» (Москва) совместно с кафедрой общей гигиены Оренбургской государственной медицинской академии было проведено цитогенетическое обследование населения сел, попавших в эпицентральной зоне Тоцкого ядерного взрыва (R=30 км) (Кулешов и др., 1996).

## ГЛАВА 7

Обследовали 41 аборигенного жителя в возрасте от 9 до 70 лет в зоне ТРАС, а также 20 человек, проживающих в контрольном регионе (н.п. Буртинский Беляевского района Оренбургской области) — географически удаленном, характеризующем однотипными ландшафтно-географическими и социально-экономическими условиями проживания и расположенном вне зоны влияния Тоцкого ядерного взрыва. В качестве дополнительного контроля было исследовано 28 проб крови от индивидов в возрасте 12–16 лет из оздоровительного лагеря-санатория им.Герцена Московской области.

Цитогенетическое исследование проводили в соответствии с общепринятой методикой. Всего было проанализировано 11503 клеток из зоны Тоцкого ядерного взрыва. Критерием радиационного воздействия считали достоверное превышение частоты обменных аберраций хромосомного типа (Бочков, 1978) по сравнению с данными оренбургского, московского и объединенного контроля.

Полученные результаты показали, что частота хромосомных аберраций у населения в «эпицентральной» импактной группе несколько выше (1,16%), чем в контрольной группе (0,76%) из благополучного в экологическом отношении населенного пункта Буртинский Беляевского района Оренбургской области. Однако эти различия проявляются лишь на уровне тенденции и статистически не подтверждены ( $p > 0.05$ ). Одними из известных маркеров воздействия ионизирующей радиации считаются хромосомного типа. Было обнаружено, что в группе индивидов из населенных пунктов эпицентральной зоны Тоцкого ядерного взрыва среднее число клеток с обменными аберрациями хромосомного типа было на порядок больше, чем у индивидов контрольных регионов. Эти данные указывают на воздействие радиационного фактора (табл.51). Наблюдается возрастание количества хромосомных обменов стабильного и нестабильного типа по сравнению с контрольными группами. Это повышение статистически значимо при сравнении с данными объединенного контроля.

Оказалось также, что у детей, проживающих в эпицентральной зоне, частота обменов хромосомного типа статистически достоверно выше не только по сравнению с контролем из Оренбургской области ( $p < 0,01$ ), но также существенно превышает уровень хромосомных aberrаций указанного типа и в экологически благополучном подмосковном районе, взятом в качестве дополнительного контроля ( $p < 0,001$ ). В группе взрослых эти различия статистически недостоверны.

Статистически достоверных отличий при сравнении основных цитогенетических показателей в половых группах не отмечено, что не противоречит литературным данным (Бочков, Чеботарев, 1989).

При анализе хромосомных aberrаций Н.П. Кулешов с соавторами (1996) установили, что при сравнении общих

Таблица 51

**Частота обменных aberrаций хромосомного типа  
(дифференциальная окраска).**

\* — различия значимы при  $p < 0,05$

Населенные пункты	Частота обменных aberrаций хромосомного типа		
	Всего	Нестабильные	Стабильные
Эпицентральная зона	0,120 ± 0,051*	0,117 ± 0,035*	0,084 ± 0,029*
Буртинский (контр.)	0,021 ± 0,011	0,021 ± 0,011	0
Московская обл.	0,014 ± 0,007	0	0,014 ± 0,007

групп достоверные различия выявлены по частоте транслокаций, которые относятся к хромосомным aberrациям стабильного типа ( $p < 0,05$ ).

Рассматривая возрастное распределение хромосомных aberrаций как критерий, относящийся к периоду, прошедшему после воздействия радиационных факторов в момент ядерного взрыва, предполагалось, что убывание и нарастание числа клеток с хромосомными aberrациями обменного типа будет отождествляться с градиентом радиационного воздействия за 40-летний период с момента проведения взрыва.

Средняя частота метафаз с aberrациями хромосом не зависела от возраста и находилась в пределах спонтанного

## ГЛАВА 7

уровня aberrаций хромосом. Число клеток с обмeнами хромосомного типа у трех поколений (родители-дети-внуки) было выше, чем в контроле, однако достоверно значимое превышение отмечается лишь в детской подгруппе (табл. 52) за счет увеличения всего спектра хромосомных aberrаций обменного типа.

**Таблица 52**

**Частота клеток с хромосомными aberrациями и число обменных aberrаций хромосомного типа (на 100 кл.) в возрастных подгруппах эпицентальной зоны (дифференциальная окраска).**

\* — значимые различия при  $p < 0,05$

Возраст, лет	Мстафаз с aberrациями, %	Число обменов хромосомного типа на 100 мстафаз		
		Всего	Нестабильных	Стабильных
42-70	1,25 ± 0,27	0,148 ± 0,040	0,074 ± 0,030	0,074 ± 0,033
24-38	1,01 ± 0,29	0,126 ± 0,093	0,063 ± 0,048	0,063 ± 0,088
9-15	0,96 ± 0,33	0,360 ± 0,130*	0,240 ± 0,092*	0,120 ± 0,049

Таким образом, в детской подгруппе были найдены достоверные различия по частоте кольцевых хромосом, являющихся нестабильными хромосомными aberrациями ( $p < 0,05$ ).

Интерпретируя полученные результаты, авторы пришли к заключению о причинной связи повышения частоты обменов хромосомного типа у лиц, проживающих в эпицентальной зоне Тоцкого взрыва, от радиационного фактора. Это обусловлено тем, что в настоящее время при равном техногенном загрязнении импактной и контрольной территорий, а также их высоком сходстве по биогеохимическим и социально-экономическим условиям между ними выявлены различия по маркерам радиационного воздействия — обмeнам хромосомного типа (Кулешов и др., 1996). Увеличение частоты нестабильных хромосомных aberrаций в детской подгруппе сравнения, по мнению авторов, прямо указывает на факт «свежего» ра-

радиационного воздействия на жителей импактной зоны и в настоящее время.

Кроме того, был проведен корреляционный анализ с целью выявления связей между полученными значениями цитогенетических показателей и показателями радиационного мониторинга окружающей среды. В качестве последних использовались значения содержания радиоизотопов цезия и плутония в почве, а также значения мощности гамма-излучения. Проведенный предварительный анализ показал высокую корреляционную связь между уровнем хромосомных aberrаций обменного типа в общей группе обследованных с содержанием плутония ( $r = 0,87$ ) и цезия ( $r = 0,78$ ) в почве.

Сравнение полученных результатов цитогенетического анализа с данными обследования детей ряда районов Брянской области показало, что уровень обменов хромосомного типа в лимфоцитах у детей Новозыбковского района, находящихся в зоне воздействия радиоактивных выбросов Чернобыльской АЭС, сопоставим с таковым у жителей эпицентральной зоны Тощкого ядерного взрыва (Кулешов и др., 1996).

Таким образом, исходя из результатов цитогенетического анализа изучаемых групп населения, можно утверждать, что отмеченные хромосомные нарушения говорят в пользу воздействия радиационного фактора на население, проживающее в эпицентральной зоне Тощкого ядерного взрыва, а особенность распределения в разных возрастных группах клеток с обменами хромосомного типа — о продолжающемся до настоящего момента радиационном воздействии в малых дозах (Боев и др., 1996).

### *Эндокринные нарушения*

Сотрудниками ОГМА В.В. Утениной и М.Н. Рахмановой (1996) проведено изучение распространения тиреоидной гиперплазии в Сорочинском районе Оренбургской области, который наиболее близко расположен к эпицентру Тощкого взрыва. Это исследование важно по той причине, что на фоне естественной йодной недостаточности на Южном Урале хро-

## ГЛАВА 7

ническое воздействие ионизирующей радиации может приводить к усилению тиреоидной патологии и учащению заболеваний эндемическим зобом. Авторы установили, что показатель распространенности тиреоидной гиперплазии в среднем составлял в 1995 году 357 на 1000 пациентов (Утенина, Рахманова, 1996). Наиболее часто увеличение щитовидной железы наблюдалось в группе детей от 6 до 12 лет. Наибольшие показатели в этой группе обнаружены в селах Янтарное (333 промилле) и Пронькино (454,5 промилле). Установлено, что увеличение щитовидной железы I степени наиболее распространено в средневозрастной группе детей от 6 до 12 лет (222,6 на 1000). Частота проявлений тиреоидной гиперплазии II степени нарастает пропорционально возрасту детей: в группе 1–5 лет встречена в 68,6 на 1000, в группе 6–12 лет — в 179,9 на 1000, а у подростков старше 12 лет — 268,4 на 1000. Показано также, что увеличение щитовидной железы III степени у детей раннего возраста не выявлено, у средневозрастной группы встречается редко — 3,2 на 1000, а у подростков проявляется довольно часто (20,7 на 1000). Авторы установили у детей, живущих в зоне возможного влияния Тоцкого ядерного взрыва, повышение уровня тиреоидных гормонов (ТТГ, Т3, Т4) в исследуемой группе по сравнению с контролем, что при отсутствии клиники расценивается ими как транзиторный дистиреоз (Утенина, Рахманова, 1996). Все эти материалы указывают на опасность усиления эндокринных нарушений у детей, проживающих в зоне влияния ТРАС.

### *Заболевания крупного рогатого скота лейкозом и содержание $^{137}\text{Cs}$ и тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции*

Сотрудниками ВНИИМС г. Оренбурга в 1992 году был сделан анализ содержания радионуклидов (цезия-137, стронция-90) и основных тяжелых металлов (свинца, цинка, кадмия и меди) в кормах, молоке и мясе, производимых в импактной зоне Тоцкого ядерного взрыва в селах Кирсановка,

Тоцкое и Жидиловка (Левахин и др., 1996). Исследования показали, что наибольшее содержание  $^{137}\text{Cs}$  выявлено в грубых и сочных кормах и в меньшей степени наблюдается в зерне. Наибольшее содержание радионуклидов обнаружено во всех образцах, доставленных из с. Тоцкое. Установлено, что по имеющимся медицинским нормативам содержание радионуклидов и тяжелых металлов не превышает допустимых норм. На основании этого авторы делают вывод о безопасности исследованных кормов и продуктов питания (молока и мяса) и возможности их использования в питании животных и человека.

Однако, как нам представляется, в этом случае речь идет о сравнительно кратковременном употреблении в пищу данных продуктов сельского хозяйства. Это характерно при медико-гигиеническом нормировании. Иной подход существует при разработке экологических нормативов. При длительном употреблении этих продуктов животными и человеком может происходить аккумуляция радионуклидов и тяжелых металлов в организме, что и происходит в импактной зоне. Если о прямой угрозе здоровью людей в этом случае говорить не приходится, так как содержание поллютантов в пробах сельскохозяйственной продукции относительно невелико, то некоторое общее ослабление организма и проявление субвитальных отрицательных эффектов за счет хронического токсического воздействия поллютантов может наблюдаться как у долго живущих сельскохозяйственных животных так и, в еще большей степени, у человека. Аборигенные жители импактных районов постоянно, в течение всей жизни сталкиваются с этим хроническим воздействием малых доз. При питании местными продуктами сельского хозяйства происходит инкорпорирование радионуклидов в ткани организма и, тем самым, к внешнему облучению добавляется внутреннее. Если, как показали исследования упомянутых авторов, в селе Тоцком повышен уровень содержания радионуклидов в продуктах сельского хозяйства по сравнению с другими исследованными участками, то это же означает и то, что следует ожидать и большего проявления

## ГЛАВА 7

субвитаальных эффектов, ослабления организма и повышения общей заболеваемости у местных жителей. Таким образом, если относительно кратковременное употребление жителями продуктов местного сельского хозяйства не является опасным в медико-гигиеническом отношении, то с медико-экологической точки зрения длительное их использование в пищу может привести к общему ослаблению организма и увеличению вероятности появления того или иного заболевания. Не удивительно, поэтому, что в соседнем Сорочинском районе, где надфоновые загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  устойчиво велики (Катков и др., 1996), наблюдается и самый высокий в этом регионе уровень заболеваемости населения, включая онкологические заболевания.

Сотрудники Оренбургского государственного аграрного университета А.П. Жуков и В.А. Сафонова провели анализ заболеваемости лейкозом крупного рогатого скота в зоне Тоцкого радиоактивного следа и в целом по Оренбургской области. Оказалось, что за период с 1980 года до 1990 год в хозяйствах только трех районов, расположенных вдоль Тоцкого радиоактивного следа: Красногвардейского, Сорочинского и Тоцкого выявлено около 1000 пораженных лейкозом туш, что составляет 71,7% от общего числа заболеваний по области. Из 68 неблагополучных по лейкозу хозяйств области на долю указанных трех импактных районов приходится 73,5%. Авторы обоснованно связывают это явление с отдаленными последствиями Тоцких войсковых учений с применением ядерного оружия.

## ГЛАВА 8

---

### ИТОГИ ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ОТДАЛЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА

Подводя самые первые итоги проведенного коллективного исследования эколого-генетических проблем возможных отдаленных последствий испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне в Оренбургской области в 1954 г., можно заключить, что в результате проделанной работы возникло значительно больше вопросов, чем было получено ответов. Это касается самых разных аспектов проблемы: от решения методических вопросов, связанных со сложнейшими задачами определения полученных населением и военными эквивалентных эффективных доз облучения, до задач экологической и медико-экологической реабилитации импактных территорий Оренбургской области вблизи Тоцкого полигона. Некоторые спорные моменты по-разному воспринимаются и трактуются разными исследователями в нашем творческом коллективе, однако мы исходим из того, что рассмотрение одних и тех же аспектов проблемы с разных позиций скорее достоинство, чем недостаток. Это позволяет получить некое подобие стерео-эффекта и рассматривать проблему значительно шире. С другой стороны нам представляется, что такая «широкая» позиция на первом этапе исследований значительно конструктивнее, чем «зашоренный» и изолированный взгляд на вещи узкого специалиста. Поэтому при обсуждении результатов общей работы мы попытаемся сохранять авторские позиции без искажений и натяжек, но также оставляем за собой право иметь собственное суждение о той или иной стороне проблемы.

По справедливому мнению Н.М. Любашевского с самого начала исследование проблемы отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва имело хорошо выраженный антропоцентрический характер, однако проведение радиоэкологического,

## ГЛАВА 8

экотоксикологического, цитогенетического и феногенетического анализа природных модельных объектов, характеризующих естественные наземные и водные экосистемы, в некоторой степени исправляет это положение. Нет никаких сомнений, что анализ экологической обстановки должен быть основан на широком охвате ключевых биологических и биогеохимических объектов, которые не только дадут реальное представление о путях миграции, аккумуляции и перераспределения в экосистемах радионуклидов, тяжелых металлов и других плютантов, но и позволят оценить характер и направление негативных реакций тех или иных компонентов экосистемы, выявить степень их толерантности и уже на этой основе получить возможность обоснованного прогноза как ближайших, так и отдаленных негативных последствий для человека, включая медико-экологические аспекты проблемы.

В настоящее время имеются основания считать, что значительная часть достоверной информации о начальных этапах поражения человека и биоты во время и после Тоцкого ядерного взрыва необратимо утеряна. Однако нам представляется, что в определенной мере ее может восполнить опора на обширные данные радиобиологии, официальные регламентирующие документы России и международных организаций (НКДАР, НКЭАР ООН, БЭИР, NRPB, ICRP, UNSCEAR и др.), а также сравнение с аналогами, главными из которых являются последствия атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки. Широко следует привлекать и данные, полученные на популяциях индикаторных видов мелких млекопитающих из природной среды, так как во всем мире они являются наиболее адекватными объектами для экотоксикологического моделирования и экстраполяции полученных эффектов на человека (Рекомендации МКРЗ 90, 1994; Глазко и др., 1996 и др.).

Следует подчеркнуть, что в классической радиобиологии и отражающих основные ее положения рекомендациях международных организаций имеются три важнейших утверждения.

Во-первых, указывается на существование двух основных групп эффектов облучения: детерминированных и стохастических (Рекомендации МКРЗ 90, 1994). Напомним, что детерминированные (причинно обусловленные предшествующими событиями) эффекты у человека, представляют собой результаты общего или локального облучения ткани, когда степень тяжести наблюдаемого эффекта зависит от дозы, а гибель клеток, вызванная этим облучением, не может быть скомпенсирована размножением жизнеспособных клеток. Это, как правило, эффекты, связанные с серьезным облучением. Например, при кратковременном облучении пороги детерминированных эффектов для разных органов человека колеблются от 0,15 Зв до 6 Зв. Утверждается, что порог детерминированных эффектов — это порог появления клинических эффектов (Кеирим-Маркус, 1994). Стохастические эффекты обусловлены результатом изменений нормальных клеток, возникающих в итоге ионизирующего облучения обычно при сравнительно малых дозах. По рекомендации МКРЗ принято выделять два вида стохастических эффектов: а) изменения в соматических клетках, которые могут приводить к возникновению рака после некоторого латентного периода; б) изменения в герминальных клетках, которые могут привести к наследуемым нарушениям у потомства облученных лиц. Прямые генетические данные по облучению человека и оценка радиационно-индуцированных стохастических наследуемых эффектов в популяции людей по понятным причинам крайне ограничены. Большие материалы имеются лишь по исследованию потомков японцев, перенесших атомные бомбардировки, но и они, как отмечает МКРЗ, доступны лишь в виде верхних границ оценки риска. По этой причине подавляющее число исследований в этой области делается на модельных видах млекопитающих (приматах, линейных мышах и др.). В настоящее время стохастический эффект облучения в отношении возникновения у человека наследуемых нарушений (генетических повреждений) на основе данных о японских

## ГЛАВА 8

когортах облученных людей чаще всего не подтверждается (Рекомендации МКРЗ 60, 61; Sankaranarayanan, 1995).

Во-вторых, принято считать, что имеется прямая пропорциональность радиационной дозы и эффекта (некоторые модификации этой зависимости — линейно-квадратичная модель и др. — вполне вписываются в обсуждаемые закономерности).

В-третьих, утверждается, что сокращение продолжительности жизни при облучении представляет собой результат роста числа злокачественных новообразований (нет опухоли — нет сокращения продолжительности жизни).

По мнению Н.М. Любашевского в последние годы все три эти положения активно обсуждаются и даже частично опровергаются. Так, во-первых, появляется все больше публикаций о росте радиационно-индуцируемых наследуемых нарушений в радиационно загрязненных районах (Виндскейл, ЧАЭС, ВУРС, долина р. Теча). Сюда же относятся и рассматриваемые данные по ситуации в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва. Во-вторых, имеется значительная серия данных (см. например, материалы Е.Б. Бураковой, а также других исследователей) о наличии двух пиков эффективности поглощенных доз ионизирующего излучения. Эффекты в области малых доз (единицы-десятки сЗв) могут быть равны эффектам доз, измеряемых в Зв. Эта точка зрения также должна быть принята во внимание при обсуждении Тоцкой проблемы, так как она может объяснить ряд наблюдаемых сдвигов в здоровье населения и военных из ПОР. В-третьих, многочисленные донозологические сдвиги в состоянии здоровья, повышение заболеваемости и даже появление новых форм болезней не может не сопровождаться снижением общей продолжительности жизни. Это явление тоже имеет место в районе Тоцкого полигона (преимущественно в Сорочинском районе). В этой связи думается, что еще многие позиции регламентирующих международных организаций относительно радиобиологической безопасности человека могут быть неоднократно

пересмотрены и дополнены, а все новые данные, поступающие из неблагополучных в радиационном отношении мест (в том числе и из окрестностей Тоцкого полигона) будут способствовать их уточнению. Это касается, в первую очередь, хронического воздействия облучения населения в малых дозах и поиска отдаленных последствий Тоцкого взрыва в виде наследственных нарушений у прямых потомков очевидцев взрыва. Таким образом, эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тоцкого взрыва в настоящее время является в значительной степени актуальной задачей из самых разных соображений. Во многом это обусловлено тем, что в жизнь входит уже второе поколение потомков людей, пострадавших от взрыва, и вновь сталкивается с нерешенной Тоцкой проблемой. С другой стороны, срок человеческой жизни ограничен и многие очевидцы, пострадавшие от последствий взрыва, так и не дождутся признания их прав на реабилитацию и возможную государственную компенсацию, а их невольный личный «опыт» перенесения атомной бомбардировки не будет востребован отечественными и иностранными специалистами, изучающими эту проблему в мире.

Наиболее близкими аналогами Тоцкого ядерного взрыва следует, конечно, считать атомную бомбардировку Хиросимы и Нагасаки, где, однако, мощность взрывов в тротиловом эквиваленте была почти наполовину меньше, чем на Тоцком полигоне. Несколько специфичны материалы по полигонам многоразового испытания ядерного оружия, которые более созвучны данным из районов радиационных аварий и катастроф, так как в обоих случаях общим фактором является высокое радиоактивное загрязнение среды.

При оценке уровней загрязненности исследуемой территории в зоне влияния Тоцкого полигона необходимо учитывать значительное время, прошедшее с момента загрязнения. За прошедшие 43 года процессы биологической и геохимической миграции радиоактивных изотопов привели к существенной мозаичности полей загрязнения. Сегодня, как показывает опыт

## ГЛАВА 8

наших радиоэкологических исследований, мы имеем дело с практически «очищенной» территорией и с участками возможных высоких концентраций, локализованных в зонах биохимических и биогеоценологических барьеров. Это значит, что окончательное заключение о степени радиационной загрязненности территории Тоцкого радиационной следа можно сделать лишь после подробной радиационной съемки местности.

В итоге радиоэкологических исследований А.В. Трапезниковым, П.И. Юшковым, М.Я. Чеботиной и их коллегами важнейшего компонента среды — водных экосистем, способствующих выносу и аккумуляции радионуклидов, показано, что содержание  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^3\text{H}$  в воде обследованных участков рек и прудов бассейна р. Самары в Оренбургской области на несколько порядков величин ниже предельного уровня, определяемого для этих радионуклидов нормами радиационной безопасности. При этом содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях обследованных участков рек и прудов Оренбургской области в основном определяется глобальными выпадениями радионуклидов и последствиями Чернобыльской аварии. Однако, как уже отмечалось выше, не исключены находки локальных загрязнений водоемов (например, в эпицентральной зоне, где в пойменном лесу нами было отловлено несколько животных, имеющих повышенный уровень бета-активности костной ткани), что требует дальнейшего анализа в этом направлении. Показано, что ряд видов водных растений (в частности, кладофора) может быть в местных условиях использован в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения рек и прудов. Примечательно, что в речной воде в зоне ТРАС обнаружено превышающее ПДК содержание Cr, Ni, Zn и Mn, однако отмечено отсутствие в воде хлороорганических и фосфорсодержащих пестицидов, а также синтетических пиретроидов и симм-триазинов (Трапезников и др., 1996). Для сравнения в дальнейшем необходимо проведение широкомасштабных радиоэкологических исследований рек и прудов в других частях Оренбургской области и бассейна р. Урал в особенности.

Сходная картина получена и при радиоэкологическом обследовании наземных экосистем, опираясь на анализ почвы и растительности. При этом в основу полевых почвенных исследований был положен ландшафтный подход, позволяющий вычленивать почвы в максимальной степени аккумулирующие радионуклиды, когда изучаются геохимически сопряженные ряды почв (почвенные катены). В итоге исследований И.В. Молчановой с коллегами (1996) было установлено, что максимальная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  (до 100 Бк/кг) приурочена к верхнему 0–10 см слою (причем, на глубине 30–40 см концентрация радионуклида находится обычно на пределе чувствительности метода обнаружения). Показано, что в пределах одной катены (геохимически сопряженного ландшафта) содержание  $^{137}\text{Cs}$  закономерно возрастает от элювиальных к аккумулятивным ландшафтам. Концентрация радиоцезия в растениях на обследованных участках невысока: во всех обследованных участках на долю растений приходится не более 1% суммарного запаса радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  участков почвенно-растительного покрова вблизи всех охваченных обследованием населенных пунктов в 1,5–3 раза превышает глобальный уровень для 50–60° с.ш. Вклад в такое загрязнение почвенно-растительного покрова могли внести, наряду с Тоцким ядерным взрывом, ядерно-энергетические объекты и промышленные предприятия сопредельных территорий, а также Чернобыльская радиоэкологическая катастрофа. Почвы района исследований вдоль ТРАС отличаются очень низким (до 10 Бк/кг) содержанием  $^{90}\text{Sr}$ . В целинных черноземах до 70%  $^{90}\text{Sr}$  аккумулируется в 0–10 см слое почвенного профиля; в аллювиальных пойменных почвах радиостронций распределяется более равномерно. Плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  изученных почв в районе Тоцкого радиоактивного следа составляет 1,7 кБк/м<sup>2</sup>.

Важным моментом является обнаружение в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва изотопов плутония. Концентрация изотопов Pu в поверхностном, дерновом слое почв варьиру-

ет в пределах 4,1–82,6 Бк/кг, а соответствующие значения плотности загрязнения этого слоя изменяются от 42 до 5284 Бк/м<sup>2</sup>. Следует подчеркнуть, что согласно полученным И.В. Молчановой и ее коллегами (1996) рекогносцировочным данным содержание Р<sub>и</sub> в почвенно-растительном покрове обследованной территории Оренбургской области в 1,5–5 раз превышает уровень глобальных выпадений и укладывается в предел значений, отмеченных для населенных пунктов, расположенных на расстоянии 3–500 км от аварийной зоны ЧАЭС, в некоторых случаях превышая и эти величины.

Таким образом, радиоэкологическая обстановка в зоне потенциального влияния Тоцких испытаний ядерного оружия в настоящее время не представляется угрожающей. Отмечаются лишь следовые эффекты, причем строгой связи загрязнения радионуклидами с удалением от места взрыва, как и ожидалось, установить не удастся. Радиоэкологическую опасность, связанную с Тоцким взрывом, могут представлять лишь локальные очаги загрязнений, выявление которых в эпицентральной зоне представляется нам весьма вероятным. С этим согласуется устойчивое обнаружение несколько повышенного уровня радиоцезия вблизи эпицентральной зоны (рис.2).

Тонкий гистологический анализ репродуктивной системы и системы крови у модельных грызунов из импактной зоны и контрольных территорий выявил некоторые характерные изменения в протекания сперматогенеза и в структуре эритроцитов, а также в соотношении ряда форменных элементов крови. В итоге исследований, проведенных В.П.Маминой и Э.А.Тарахтий установлено, что у части животных проявляются характерные для радиационного воздействия гистологические нарушения. Это по мнению авторов также косвенно указывает и на существование локальных эффектов остаточного радиоактивного загрязнения. Однако, как показывают материалы наших коллег радиоэкологов, приведенные в данной книге, радиоактивное загрязнение изученных территорий носит следовый характер (выше уже неоднократно подчеркивалось, что по

радиоцезию загрязнение лишь в 1,5–3 раза превышает глобальный уровень для данных широт). В этой связи весьма примечательно, что Л.Д. Материй и А.И. Таскаев, анализируя изменения в кроветворной системе и возможные отдаленные последствия для мышевидных грызунов из района аварии на Чернобыльской АЭС, обнаружили нарастание патоморфологических нарушений из поколения в поколение: проявление разных типов анемий и морфологических признаков снижения естественного иммунитета, обильный выход в периферическую кровь юных и бластных форм красного и белого ростков, качественные изменения клеточного состава кроветворной ткани, появление мегалобластов как у небольших групп модельных зверьков, так и у отдельных животных (Материй, Таскаев, 1999). Авторы в результате своих исследований приходят к заключению от том, что перечисленные выше явления «можно квалифицировать лишь как начальные признаки возможного развития необратимой патологии» (Материй, Таскаев, 1999, стр. 271). Следует заметить, что Л.Д. Материй и А.И. Таскаев провели слежение за модельной популяцией полевок-экономок в течение шести начальных лет (с 1986 по 1992 год), что соответствует приблизительно 15–18 поколениям зверьков. В нашем случае, как уже отмечалось, анализируется весьма отдаленный период времени по отношению к исходному инциденту, который составляет приблизительно 100–120 поколений модельных видов грызунов. По этой причине, учитывая материалы наших коллег, полученные на мышевидных грызунах из района Чернобыльской аварии нельзя исключить, что в зоне возможного влияния Тощого ядерного взрыва, характерные гистологические изменения патологического характера могут быть следствием двух факторов. Во-первых, причиной нарушений действительно могут быть остаточные локальные участки радиоактивного загрязнения (об этом свидетельствуют данные по измерению бета-активности черепов зверьков, добытых в окрестностях Тощого полигона и присутствие в среде плутония в концентрациях в 5 раз пре-

## ГЛАВА 8

вышающих глобальный уровень). Во-вторых, не исключено, что тенденция накопления негативных патоморфологических изменений из поколения в поколение, отмеченная для грызунов вблизи ЧАЭС, может сохраняться и в зоне влияния Тоцкого взрыва и отражать отдаленные последствия самого инцидента и хронического облучения в малых дозах. Наконец, отмеченная В.П. Маминой и Э.А. Тарахтий патология на гистологическом уровне, характерная для радиоактивного воздействия, может быть связана и с сочетанным эффектом всех указанных факторов.

Некоторую потенциальную опасность представляет обнаруженный вблизи Тоцкого полигона плутоний, хотя известно, что поступление его в организм через ЖКТ весьма ограничено, а вероятность попадания ингаляционным путем в легкие сельскохозяйственных животных и человека, где он наиболее опасен, будучи альфа-излучателем, у этого элемента, по-видимому, сравнительно невысока. Ввиду того, что плутоний как поллютант наряду с радиоактивностью обладает и опасными токсическими свойствами, необходимо в дальнейшем оконтурить зону его повышенной плотности на импактной территории. По мнению И.В. Молчановой для репрезентативной полноценной характеристики и прогноза радиационной обстановки, вызванной плутонием, на выбранной территории следует в дальнейшем провести углубленные исследования, насытив реперные участки точками отбора проб, проведя их отбор на большую глубину.

Наибольшее радиационное воздействие за счет загрязнения радионуклидами по оси ТРАС наблюдалось в первые десять лет после взрыва. В настоящее время, как это уже подчеркивалось выше, можно полагать, что фактор радиационного воздействия не является угрожающим. По данным медико-экологических и санитарно-гигиенических исследований импактные районы Оренбургской области вблизи Тоцкого полигона являются слабо загрязненными основными химическими поллютантами. Лишь в речной воде в районах ТРАС, как

уже отмечалось ранее, превышены ПДК по таким элементам как Zn, Mn, Ni и Cr. Несколько повышенная концентрация Zn была отмечена нашими коллегами в печени у домовой мыши из окрестностей с.Пушкинское. Все это говорит о том, что несмотря на общую сравнительно благоприятную в отношении химического загрязнения обстановку в зоне потенциального влияния Тоцкого ядерного взрыва в настоящее время здесь имеется сложное сочетание остаточного радиоактивного загрязнения с ограниченным локальным загрязнением отдельных территорий техногенными поллютантами. Все это затрудняет четкое вычленение действия того или иного негативного фактора в чистом виде. Однако несомненно то, что серьезного загрязнения импактной территории здесь не наблюдается. В восточных районах Оренбургской области уровень техногенного загрязнения среды существенно превышает таковой вблизи Тоцкого полигона (Боев, Воляник, 1995).

Медицинские материалы, приведенные в данной книге В.М. Боевым и его коллегами (см. Гл. 7), убедительно доказали факт многолетнего локального повышения уровня неонкологической и онкологической заболеваемости населения из прилегающих к Тоцкому полигону районов (в первую очередь Сорочинского). Эти данные послужили основой для поиска действующего негативного экологического фактора. Однако, как было показано выше, экологическая обстановка в отношении традиционно определяемых техногенных поллютантов и радионуклидов на большей части изучаемой территории изучаемого региона близка к норме. Поэтому возможны два объяснения: либо мы не обнаружили какой-то негативный фактор или их сочетание, которые отрицательно влияют на здоровье населения, либо, что наиболее вероятно, повышение заболеваемости взрослого и, в особенности, детского населения интегрально отражает отдаленные негативные эколого-генетические последствия Тоцкого взрыва.

Анализ материалов, приведенных в книге, в основном склоняет к принятию второго предположения в качестве рабо-

## ГЛАВА 8

чей гипотезы. Речь в этом случае идет о стохастических радиационно-индуцированных эффектах:

- а) о спонтанных соматических нарушениях, проявляющихся в увеличении частот нестабильных хромосомных aberrаций и индуцированных раковых заболеваний;
- б) о наследуемых генетических нарушениях, передающихся через герминативные клетки, и врожденных аномалиях развития.

Наследуемые нарушения, то есть патологические состояния (признаков), возникающие как следствие генной мутации или хромосомной aberrации, передаваемой от одного поколения последующему, принято по рекомендации МКРЗ подразделять на три группы: менделевские (генные, подчиняющиеся законам Менделя: аутосомные доминантные, аутосомные рецессивные и сцепленные с полом); хромосомные (число, структура хромосом); многофакторные (сочетание генетических и внешних факторов: врожденные уродства, т.е. присутствующие при рождении и уродства во взрослом состоянии). Хорошо понятно, что последняя группа нарушений, как правило, должна иметь эпигенетическую природу (Васильев и др., 1986; Васильев и др., 1996). Для врожденных уродств в популяции человека был принят естественный уровень в 6,0%, а другие многофакторные нарушения (уродства) могут встречаться с общей частотой до 65% , где учитывается полное число нарушений на 100 человек (подразумевается, что у одного человека может быть несколько подобных аномалий).

В этой связи нами в качестве экотоксикологической модели для изучения вероятных отдаленных эколого-генетических последствий взрыва, как это уже отмечалось, были взяты популяции индикаторных видов: синантропной домашней мыши и диких видов (рыжая полевка, восточноевропейская полевка), обитающих в зоне потенциального влияния Тощкого ядерного взрыва и за его пределами.

В первую очередь проявление стохастических эффектов анализировали методами цитогенетики. По данным Э.А. Ги-

левой у двух видов грызунов, обитающих в районе Тоцкого полигона (вблизи поселков Кристалка и Старобогдановка и на их территории), была обнаружена повышенная частота хромосомных нарушений. У синантропных домашних мышей контрольный уровень оказался превышен примерно в 1,7–2 раза, а у обитателя агроландшафтов и целинных степей — восточноевропейской полевки — в 8–15 раз. В популяции домашних мышей из старобогдановской популяции, расположенной на осевой части предполагаемого Тоцкого радиационного следа, в значительном числе обнаружены хромосомные маркеры радиационного поражения генома. В то же время в популяции восточноевропейской полевки из окрестностей Кристалки обнаружены наследуемые изменения генома, которые, по-видимому, могут свидетельствовать о воздействии мутагенных факторов на предшествующие поколения грызунов. Несколько выше уровень хромосомных aberrаций хромосомного типа у обоих видов в окрестностях Старобогдановки, то есть на осевой части следа.

Э.А. Гилева, экстраполируя полученные данные на популяцию человека, приходит к важному заключению о том, что население обоих обследованных поселков из района Тоцкого полигона подвергается повышенной генетической опасности, которая, по крайней мере частично, связана с воздействием ионизирующей радиации как в прошлом, так, возможно, и в настоящее время.

Известно, что генетические эффекты облучения с течением времени аккумулируются, и некоторые мутации, возникающие сначала как единичные, постепенно распространяются в популяциях. Мутация, вызывающая появление самок ХУ у восточноевропейской полевки, должна рассматриваться как индикатор, свидетельствующий о наличии других наследуемых изменений генома. Некоторые из этих изменений с достаточно высокой вероятностью могли привести к формированию систем нестабильности генома, которые поддерживают на высоком уровне частоту хромосомных нарушений и повышают вероят-

ность злокачественных новообразований. Система наследуемой генетической нестабильности существует, по-видимому, у обыкновенной полевки (вида-двойника восточноевропейской полевки) на территории, прилегающей к Восточно-Уральскому радиоактивному следу (север Челябинской области). Появление подобной системы в районе Тоцкого полигона представляется вполне вероятным. Аналогичные процессы скорее всего происходят и в популяциях человека, приводя к повышению онкозаболеваемости, обнаруженному медиками. В будущем в связи с аккумуляцией генетических эффектов за период после ядерного взрыва необходимо оценить накопленные за это время дозы радиации как для грызунов, так и для человека.

На основе проведенных рекогносцировочных исследований представляется необходимым территориальное расширение цитогенетического и эколого-генетического мониторинга на западе Оренбургской области. На примере Кристалки видно, что поселок, расположенный вне первоначальных пределов радиоактивного следа, в настоящее время может находиться в зоне увеличенного генетического риска. Требуются дальнейшие исследования для однозначной идентификации природы мутагенных факторов в районе Тоцкого полигона. Такими предполагаемыми факторами могут быть по мнению Э.А. Гилевой наследуемая генетическая нестабильность (Гилева и др., 1996), вызванная длительным хроническим облучением в малых дозах после ядерного взрыва, а также загрязнение территории плутонием-239,240 и бериллием-7.

Другой аспект работы касался изучения встречаемости крупных уродств и мелких аберраций (неметрических вариаций или фенотипов) в строении черепа модельного вида-радиофора — рыжей полевки, обитающего на контрольной и импактных территориях в зоне ТРАС. В этом случае стохастические эффекты, обусловленные проявлением наследственных нарушений многофакторного типа: врожденных аномалий скелета и уродств, формирующихся в постнатальном периоде онтогенеза, являются отражением нарушений нормального протекания морфогене-

за на популяционном уровне, которые изначально были индуцированы ядерным взрывом и последующим хроническим облучением популяции в малых дозах.

Рассмотрим этот аспект более подробно. Хорошо известно, что основной мишенью при возникновении наследственных нарушений, которые длительное время сохраняются в популяции, является молекула ДНК. Однако репаративные процессы в клетках после облучения идут весьма интенсивно и при малых дозах или низкой ЛПЭ они способны восстанавливать нарушения генома. В противном случае поврежденные клетки бракуются иммунным контролем, который при малых дозах облучения практически не подавляется (Кеирим-Маркус, 1994). Однако генные повреждения в герминативных клетках не всегда приводят к выраженному морфогенетическому эффекту. В подавляющем числе случаев, как хорошо известно, они аккумулируются в виде рецессивных нарушений или элиминируются (презиготический и зиготический отбор).

По словам ведущего специалиста в области генетики развития млекопитающих Б.В. Конюхова, «фенотип многоклеточного организма рассматривается сейчас не как мозаика признаков, контролируемых отдельными генами, а как общий продукт взаимодействия многих тысяч генов в онтогенезе. Следовательно, генотип развивающегося организма представляет собой эпигенетическую систему, или, как назвал его Уоддингтон, эпигенотип» (Конюхов, 1986, стр. 264). Хорошо известно, что не сами гены взаимодействуют друг с другом, а их продукты (Конюхов, 1986). Эти «надгенетические» взаимодействия продуктов работы генов, собственно, и называются *эпигенетическими*. Эпигенетические взаимодействия и обеспечивают весь самый сложный процесс самосборки организма, т.е. развитие с новообразованием или *эпигенез*. Врожденные аномалии поэтому имеют достаточно сложную наследственную природу, а их проявление в фенотипе опосредовано эпигенетической системой и не сводится к отношению ген — признак. То же самое можно сказать и о других абберациях развития.

## ГЛАВА 8

Эпигенетическая система в антенатальный период апробирует в ходе морфогенеза оставшуюся часть радиационно-индуцированных наследственных повреждений. Большая часть таких нарушений бракуется на разных этапах морфогенеза в виде леталей (у грызунов существует механизм резорбции эмбрионов). Подавляющая масса родившихся уродов погибает на самых ранних этапах постнатального онтогенеза, а те, которые доживают до репродуктивного возраста и могут продолжить наследственную эстафету, редко выигрывают конкуренцию с полноценными особями. Материалы, полученные В.Е. Соколовым, Т.В. Крыловой и Л.Н. Скурат при изучении эмбрионального развития грызунов в условиях хронического радиационного воздействия после аварии на ЧАЭС в модельных популяциях в Брянской области (при уровне радиации 140–200 мкР/ч), показывают, что в ходе эмбриогенеза наблюдается довольно много нарушений развития (Соколов и др., 1999). Были обнаружены различные пороки развития у эмбрионов рыжей полевки, полевки-экономки и полевой мыши: сиреномелия, укорочение и деформация хвоста, нарушение развития конечностей, разрастание хрящевой ткани в суставах, редукция задней части туловища, вздутие брюшной полости, отсутствие глаз, ушных раковин и иные формы уродливого развития головы плода, включая микрогнатию, а также аномалии развития головного мозга (гидроцефалия, микроцефалия, развитие мозговой грыжи). В эмбрионах с загрязненной цезием-137 территории нарушения только морфогенеза скелета и конечностей были отмечены в 65,7% случаев. Обнаружены многочисленные случаи неравномерности развития эмбрионов в одном выводке. С другой стороны важно подчеркнуть, что авторы практически не находили среди молодых зверьков особей с видимыми морфологическими отклонениями развития и полагают, что сами детеныши с уродливым развитием, если и рождаются, то погибают в самые первые дни постнатального развития.

Возникает законный вопрос — как вообще могут индуцированные нарушения генома как новшества в виде врожден-

ных уродств возникать, наследоваться и проявляться в фенотипе, а не выбраковываться на разных предшествующих этапах? Напрашивается и ответ, который состоит в том, что это крайне редкое компромиссное явление и без селективного преимущества или сцепленности с приоритетными в селективном отношении свойствами и признаками само по себе мало перспективно и быстро исчезнет в естественной популяции. Становление врожденной аномалии обусловлено, таким образом, длительным селективным процессом и отладкой эпигенетического канала развития или, по терминологии К.Уоддингтона, — креода.

Проведенный нами феногенетический и морфологический анализ выявил необычно высокую для уральских популяций рыжей полевки концентрацию крупных врожденных aberrаций, имеющих явно выраженную мутационную и/или тератогенную природу, а также менее значительные феногенетические нарушения нормального хода индивидуального развития в популяциях индикаторного вида, обитающих в осевой части ТРАС. Возможное исходное влияние ТРАС на формирование аномалий развития косвенно подтверждается достоверно более высоким содержанием бета-активных веществ в зольных остатках костно-мышечной ткани у грызунов-радиофоров в импактных популяциях по сравнению с контрольной. Это, по видимому, отражает следовой эффект, оставшийся от прохождения радиоактивного облака, хотя в настоящее время уровень радиоактивного загрязнения приближен к допустимым нормам.

Анализ ценологических и популяционно-экологических признаков мелких млекопитающих в ключевых участках Оренбургской области, характеризующих общее обилие, кривые доминирования, соотношение видов разных трофических уровней, возрастную и размерную структуру, репродуктивную активность и др., косвенно указывает на то, что среда обитания для мелких млекопитающих из импактных популяций является менее благоприятной, чем среда обитания на контрольном участке и в окр. с.Тоцкое. Для популяций импактных участков

## ГЛАВА 8

характерны черты, присущие популяциям мелких млекопитающих, которые обитают в экстремальных условиях существования.

Однако качественный спектр обнаруженных уникальных крупных aberrаций в контрольной выборке не меньше, чем в импактных, расположенных вдоль Тоцкого радиоактивного следа, что указывает на возможное влияние последствий испытаний ядерного оружия не только на узкую полосу территории вдоль следа, но и на более широкую прилегающую зону.

В тоцкой популяции, первой испытавшей на себе прямое воздействие атомного взрыва, обнаружены типичные aberrации в строении неба, маркирующие замедление процесса оссификации, которые характерны и для популяций красной полевки в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской области. Выявлено достоверное нарастание частоты этого типа aberrаций в тоцкой популяции от 1982 к 1994 и 1996 году. В 1997 году в популяции рыжей полевки, населяющей леса эпицентральной зоны, обнаружено 60% особей имеющих эту аномалию развития. Это почти на порядок больше, чем в популяциях рыжей полевки, расположенных за пределами влияния Тоцкого взрыва (окр.станции Платовка, окр. с. Богатое, окр. г.Кувандык и др.).

Существенно более высокий показатель фенетической уникальности импактных популяций (кинзельская, старобогдановская) по сравнению с контрольной в сочетании с явлением непропорционально большой фенетической дифференциации, обнаруженной между кинзельской и контрольной популяциями по отношению к их взаимной пространственной удаленности, а также резкое снижение показателя фенетического разнообразия в обеих импактных популяциях при одновременном увеличении доли редких фенотипов, указывают на связь этих явлений с исходным воздействием ионизирующего излучения в результате испытания ядерного оружия на Тоцком полигоне и дальнейшим радиоактивным загрязнением территории.

Таким образом, фенетический мониторинг популяций индикаторных видов-радиофоров оказывается весьма перспективным направлением среди уже апробированных методов биомониторинга, которые позволяют проводить биотестирование состояния популяций и экосистем в целом (Захаров, Кларк, 1993). Очень важно подчеркнуть, что фенетический метод допускает косвенную генетическую интерпретацию, обнаруживаемых нарушений морфогенеза, что дает возможность получения экспресс-оценки эпигенетических и генетических нарушений в импактных популяциях по сравнению с контрольными.

В итоге проведенного предварительного исследования можно заключить, что на популяционном уровне в угрожаемых районах Оренбургской области (Красногвардейском и Тоцком) обнаружены признаки отдаленных эколого-генетических последствий, которые по всей вероятности связаны с испытаниями ядерного оружия на Тоцком полигоне.

Если с большой осторожностью экстраполировать все эти данные на человека, то можно прийти к следующим заключениям. Выявленные на модельных видах млекопитающих фенетические отклонения в зоне, затронутой Тоцким ядерным взрывом, позволяют предполагать, что длительное проживание людей даже при сравнительно низких уровнях загрязнения радионуклидами может приводить к накоплению генетически обусловленных мелких морфологических уродств и аберраций морфогенеза и увеличению их числа в последующих поколениях. При этом отсутствие сильного естественного отбора в человеческой популяции (по известным причинам) в отличие от популяции модельного вида-радиофора (Ильенко, Крапивко, 1993), где это давление велико, не приведет у человека к приспособительным генетическим изменениям в сторону возрастания радиорезистентности. Полученные материалы позволяют также обоснованно предполагать, что в районах, подверженных длительному влиянию облучения в малых дозах, могут быть обнаружены их отдаленные последствия,

## ГЛАВА 8

проявляющиеся в нарушении процессов индивидуального развития не только у модельных индикаторных видов млекопитающих, но и у человека, выражаясь в наследственном снижении общей сопротивляемости к болезням, повышении уровня общей заболеваемости людей и числа врожденных морфологических уродств в импактных районах. Это согласуется с точкой зрения Э.А. Гилевой, которая предполагает становление в импактной зоне системы наследуемой нестабильности генома.

Серьезным подтверждением сделанному прогнозу является современное состояние здоровья детского населения в импактных районах Оренбургской области. Напомним, что по данным, приведенным В.М.Боевым и его коллегами, по всем зоологическим формам идет рост заболеваемости новорожденных: увеличение врожденных аномалий в 1,6 раза, врожденных пневмоний в 2,3 раза, внутриматочной гипоксии и асфиксии в родах в 2,9 раза. В структуре младенческой смертности врожденные аномалии составляют 22,1%. Авторами отмечается достаточно высокий уровень общей смертности населения, который превышает таковой у сельского населения Оренбургской области и РФ. В то же время проявляется четкая тенденция к росту показателя смертности населения района от новообразований. За период с 1960 по 1994 гг. этот показатель возрос в 2,3 раза (темп прироста составил 129.2%). Причем, уровень смертности населения исследуемого района от новообразований выше, чем у сельского населения в целом по всей Оренбургской области.

Важно подчеркнуть, что недавние цитогенетические исследования населения импактных районов, проведенные А.Г.Корнеевым и его коллегами, выявили повышение частоты обменов хромосомного типа у лиц, проживающих в эпицентральной зоне Тоцкого взрыва, по сравнению с контролем. В детской подгруппе обследуемых лиц были найдены достоверные различия по числу кольцевых хромосом, являющихся нестабильными хромосомными абберациями. Уровень таких аббераций

ций в детской подгруппе, то есть у внуков очевидцев взрыва, почти в 3 раза выше, чем у родительского поколения и у поколения «очевидцев» взрыва. Автор связывает это с возможным «свежим» радиационным воздействием, но уровни радиационного загрязнения в настоящее время в эпицентральной зоне, как правило, пренебрежимо малы, а эффект должен прослеживаться и в более старших возрастных группах. Поэтому полученные цитогенетические данные скорее отражают стохастические эффекты радиационно-индуцированной наследуемой нестабильности генома, проявляющиеся у внуков. Это также согласуется с данными многих исследователей, изучавших явление нестабильности генома (Герасимова и др., 1984; Woodruff, Thompson, 1982). С нашей точки зрения эти материалы тоже хорошо согласуются с гипотезой Э.А. Гилевой о становлении в импактной зоне системы наследуемой нестабильности генома, а также с обнаруженным нами увеличением частоты врожденных аномалий черепа у модельного индикаторного вида грызунов в импактных популяциях. Безусловно, требуется значительно более глубокий анализ проблемы для того, чтобы попытаться строго обосновать это утверждение. Тем не менее становится ясно, что сделанный нами эколого-генетический прогноз начинает подтверждаться и в человеческой популяции.

В этой связи важно отметить, что ранее исследователи полагали, что Тощкий ядерный взрыв в малой степени затронул местное население. Считалось, что полученные дозы внешнего облучения были сравнительно невелики, а, следовательно, не могли существенно повлиять на здоровье жителей прилегающих районов. Однако проведенная по нашей просьбе А.А. Романюхой, Е.Г. Игнатьевым и Д.В. Ивановым ретроспективная ЭПР дозиметрия на эмали зубов очевидцев Тощкого взрыва выявила значительно более высокие величины поглощенных доз (Romanyukha et al., 1999), чем это полагали ранее (Катков и др., 1996). Доза внутреннего облучения при этом была сравнительно невелика и не превышала по данным

## ГЛАВА 8

Н.М. Любашевского 10% от общей дозы (максимальное значение общей поглощенной дозы у одного из очевидцев составило 3 Гр). Эти факты требуют более серьезно отнестись к вероятности возникновения наследуемой нестабильности генома у потомков очевидцев взрыва и приводят к необходимости продолжения исследований в этой области.

В качестве самых ближайших перспектив дальнейших исследовательских работ представляется необходимым:

- а) провести детальную радиационную съемку местности, включая анализ содержания в почве плутония, цезия, стронция и бериллия, с целью выявления возможных очагов локального загрязнения местности в наземных и водных экосистемах;
- б) организовать систему эколого-генетического мониторинга, основанного на цитогенетическом и фенотипическом анализе популяций индикаторных модельных видов мелких млекопитающих в зоне потенциального влияния Тоцкого ядерного взрыва, для индикации и прогнозирования его отдаленных последствий;
- в) по данным ретроспективной ЭПР дозиметрии на эмали зубов очевидцев Тоцкого взрыва реконструировать карту распределения поглощенных доз для местного населения и очертить наиболее пострадавшие районы;
- г) расширить медико-экологические исследования населения в эпицентральной зоне и импактных районах вдоль Тоцкого радиоактивного следа с целью выявления отдаленных радиационно-индуцированных стохастических эффектов, включая цитогенетический и иммунологический мониторинг населения;
- д) создать государственный регистр лиц, пострадавших от Тоцкого взрыва, для проведения научно обоснованных реабилитационных мероприятий и решения вопроса о возможной государственной компенсации аналогично тому, как это сделано для лиц, перенесших атомные бомбардировки Хиросимы и Нагасаки и аварию на ЧАЭС.

В итоге проведенного эколого-генетического анализа отдаленных последствий Тоцких испытаний ядерного оружия в 1954 г. в Оренбургской области следует заключить, что обнаруженные факты позволяют прогнозировать некоторое увеличение заболеваемости населения и детской смертности в ближайшие годы как следствие отдаленных радиационно-индуцированных стохастических эффектов. В этой связи авторы книги надеются на то, что этот неутешительный вывод привлечет внимание научной общественности, Администрации области и Правительства РФ к безотлагательному дальнейшему изучению Тоцкой проблемы и обеспечению реабилитационных мероприятий по оздоровлению местного населения.

## SYNOPSIS

---

The book contains total results of studies of the large author group about long-term after-effects of the Totsky nuclear explosion (TNE) which took place on September 14, 1954 in the Orenburg region (Russia). 45 thousand persons were present on the Totsky military range (TMR) during military trainings (TMT) at the moment of A-explosion and the aborigines were evacuated in minimal extent. At present 31.3% of the former participants of the TMT are officially recognized as the invalids. Many of them suffer from malignant tumours or illnesses of blood with early development of complicated atherosclerosis.

The book's authors carried out complex study of natural environment in areas suffered from the TNE by means of radiochemical, radioecological, histological, cytogenetic, phenogenetic and medico-ecological methods.

Radioecological study of terrestrial and aquatic ecosystems shows that at present the radioecological situation in the region is close to normal, however in separate areas in a zone of potential influence of the TNE an increase of the contents of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  in soil is found.  $^{137}\text{Cs}$  contamination density of sites of soil and vegetation cover near all examined localities is 1.5–3 times greater than global level. Pu-isotope concentration in a superficial turf layer of soil varies within interval 4.1–82.6 Bq/kg and the respective values of contamination density of this layer vary from 42 to 5284 Bq/m<sup>2</sup>. According to reconnaissance data the contents of Pu in a soil-vegetation cover in examined territory of the Orenburg region is 1.55 times greater than global level and fits in limits of values marked for localities situated at a distance of 3-500 km from Chernobyl accident zone and sometimes increases these values too.

Populations of indicator species (the bank vole — *Clethrionomys glareolus* Schreb., the house mouse — *Mus musculus* L., the east-

european vole — *Microtus rossiaemerdionalis* Ognev) inhabiting zone of potential influence of the TNE and outside of it were used as an ecotoxicological models for study of probable long-term after-effects of the TNE.

Two species of rodents inhabiting near TMR display the increased frequency of chromosomal damages in metaphases cells of bone marrow. In the synanthropic house mouse the frequency of structural chromosomal aberrations is 1.7–2 times larger than in the control group and in the east-european vole — 8–15 times respectively. In the house mouse population located along the axial part of the Totsky radioactive trace (TRAT) specific cytogenetic markers of the ionizing radiation influence (stable and unstable aberrations of the chromosomal type) are revealed. At the same time in the East-european vole population located outside of the TRAT heritable genome changes are shown. These facts indicate the influence of some mutagenic factors on the previous generations of the rodents. Some facts point out to existence in the impact areas of system of heritable genetical instability which was revealed earlier in the common vole (*Microtus arvalis* Pall.) on the territory contacting with the East-Ural radioactive trace (EURT) in the Chelyabinsk region. When extrapolating these results on human population it seems rather probable the occurrence of the similar system of heritable genetic instability both in people. This is agree with data of cytogenetic analysis of people from the impact areas, for example with sharp increase of unstable chromosomal aberrations in children of 9–15 years old (the generations of «grandsons» of eye-witnesses).

The authors suggest that people from examined localities near TMR are exposed to the high genetical risk which at least partly is connected with ionizing radiation influence in the past and may be at present.

Phenogenetic analysis of populations of radiophore-species (the bank vole) displays the unusual for Ural populations high concentration of serious innate anomalies in the skull structure of mutational and teratogenic origin and also many less significant mal-

## SINOPSIS

formations of the normal process of individual development. These facts are considered as long-term radiation-induced stochastic effects which according to recommendations of ICRP (International Committee of Radiation Protection) can be referenced to multifactorial category. The possible initial influence of the TRAT on formation of the anomalies of development is indirectly confirmed by significantly higher contents of the B-active substances in ashes rests of bone and mussel tissues of rodents in populations from the impact zone (the axial part of the TRAT). In the Totskoe population of the bank vole which was the first experiencing the direct effect of the TNR some typical abnormalities in palatine bone structure marking a delay of ossification process are revealed. Similar abnormalities were found in the population of the red vole (*Clethrionomys rutilus* Pall.) in the EURT zone in the Sverdlovsk region. From 1982 to 1996 significant increase of frequency of this type abnormalities is revealed in Totskoe population of the bank vole. In 1997 60 % individuals captured in the epicentral zone of the TNE display this anomaly of development. It is almost on the order more than in populations of the bank vole located outside of the TRAT. A spectrum of unique serious abnormalities which is found in the control sample is not less than in the impact ones. So, this suggests that the TNE affected not only the narrow strip of territory along the TRAT, but also wider contacting zone.

Based on results of the prior study we can conclude that in the suffered districts of the Orenburg region (Krasnogvardeisky and Totsky) characters of long-term ecogenetical after-effects on population level are revealed which are probably connected with the TNE in 1954. Carefully extrapolating all these data on people one can reach the following conclusions: prolonged residing of people at the territories even with rather low levels of radionuclide contamination can result in accumulation of genetically caused minor morphological uglinesses and morphogenetic aberrations and an increase of their number in the subsequent generations of people. However, the absence of strong press of natural selection in

human population (for the known reasons) would not result in adaptive genetic changes in the direction of radioresistance increase contrary to populations of the model rodent species where this press is enough strong (Ilienko, Krapivko, 1993). Received materials allow the authors to assume reasonably that prolonged radiation in low doses can result in the long-term after-effects expressed as disturbances of processes of individual development not only in the model indicator species but also in people too. These effects are expressed as heritable decrease of general resistance to illnesses, increase of level of total sickness rate and number of innate morphological uglinesses in the impact zones.

Serious confirmation of the made prognosis is a modern condition of children health in the impact areas of the Orenburg region. V.M. Boev with colleagues found the increase of illness rate of newborns: the increase of innate anomalies in 1.6 times, innate pneumonias in 2.3 times, intrauterine hypoxies and asphyxia in delivery in 2.9 times. The innate anomalies make up 22.1 % in structure of the newborn mortality. The authors note enough high level of general mortality of people which is higher than that in rural population of the Orenburg region and Russian Federation as a whole. At the same time the mortality of people from neoplasms increases from 1960 to 1994 in 2.3 times (the rate of growth make up 129.2 %). In the impact areas the level of people mortality is higher than in rural population in the Orenburg region as a whole. Cytogenetic study of people in the impact areas displays the increase of the frequency of exchanges of chromosomal type in persons inhabiting the epicentral zone of TNE in comparison with the control ones. The frequency of unstable chromosomal aberrations (circular chromosomes) in examined children group («grandsons» of eye-witnesses of TNE) is 3 times higher than in the parent generation and in the eye-witnesses with the persons of the same age. Therefore it becomes clear that ecogenetic prognosis of long-term after-effects of the TNE based on study of the model rodent species unfortunately begins to be realized in the human population.

## SINOPSIS

Reconnaissance data about individual absorbed doses of radiation in aborigines-eye-witnesses of the TNE by means of EPR dozimetry method on tooth enamel are received (the maximal individual absorbed dose make up 3 Gy). These facts demand to consider the probability of the occurrence of heritable genetic instability system (according to hypothesis of E.A.Gileva) in offsprings of eye-witnesses of TNE and inhabitants of TRAT zone more seriously and result in a necessity to continue the ecological and genetical study of Totsky problem.

## ЛИТЕРАТУРА

---

- Абатуров Б.Д.** Млекопитающие как компонент экосистем. — М.: Наука, 1984. — 286 с.
- Айвазьян С.В., Драбкин Е.А., Дегтярев А.С.** Изучение отдаленных последствий влияния ядерного излучения на верхние отделы желудочно-кишечного тракта и бронхолегочный аппарат у лиц, принимавших участие в испытаниях ядерного оружия // Медико-экологические аспекты последствий Тощкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.3–5.
- Алферович Л.А., Готлиб В.Я., Конрадов А.А, Конопля Е.Ф., Пелевина И.И.** Воздействие малых доз гамма-излучения на клетки млекопитающих. //Изв. АН СССР, сер. Биол., 1992. — № 1, С.127–130.
- Армаутов Н.В.** Приближенный количественный анализ природных объектов. — Новосибирск: Наука, 1987. — 125 с.
- Астауров Б.Л.** Наследственность и развитие. — М.: Наука, 1974. 359 с.
- Астахова Л.Н., Данилов И.П., Крылова Л.Я., Немец А.И.** Показатели периферической крови детей, проживающих в зонах жесткого контроля. // Здравоохранение Белоруссии, 1991. — №1. — С.8–11.
- Барабой В.А.** Особенности биологического действия ионизирующих излучений в малых дозах. //Врачебное дело, 1991. — №7. С.111–112.
- Барановский П.М., Богомолов П.Л., Карасева Е.В., Демидова Т.Н.** Распространение восточноевропейской и обыкновенной полевки // В кн. Синантропия грызунов. ИЭМЭЖ РАН. — Москва, 1994. — С.77–87.
- Безель В.С.** Популяционная экотоксикология млекопитающих. — М.: Наука, 1987. — 129 с.
- Бендер И.А.** Руководство по радиационной гематологии. М.: Медицина, 1974. — С. 231–239.

## ЛИТЕРАТУРА

- Бетенеков Н.Д., Ипатова Е.Г., Баушева О.П., Любашевский Н.М.** Идентификация бета-излучателей биопроб с территории ВУРСа // Проблемы экологии и охраны окружающей среды. — Екатеринбург, 1996. — С. 193—194
- Боев В.М., Воляник М.Н.** // Антропогенное загрязнение окружающей среды и состояние здоровья населения Восточного Оренбуржья. — Оренбург, 1995. — 127 с.
- Боев В.М., Лебедева И.В., Русанов А.М., и др.** Состояние здоровья населения, проживающего в зоне влияния Тоцкого ядерного взрыва. // Радиоэкологическая безопасность России. Тезисы докладов. Санкт-Петербург (Старый Петергоф), 20—22 июня 1995. — Челябинск, 1995. — С.85.
- Боев В.М., Верещагин Н.Н., Лебедькова С.Е., Русанов А.М., Копылов Ю.Н., Кайков С.Ф.** Проблемы оценки радиационной обстановки и состояния здоровья населения в зоне Тоцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез.докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С. 11—14.
- Боев В.М., Попова Е.В., Смолягин А.И., Тюрин Е.Н., Корнеев А.Г., Лившиц Н.М., Чайникова И.Н.** Характеристика радиоэкологической обстановки в зоне Тоцкого ядерного полигона и иммунный статус школьников, проживающих на близлежащих территориях // Гигиена и санитария, 1998. — N 1. — С. 47—49.
- Большаков В.Н.** Пути приспособления мелких млекопитающих к горным условиям. — М.: Наука, 1972. — 200 с.
- Большаков В.Н., Васильев А.Г.** Пространственная структура и изменчивость популяций рыжей полевки на южной границе ареала // Популяционная изменчивость животных. — Свердловск, 1975. — С.3—31. (Тр. Ин-та экологии раст. и животных УНЦ АН СССР, вып. 96).
- Большаков В.Н., Васильев А.Г., Васильева И.А.** Изучение популяций красной полевки (*Clethrionomys rutilus* Pall.) в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // ЭРАС-5: Экология регионов атомных станций, 1996. — Вып. 5. — С. 204—220.
- Большаков В.Н., Кубанцев Б.С.** Половая структура популяций млекопитающих и ее динамика. М.: Наука, 1984. — 232 с.

- Борисова В.А., Воеводина Т.М., Федорова А.В., Яковлева Н.Г.** Биологические эффекты при длительном поступлении радионуклидов. М.: Энергоатомиздат, 1988. — 235 с.
- Бочвар Л.А., Клещенко Е.Д., Кушнерева К.К., Левочкин Ф.К.** Чувствительность зубной эмали человека  $\beta$ -излучению и нейтронам //Атом. энерг., 1997. — Т. 83. — С.380–383.
- Бочков Н.П.** Генетика человека. — М.: Медицина, 1978. — 381 с.
- Бочков Н.П.** Анализ типов аберрантных клеток — необходимый элемент биологической индикации облучения//Мед.радиология, 1983. — Т.38, № 3. — С.32–35.
- Бочков Н.П., Чеботарев А.Н.** Наследственность человека и мутагены внешней среды. М.: Медицина, 1989. — 270 с.
- Бугримов В.Г., Ханукова Г.Н.** Состояние здоровья у ветеранов из подразделений особого риска спустя 40 лет после их участия в Тоцких войсковых учениях с реальным применением атомного взрыва// Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.15–16.
- Буддаков Л.А.** Радиоактивные вещества и человек. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 160 с.
- Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Жижина Г.П., Конрадов А.А.** Новые аспекты закономерностей низкоинтенсивного облучения в малых дозах //Радиационная биология. Радиозэкология, 1999. — Т.39, №1. — С. 26–34.
- Васильев А.Г.** Определение фенетических дистанций между популяционными группировками рыжей и красной полевки (*Clethrionomys*)// Популяционная экология и морфология млекопитающих. — Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984. — С.3–19.
- Васильев А.Г., Васильева И.А., Большаков В.Н.** Фенетический мониторинг популяций красной полевки (*Clethrionomys rutilus Pall.*) в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология, 1996. — Т.27, № 2. — С.117–124.
- Васильев А.Г., Васильева И.А., Любашевский Н.М., Стариченко В.И.** Экспериментальное изучение устойчивости проявления неметрических пороговых признаков скелета у линейных мышей // Генетика, 1986. — Т.22, № 7. — С.1191–1198.

## ЛИТЕРАТУРА

- Васильева И.А., Васильев А.Г., Любашевский Н.М., Стариченко В.И.** Сравнение устойчивости морфометрических и неметрических характеристик скелета линейных мышей к средовым воздействиям в пренатальном развитии // Генетика, 1988. — Т. 24, № 7. — С. 1209–1214.
- Вольф В.Е., Левкович М.А., Дударев М.В.** Клинико-иммунологическая характеристика детей, проживающих в зоне радиационного заражения, и из семей отцов-участников ликвидаций последствий аварий на ЧАЭС. // Медицинские аспекты влияния малых доз радиации на организм детей и подростков, — Обнинск, М., 1992. — С.100–103.
- Герасимова Т.И., Мизрохи Л.Ю., Георгиев Г.П.** «Транспозиционные взрывы» в генетически дестабилизированных линиях *Drosophila melanogaster* // Докл. АН СССР, 1984. — Т. 274, № 6. — С.1743–1746.
- Гилева Э.А.** Эколого-генетический мониторинг с помощью грызунов (уральский опыт). — Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 1997. — 105 с.
- Гилева Э.А., Большаков В.Н., Косарева А.Т., Габитова А.Т.** Частота хромосомных нарушений у синантропных домовых мышей как показатель генотоксического эффекта загрязнения среды // ДАН СССР, 1992. — Т. 325, № 5. — С. 94–97.
- Гилева Э.А., Косарева Н.Л.** Уменьшение флуктуирующей асимметрии у домовых мышей на территориях, загрязненных химическими и радиоактивными мутагенами // Экология, 1994. — N 3. — С. 94–97.
- Гилева Э.А., Любашевский Н.М., Стариченко В.И., Чибиряк М.В., Романов Г.Н.** Наследуемая хромосомная нестабильность у обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*) из района Кыштымской ядерной аварии — факт или гипотеза? // Генетика, 1996. — Т. 32. — № 1. — С.114–119.
- Глазко Т.Т., Сафонова Н.А., Бунтова Е.Г., Глазко Г.В., Созинов А.А.** Гетерогенность цитогенетической изменчивости в клетках костного мозга лабораторных и диких грызунов в условиях зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Цитология и генетика, 1996. — Т. 30, N 4. — С.25–34.
- Глотов Н.В., Животовский Л.А., Хованов Н.В., Хромов-Борисов Н.Н.** Биометрия. — Л.: Изд-во ЛГУ, 1982. — 264 с.

**Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И.** Частота aberrаций хромосом в клетках костного мозга и аномалий головок сперматозоидов у лабораторных мышей, содержащихся в загрязненных радионуклидами районах // Докл. АНБ, 1994. — Т.38, № 4. — С.84–87.

**Гончарова Р.И., Рябоконт Н.И.** Генетические процессы в популяциях мелких млекопитающих // Животный мир в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Под ред. Л.М. Суцени, М.М. Пикулика, А.Е. Пленина. — Минск: Навука і техника, 1995. — С. 174–183.

**ГОСТ 2874-82** «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством».

**Дубасов Ю.В., Смирнова Е.А., Савоненков Ю.Г. и др.** Радиационно-экологическое состояние территории Оренбургской области // Медико-экологические аспекты последствий Тощкого ядерного взрыва. Тез.докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.26–28.

Европейская рыжая полевка. — М.: Наука, 1981. — 351 с.

**Жербин Е.А., Чухловин Е.Б.** Радиационная гематология — М.: Медицина, 1989. — 176 с.

**Животовский Л.А.** Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам //Фенетика популяций. — М.: Наука, 1982. — с.38–44.

**Животовский Л.А.** Популяционная биометрия. — М.: Наука, 1991. — 271 с.

**Жигальский О.А.** Исследование плотностно-зависимых механизмов регуляции численности красной полевки. Имитационное моделирование // Журн. общ. биол., 1982. — Т.43, N1. — С.121–128.

**Зайнуллин В.Г., Таскаев А.И., Башлыкова Л.А. и др.** Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для природных популяций мышевидных грызунов и дрозофилы. Серия препринтов «Научные доклады», Коми научный центр УрО АН СССР, 1988. — 24 с.

**Закутинский Д.И., Парфенов Ю.Д., Селиванова Л.Н.** Справочник по токсикологии радиоактивных изотопов. — М.: Гос. Изд-во «Мед. Литература», 1962. — 116 с.

## ЛИТЕРАТУРА

- Захаров В.М.** Анализ гомеореза как метод биомониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеоздат, 1985. — Т.7. — С.72–77.
- Захаров В.М.** Стабильность индивидуального развития и популяционная изменчивость животных: Автореф. дисс... докт. биол. наук. — Москва, 1986 — 50 с.
- Захаров В.М.** Асимметрия животных (популяционно-феногенетический подход). — М.: Наука, 1987. — 213 с.
- Захаров В.М., Кларк Д.М.** Биотест. Интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. М.: Московское отд. Международного фонда «Биотест», 1993. — 68 с.
- Земсков А.М.** Перспективные подходы к изучению иммунного статуса человека. // Лаб. Дело., 1986. — № 9. — С.544–547.
- Зима Я., Загороднюк И.В., Гайченко В.А., Жежжерина Т.О.** Полиморфизм и хромосомная изменчивость *Microtus rossiaemeridionalis* // Вестник зоологии. 1991, — № 4. — С.48–53.
- Ильенко А.И.** // Радиоэкология. — М.: Атомиздат, 1971. — С. 279–316.
- Ильенко А.И.** Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. — М.: Наука, 1974. — 168 с.
- Ильенко А.И., Крапивко Т.П.** Экология животных в радиационном биогеоценозе. — М.: Наука, 1989. — 224 с.
- Ильенко А.И., Крапивко Т.П.** Экологические последствия радиоактивного загрязнения для популяций мелких млекопитающих — стронциефоров // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. — (Под ред. акад. В.Е. Соколова, чл.-корр. РАН Д.А. Криволуцкого) — М.: Наука, 1993. — С. 171–180.
- Исаев С.И.** Некоторые вопросы экологии размножения диких грызунов в связи с обитанием в загрязненных Sr 90 биогеоценозах // Экология, 1975. — № 1. — С. 45–51.
- Исаев С.И., Покаржевский А.Д.** Рост и половое созревание лесных мышей при повышенном содержании 90 Sr в биогеоценозе // Экология, 1978. — № 3. — С.64–68.
- Исследование радиационной обстановки территории районов и городов Оренбургской области. — Отчет НПО «Тайфун» (Институт экспериментальной метеорологии, Обнинск), 1993. — 10 с.

- Каграманова К.А., Ермольева Э.В.**, Сравнительная характеристика методов определения активности лизоцима // Антибиотики, 1966. — № 10. — С.317–319.
- Катков А.Е., Трифионов В.А., Русанов А.М., Боев В.М., Тюрин Е.Н., Корнеев А.Г.** Оценка доз облучения населения, проживающего в зоне Топцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Топцкого ядерного взрыва. Тез.докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.82–85.
- Кеирим-Маркус И.Б.** Комментарии редактора перевода // Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 г. Публикация 60 МКРЗ. Ч.2. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — С.161–204.
- Клиорин А.И., Тиунов Л.А.** Функциональная неравнозначность эритроцитов. Л.: Изд. «Наука», Ленингр. Отд., 1974. — 148 с.
- Коггл Дж.** Биологические эффекты радиации. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 184 с.
- Кожара А.В.** Оценка состояния популяций промысловых карповых рыб с помощью показателей стабильности морфогенеза: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Москва, 1987. — 18 с.
- Козинец Г.И., Каюмова Д.Ф., Погорелов В.М.** Клетки периферической крови и экологические факторы внешней среды // Клиническая лабораторная диагностика, 1993. — №1. — С.14–20.
- Комар В.Е.** Современное состояние проблемы биологической индикации лучевых поражений // Радиобиология, 1992. — Т. 32, В.1. — С. 84–97.
- Конюхов Б.В.** Генетика развития позвоночных. — М.: Наука, 1980. — 294 с.
- Корзинкин Г.С.** Использование радиоактивных изотопов в рыбном хозяйстве. — М.: Пищепромиздат, 1962. — 195 с.
- Корнеев А.Г., Журков В.С., Кулещов Н.П., Верещагин Н.Н., Тюрин Е.Н., Боев В.В., Воробьев А.В.** Радиоэкологическая и генетическая оценка отдаленных последствий Топцкого ядерного взрыва. // Гигиена и санитария, 1998. — № 6. — С. 46–50.
- Кост Е.А.** Справочник по клиническим лабораторным методам исследования. — М: Медицина, 1975. — 383 с.

## ЛИТЕРАТУРА

- Кошкина Т.В.** Метод определения возраста рыжих полевок и опыт его применения. — Зоол. журн., 1955. — Т.34, № 3. — С.631–639
- Красовский Г.Н.** Моделирование интоксикаций и обоснование условий экстраполяции экспериментальных данных с животных на человека при решении задач гигиенического нормирования. — Автореф. дисс... докт. мед. наук. — М., 1973. — 28 с.
- Кривоуцкий Д.А.** Радиоэкология сообществ наземных животных. М. Энергоатомиздат, 1983. — 87 с.
- Кривоуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Покаржевский А.Д., Таскаев А.И.** Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. — М.: Наука, 1988. — 240 с.
- Кузякин А.П.** Зоогеография СССР // Уч.зап./ Моск. обл. пед. ин-т. — 1962. — Т.109, Вып.1. — С.3–182.
- Кулешов Н.П., Корнеев А.Г., Тюрин Е.Н., Боев В.М., Журков В.С.** Сравнительный анализ хромосомных aberrаций у населения, проживающего в зоне Тоцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.79–81.
- Куликов Н.В., Чеботина М.Я.** Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. — 129 с.
- Кучерук В.В., Тупикова Н.В., Евсеева В.С., Заклинская В.А.** Опыт практического анализа методики количественного учета грызунов и насекомоядных при помощи ловушко-линий // Организация и методы учета птиц и вредных грызунов. М., 1963. — С.218–227.
- Лебедькова С.Е., Боев В.М., Суменко В.В. и др.** Сравнительная характеристика структуры заболеваемости детей и родителей, проживающих в зоне Тоцкого радиационного следа и контрольной зоне. // Радиоэкологическая безопасность России. Тезисы докладов. Санкт-Петербург (Старый Петергоф), 20–22 июня 1995, — Челябинск, 1995. — С.86.
- Лебедькова С.Е., Суменко В.В., Кацова Г.Б., Челпаченко О.В., Береговая В.С., Лапачева И.Б., Быкова И.С., Смолягина Н.В., Каган Н.Н., Боброва И.Н.** Состояние здоровья детей, проживающих в сельских населенных пунктах в зоне Тоцкого ядерного взрыва // Санитария и гигиена, 1998. — № 6. — С. 50–53.

- Левахин В.И., Родионова Г.Б., Кудашева А.В.** Содержание радиоактивного цезия и тяжелых металлов в кормах, мясе, молоке населенных пунктов Тоцкого района Оренбургской области // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.86–87.
- Ленская Р.В., Румянцев А.Г., Буянкин В.М. и др.** Отклонение показателей крови и костного мозга по данным комплексных цитологических исследований у 28 детей Брянской области через год после аварии на Чернобыльской АЭС. Гематология и трансфузиология, 1991. — №1. — С.25–28.
- Лукьянова Е.М., Коломейцева А.Г., Яковлев А.А. и др.** Оценка состояния здоровья беременных и новорожденных, подвергшихся радиационному воздействию в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Вестн. АМН СССР, 1991. — № 11. — С.20–22.
- Любашевский Н.М.** Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. — М.:Наука, 1980. — 202 с.
- Любашевский Н.М., Ромانيюха А.А.** Комплексное исследование индивидуальных радиационных доз у населения Урала// Основные результаты работ по региональной научно-технической программе «Урал». — Ч.3. — Екатеринбург, 1996. — С. 87–92.
- Майр Э.** Зоологический вид и эволюция. — М.: Мир, 1968. — 597 с
- Материй Л.Д., Маслова К.И., Таскаев А.И.** Мелкие млекопитающие как индикатор радиоактивного загрязнения среды. // I Всес. Радиобиологический съезд. Тез. докл. Москва, 1989. — Т.5. — С. 1204.
- Материй Л.Д., Таскаев А.И.** Морфологические изменения в кроветворной системе и возможные отдаленные последствия для мышевидных грызунов из района аварии на Чернобыльской АЭС //Биоиндикация радиоактивных загрязнений. — М.: Наука, 1999. — С. 260–273.
- Медико-экологические аспекты здоровья населения в связи с радиационными и другими антропогенными факторами окружающей среды Оренбургской области. Комплексная оценка окружающей среды, состояния здоровья населения, проживающего в Красногвардейском и Александровском районах в зоне следа ядерного взрыва. Этап 2. Промежуточный отчет Оренбургской государ-

## ЛИТЕРАТУРА

- ственной медицинской академии и малого научного государственного предприятия «Санэко», 1994. 33 с.
- Молчанова И.В., Караваева В.Н., Михайловская Л.Р.** Радиоактивное загрязнение почвы и растительности // Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тощкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 году (факты, модели, гипотезы). Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург». 1997. С. 45–47.
- Муксинова К.Н.** Особенности повреждения системы кроветворения при длительном действии радиации. // Поражение и восстановление кроветворения при острой лучевой болезни. Тезисы докладов Всесоюзной конф., Москва, 1990. — С.176.
- Науменко Е.В. и др.** Генетико-физиологические механизмы регуляции функции семенников. — Новосибирск: Наука, 1982. — 250 с.
- Никитин Д.П., Новиков Ю.В., Рощин А.В. и др.** Справочник помощника санитарного врача и помощника эпидемиолога. — М.: Медицина, 1990. — 512 с.
- Новиков Ю.В., Сайфутдинов М.М.** Вода и жизнь на земле. — М: Наука, 1981. — 184 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. СП 2.6.1. 758-99 — М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 1999. — 116 с.
- Овчаренко Е.П., Кононенко В.В., Галян С.П., Вернидуб И.В., Топчий И.Г.** Состояние потомства самцов крыс, подвергшихся воздействию малых доз внешнего гамма-облучения // Цитология и генетика, 1996. — Т.30, № 6. — С.43–47.
- Одум Ю.** Экология. — М.: Мир, 1986. — Т.1. — 328 с.
- Окладникова Н.Д., Токарская Э.Б., Мусаткова О.Б.** Цитогенетический эффект длительного воздействия инкорпорированного плутония-239 и внешнего гамма-облучения у профессионалов (клиническое исследование) // Мед. радиология и радиационная безопасность, 1994. — № 5. — С.48–52
- Оленев Г.В.** Эколого-генетические особенности внутрипопуляционных структурно-функциональных группировок грызунов // Экология популяций, 1991. — М.: Наука. — С. 54–68.
- Орадовская И.В., Рузыбакиев Р.М., Прокопенко В.Д. и др.** Клинико-иммунологическая характеристика контингента лиц, ра-

- ботавших в 30-километровой зоне аварии на Чернобыльской АЭС через 4 года после радиационной аварии. // Радиационная биология. Радиозкология, 1994. — Т.34, Вып.4–5. — С.611–619.
- Орлов М.Ю., Сныков В.П., Бочков Л.П.** Загрязнение почвы населенных пунктов России радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1994. — Т.76, вып.3. — С. 209–212.
- Отчет МГП «Гидроэкология», С.-Петербург, 1994.
- Отчет НПО «Тайфун», Обнинск, 1991.
- Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Федорова Э.М., Емельянов В.В., Мясоедов Б.Ф.** Методика определения плутония в почвах // Радиохимия, 1984. — Т. 26, Вып.4. — С.554–567.
- Павлоцкая Ф.И., Казинская И.Е., Горяченкова Т.А., Брекова К.В., Емельянов В.В., Мясоедов Б.Ф.** Содержание плутония в почвах некоторых районов нечерноземной зоны в связи с аварией на Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 1994. — № 1. — С.35–39.
- Павлышин В.И.** Влияние Тоцкого ядерного взрыва на состояние здоровья населения Грачевского района // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.45–46.
- Петров Р.В., Лопухин Ю.М., Чередеев А.Н. и др.** Оценка иммунного статуса человека: Метод. рекомендации. — М.: Минздрав СССР, 1984. — 36с.
- Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Чехович А.В.** Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС у домашних мышей (*Mus musculus*) // Генетика, 1996. — Т.32, № 2. — С.298–303.
- Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Чехович А.В.** Генетический мониторинг популяции домашних мышей из районов, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Цитология и генетика, 1996. — Т.30, № 4. — С.42–48.
- Попова Е.В.** Сравнительная оценка иммунного статуса школьников, проживающих на территориях с различным уровнем антропогенной нагрузки.: Дисс.... канд. мед. наук. — Оренбург, 1996. — 182 с.
- Попова Е.В., Никитина Н.М., Анисимова Т.М., Бовбас Е.И., Ничуговская А.И.** Иммунный статус школьников, проживающих

## ЛИТЕРАТУРА

- на территории зоны влияния Тоцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.49–51.
- Пылаев С.В.** Влияние Тоцкого ядерного взрыва 1954 года на здоровье жителей Сорочинского района // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.52–53.
- Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 г. Публикация 60 МКРЗ. Ч.2. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — 208 с.
- Райцина С.С.** Сперматогенез и структурные основы его регуляции. — М.: Наука, 1985. — 206 с.
- Реймерс Н.Ф.** Природопользование. — М.: Мысль, 1990 — 637 с.
- Романова Л.К., Жорова Е.С.** Радиационные эффекты малых доз облучения на эмбрионы и плоды человека // Онтогенез, 1994. — Т.25, № 3. — С.55–65.
- Романова Л.К., Покровская М.С., Младковская Т.Б., Герасюто Г.И., Сивакова И.С.** // Онтогенез, 1997. — Т.28, № 1. — С.41–48.
- Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ. Женева: ВОЗ, 1989. — 212 с.
- Русанов А.М., Боев В.М., Копылов Ю.Н.** Ликвидация последствий Тоцкого ядерного взрыва. История и проблемы // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.54–57.
- Рябчиков О.П., Шмелева С.П., Чунч Н.А. и др.** Влияние малых доз радиации на гемопоэз в печени эмбриона и плода человека I триместра беременности // Арх. патологии, 1995. — Т.57, № 3. — С. 61–64.
- Современные проблемы сперматогенеза. — М.: Наука, 1982. — 259с.
- Соколов В.Е., Ильенко А.И.** Принципы нормирования антропогенных воздействий на популяции позвоночных // Всесторонний анализ окружающей природной среды. — Л., 1976. — С.76–81.
- Соколов В.Е., Кривоуцкий Д.А., Усачев В.А.** Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. — М.: Наука, 1989. — 148 с.

- Соколов В.Е., Крылова Т.В., Скурат Л.Н.** Эмбриональное развитие грызунов в условиях хронического радиационного воздействия на лесные биогеоценозы // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. — М.: Наука, 1999. — С. 123–128.
- Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В.** Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. — Екатеринбург: УИФ «Наука», 1993. — 166 с.
- Тарахтий Э.А., Кардонина Т.Л.** Количественно-морфологическое исследование системы крови лесной мыши и красной полевки, обитающих на территории ВУРСа // Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. — Т.32, В.4. — С.550–558.
- Тестов Б.В.** Влияние радиоактивного загрязнения на популяции мышевидных грызунов: Автореф. дисс... докт. биол. наук. — Екатеринбург, 1993 — 35 с.
- Тимофеев-Ресовский Н.В., Яблоков А.В., Глотов Н.В.** Очерк учения о опуляции. — М.: Наука, 1973. — 278 с.
- Титаева Н.А., Таскаев А.И.** Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны — Л: Наука, 1983 — 232 с.
- Трифонов В.А., Боев В.М., Аршанский С.М., Богачев С.И., Корнеев А.Г., Тюрин Е.Н.** Характер цезиевого загрязнения почв в зоне Тоцкого ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.77–78.
- Тупикова Н.В., Сидорова Г.А., Коновалова Э.А.** Определитель возраста лесных полевок // Материалы к познанию фауны и флоры СССР. — М.: МОИП, 1970. — вып.45 (60). — С. 160–167.
- Уиттекер Р.** Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. — 327 с.
- Успенский С.П., Колосов С.С.** Сравнительная характеристика поражения опорно-двигательного аппарата у ветеранов подразделений особого риска РФ. // Медико-экологические аспекты последствий Тоцкого ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.70–72.
- Успенский С.П., Пегов А.А.** Характеристика некоторых клинических особенностей состояния здоровья ветеранов, принимавших участие в Тоцких войсковых учениях в 1954 году // Медико-

## ЛИТЕРАТУРА

- экологические аспекты последствий Точского ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.67–69.
- Утенина В.В., Рахманова М.Н., Карпенко И.Л., Боев В.М.** Выявляемость тиреоидной гиперплазии в детской популяции Оренбургской области с учетом экологической обстановки. // Радиоэкологическая безопасность России. Тезисы докладов. Санкт-Петербург (Старый Петергоф), 20–22 июня 1995, — Челябинск, 1995. — С.87.
- Утенина В.В., Рахманова М.Н.** Эндокринные аспекты последствий Точского ядерного взрыва // Медико-экологические аспекты последствий Точского ядерного взрыва. Тез. докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.73–74.
- Федорова М.В., Жиленко М.И., Муратова Р.М. и др.** Патогенетические механизмы влияния малых доз радиации на плод новорожденного // Медицинские аспекты влияния малых доз радиации на организм детей и подростков. — М.; Обнинск: Медгиз и др., 1992. — С.112–116.
- Формозов А.Н.** Программа и методика работ наблюдательных пунктов по учету мышевидных грызунов в целях прогнозирования их численности // Уч.зап. МГУ, 1937. — Т.2. — С.78–119.
- Хмара И.М., Астахова Л.Н., Леонова Л.Л. и др.** Показатели иммунитета у детей с аутоиммунным тиреоидитом, проживающих на территориях, подверженных радиоактивному загрязнению // Иммунология, 1993. — № 2. — С.56–58.
- Цыб А.Ф., Бальбулян М.А., Шевченко В.М.** Заболеваемость злокачественными заболеваниями населения в районе экологической катастрофы // Мед. радиология и радиационная безопасность, 1992. — Т.37, №1. — С.54–55.
- Цыб А.Ф., Хант С.Е., Матвеев В.Г. и др.** Динамическое исследование показателей крови населения загрязненных радионуклидами территориях Калужской области и ликвидаторов 1986–1993 г. // Медицинская радиология и радиационная безопасность, 1996. — Т.41, №4. — С. 3–7.
- Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В.** Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. — Свердловск: УрО АН СССР, 1992. — 79 с.

- Чиркова Г.В.** О методах концентрирования при измерении трития в природных водах. Тр. Ин-та эксперимента-льной метеорологии. — М., 1974. — Вып.3 (42). С. 105.
- Шварц С.С.** Возрастная структура популяций животных и проблемы микроэволюции (теоретический анализ проблемы). — Зоол. журн., 1965. — Т.44, № 10. — С.1443–1453.
- Шварц С.С.** Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980. — 276 с.
- Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н.** Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. — Свердловск, 1968. — 387 с.
- Швыдко Н.С., Иванова Н.П., Салазкина Н.В., Ершов Э.Б., Яковлев В.А.** Значимость «почвенной фракции» Р<sub>и</sub> в формировании доз облучения населения Брянской области // Радиационная биология. Радиоэкология, 1955. — Т.35, Вып.1. — С.96–102.
- Шевченко В.А., Померанцева М.Д.** Генетические последствия действия ионизирующих излучений. — М.: Наука, 1985. — 279 с.
- Шеффе Г.** Дисперсионный анализ. — М.: Наука, 1980. — 512 с.
- Шилов И.А.** Эколого-физиологические основы популяционных отношений у животных. — М.: Изд-во МГУ, 1977. — 262 с.
- Шубик В.М., Драбкин Б.А., Пегов А.А.** Иммуитет при радиационных катастрофах и ядерных испытаниях // Медико-экологические аспекты последствий Тощкого ядерного взрыва. Тез.докл. 1-ой научно-практической конференции. — Оренбург: Изд. Центр ОГАУ, 1996. — С.75–76.
- Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тощкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 году (факты, модели, гипотезы). — Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1997. — 192 с.
- Яблоков А.В.** Популяционная биология: Учеб.пособие для биол. спец.вузов. — М.: Высш. шк., 1987. — 303 с.
- Яблоков А.В., Ларина Н.И.** Введение в фенетику популяций. Новый подход к изучению природных популяций. — М.: Высшая школа, 1985. — 158 с.
- Ярмоненко С.П., Филюшкин И.В.** Чернобыль. Трагедия народа, амбиции ученых, спекуляции политиков // Мед. радиология, 1992. — Т.37, № 1. — С.13–20.

## ЛИТЕРАТУРА

- Andersen T., Wiig O.** Epigenetic variation in a fluctuating population of lemming (*Lemmus lemmus*) in Norway // *J. Zool., Lond.* — 1982. — V.197. — P.391–404.
- Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M. et al.** Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // *Environ. Radiolactivity*, 1992. — V.15. — P.69–80.
- Badyaev A.V., Foresman K.R., Fernandes M.V.** Stress and developmental stability: vegetation removal causes increased fluctuating asymmetry in shrews // *Ecology*, 2000. — V.81, N 2. — P.336–345.
- Bardwell L.** The mutagenic and carcinogenic effects of gene transfer // *Mutagenesis*, 1989. Vol.4, N 4. — P.245–253.
- Berry R.J.** Epigenetic polymorphism in wild population of *Mus musculus* // *Genetics, Cambr.*, 1963. — V.4. — P.195–220.
- Brogger A.** The chromatid gap — a useful parameter in genotoxicology // *Cytogenet. Cell Genet.*, 1982. — Vol. 33, N1–2. — P.14–19.
- Brusick D.** Principles of genetic toxicology. 2<sup>nd</sup> ed. New York-London: Plenum Press, 1987. — 284 p.
- Burlacova E.B. et al.** Radiation of low intensity. Radiobiological aspects // *Radiobiological conference of nuclear accidents. Moskow, Absr.*, 1994. — P.35.
- Callens F.J., Verbeeck R.M.H., Matthys P.F.A., Martens L.C., Boesman E.R.** The contribution of  $\text{CO}_3^{3-}$  and  $\text{CO}_2^-$  to the ESR spectrum near  $g=2$  of powdered human tooth enamel // *Calcif. Tissue Int.* 1987. — V.41. — P. 124–129.
- Chatti N., Said K., Catalan J. Et al.** Developmental instability in wild chromosomal hybrids of the house mouse // *Evolution*, 1999. — V.53, N 4. — P.1268–1279.
- Clarke G.M.** Fluctuating asymmetry: a technique for measuring developmental stress of genetic and environmental origin // *Acta Zool. Fennica*, 1992. — V. 191. — P. 31–35.
- Deol M.S., Truslove G.M.** Genetical studies on the skeleton of the mouse. XX. Maternal physiology and variation in the skeleton of C57Bl mice // *J. Genet.* — 1957. — V.55. — P.288–312.
- Desrosiers M.F.** EPR bone dosimetry: a new approach to spectral deconvolution problems // *Appl. Radiat. Isot.*, 1993. — V.44. — P.81–83.

- Dunaway P.B., Kaye S.V.** Effects of ionizing radiation on mammal populations on the White Dak Lake Bed. // Radioecology, Reinhold Publ. Corp., Washington, Amer. Inst. Biol. Sci., 1963. — P.333–338.
- Egersdorfer S., Wieser A., Muller A.** Tooth enamel as a detector material for retrospective EPR dosimetry // Appl. Radiat. Isot., 1996. — V.47. — P. 1299–1304.
- Falconer D.S.** Introduction to quantitative genetics. — Edinburg and Lond., 1960. — 365 p.
- Fredga K., Gropp A., Winking H., Frank F.** A hypothesis explaining the exceptional sex ratio in the wood lemming (*Myopus schisticolor*) // Hereditas, 1977. — V.85. — P.101–104.
- Gileva E.A., Chebotar N.A.** Fertile XO males and females in the varying lemming, *Dicrostonyx torquatus* Pall.(1779) // Hereditas, 1979. — V.42. — P.67–77.
- Goodhead D.T.** Spatial and temporal distribution of energy // Health Physics, 1988. — V. 55, N 2. — P.231–240.
- Grun R., Katzenberger-Apel O.** An alpha irradiator for ESR dating // Ancient TL, 1994. — V.12. — P. 35–38.
- Grüneberg H.** // Nature, 1964. — V.204, N 4955. — P. 222–224.
- Hartman S.E.** Geographic variation analysis of *Dipodomys ordii* using nonmetric cranial traits // J. Mammal, 1980. — V.61, N 3. — P.436–448.
- Haskell E.H., Hayes R.B., Kenner G.H.** Preparation-induced Errors in EPR Dosimetry of Enamel: Pre- and Post-crushing Sensitivity // Appl. Radiat. Isot., 1996. — V.47. — P. 1305–1310.
- Herrmann Th., Rupperech E., Voigmann Z., Kuchheuser W.** Kinder prakonseptionell bestrahlter Elterneine Longitudinalstudie (Ergebnisse, 1986) // Strahlenther und Oncol., 1988. — Bd.164, N 11. — S.629–637.
- Howe W.L., Parsons P.A.** Genotype and environment in the determination of minor skeletal variants and body weight in mice // J. Embriol. exp. Morph., 1967. — V.17, N 2. — P.283–292.
- Ikeya M., Miyajima J., Okajima S.** ESR Dosimetry for Atomic Bomb Survivors Using Shell Buttons and Tooth Enamel // Jap. J. Appl. Phys., 1984. — V.23. — L697–L699.

- Ignatiev E.A., Romanyukha A.A., Koshta A.A., Wieser A.** Selective saturation method for EPR dosimetry with tooth enamel // *Appl. Radiat. Isot.*, 1996. — V.47. — P.333–337.
- Ishii H., Ikeya M.** ESR Dosimetry of teeth of Resident Close to Chernobyl Reactor Accident. // *Journal of Nuclear Science and Technology*, 1990. — V.27 (12). — P. 1153–1155.
- Ishii H., Ikeya M., Okano M.** ESR dosimetry of teeth of residents close to Chernobyl reactor accident // *J. Nucl. Sci. Technol*, 1990. — V.27. — P. 1153–1155.
- Ivannikov A.I., Skvortzov V.G., Stepanenko V.F., Tikunov D.D., Fedosov I.M., Romanyukha A.A., Wieser A.** Wide Scale EPR Retrospective Dosimetry. Results and Problems // *Radiation Protection and Dosimetry*, 1997. — V.71. — P.175–180.
- Jablonka E., Lamb M.J.** The inheritance of acquired epigenetic variations // *J. Theor. Biol.*, 1989. — V. 139, N 1. — P. 69–83.
- Johnson M.N.** An immunological barrier in the guinea pig testis // *J. Pathol.*, 1970. — V.101. — P.129–139.
- Kelly G., Kerkof P.R., Brooks A.L., Haley P.J.** Oncogene activation in radiation induced lung tumours. In: *Low Dose Radiation. Biol. Bases of Risk Assessment*. London-New York, 1989. P.209–295.
- Labarthe J. C., Bonel G., Montel G.** Sur la structure et les proprietes des apatites carbonatees de type B phospho-calcitiques // *Ann. Chim.*, 1973. — V.8. — P. 289–301.
- Lagesen K., Folstad I.** Antler asymmetry and immunity in reindeer // *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 1998. — V.44, N 2. — P.135–142.
- Li Y., Dunipace A.J.,Stookey G.** Genotoxic effects of fluoride: a controversial issue// *Mutation Research*,1988. — Vol.95, N 2. — P.127–136.
- Limatibul S., Shore A., Dosch H.M., Gelfand W.** Theophyllin modulation of Erossette formationand inducator of T-cell maturation. // *Clin. and Exp. Immunol.*, — 1978. — Vol.33, N 3. — P.503–510.
- Manchini G.,Vaerman J.P., Carbonera A.O., Heremans J.F.** A single radialdiffusion method for the immunological quan-tilation of protein // *Procides of the biological fluids* // Ed. N. Peeters. Amsterdam; L.; N.Y. Elsevier, 1964. — P.370–379.

- Markowski J.** Fluctuating asymmetry as an indicator for differentiation among roe deer *Capreolus capreollus* populations // *Acta Theriol.*, 1993. — V.38, Suppl.2. — P.19–31.
- Markow T.A., Ricker J.** Developmental stability in hybrids between the sibling species pair *Drosophila melanogaster* and *Drosophila simulans* // *Genetica*. — 1991. — V.84. — P.115–121.
- Markow T.A., Ricker J.P.** Male size, developmental stability and mating success in natural populations of three *Drosophila* species // *Heredity*. — 1992. — V.69. — P.122–127.
- McBee K., Bickham J.W.** Mammals as bioindicators of environmental toxicity // *Current Mammalogy*. Vol.2. New York, London, 1990. — P.37–88.
- Nakamura N., Mijazava C., Sawada S., Akiyama M., Awa A.A.** A close correlation between electron spin resonance (ESR) dosimetry from tooth enamel and cytogenetic dosimetry from lymphocytes of Hiroshima Atomic-bomb survivors // *Int. J. Radiat. Biol.*, 1998. — V.73. — P.619–627.
- Neumeister K., Wasser S.** Findings in children after radiation exposure in utero from X-ray examination of mothers: results from children studies after one to ten years // *Effects of prenatal irradiation with special emphasis on late effects*. Report EUR — 8067, 1984. — P.229–242.
- Novak J.M., Rhodes O.E., Jr, Smith M.N., Chesser R.K.** Morphological asymmetry in mammals: genetics and homeostasis reconsidered // *Acta Theriol.*, 1993. — V.38, Suppl.2. — P7–18.
- Oduwole A.D., Sales K.D., Dennison K.J.** Some ESR observations on bone, tooth enamel and eggshell // *Appl. Radiat. Isot.*, 1993. — V.44. — P.261–266.
- Owen R.D., McBee K.** Analysis of asymmetry and morphometric variation in natural populations of chromosome-damaged mice // *Tex. J. Sci.*, 1990. — V. 42, N 4. — P. 319–332.
- Palmer A.R.** Fluctuating asymmetry analyses: a primer // *Developmental instability: its origins and evolutionary implications*. Markow T.A. (Ed). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1994. — P. 335–364.
- Palmer A.R., Strobeck C.** Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns // *Ann.Rev.Ecol.Syst.*, 1986. — V.17. — P.391–421.

## ЛИТЕРАТУРА

- Palmer A.R., Strobeck C.** Fluctuating asymmetry and developmental stability: heritability of observable variation vs. heritability of inferred cause // *J. Evol. Biol.*, 1997. — V. 10, N 1. — P.39–49.
- Parker L.T., Leamy L.** Fluctuating asymmetry of morphometric characters in house mice: the effect of age, sex and phenotypical extremeness in a randombred population // *J. Hered.*, 1991. — V. 82, N 2. — P. 145–150.
- Parsons P.A.** Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress // *Biol. Rev.*, 1990. — V.65. — P.131–145.
- Parsons P.A.** Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress // *Heredity*, 1992. — V.68, N 4. — P.361–364.
- Pelabon C., van Breukelen I.** Asymmetry in antler size in roe deer (*Capreolus capreolus*): an index of individual and population conditions // *Oecologia*. 1998. V.116. N 1–2. P.1–8.
- Rohlf F.J.** NTSYS-pc; numerical taxonomy and system of multivariate statistical analysis programs (Version.1.40/440). Appl. Biostat.Inc., Dep.of Ecology and Evolution State Univ. of New York. New York: Exeter Publishing LTD, 1988. — 34 p.
- Romanyukha A.A., Degteva M.O., Kozheurov V.P., Wieser A., Ignatiev E.A., Vorobiova M.I. and Jacob P.** Pilot Study of the Population of the Ural Region with EPR Tooth Dosimetry // *Radiat. Environ. Biophys.*, 1996 b. — V.35. — P. 395–310.
- Romanyukha A.A., Regulla D., Vasilenko E. and Wieser A.** South Ural nuclear workers: Comparison of individual doses from retrospective EPR dosimetry and operational personal monitoring // *Appl. Radiat. Isot.*, 1994. — V.45. — P. 1195–1199.
- Romanyukha A.A., Ignatiev E.A., Degteva M.O., Kozheurov V.P., Wieser A. and Jacob P.** Radiation doses from Ural region // *Nature*, 1996 a. — N 381. — P.199–200.
- Romanyukha A.A., Ignatiev E.A., Ivanov D.V., Vasil'ev A.G.** The distance effect on the individual exposures evaluated from the soviet nuclear bomb test at Totskoye test site in 1954 // *Radiation Protection Dosimetry*, 1999. — V.86, N 1. — P.53–59.
- Romanyukha A.A., Regulla D.** Aspects of Retrospective dosimetry // *Appl. Radiat. Isot.*, 1996. — V.47. — P. 1293–1297.

- Romanyukha A.A., Regulla D., Vasilenko E.K., Wieser A., Drozhko E.G., Lyzlov A.F., Koshurnikova N. A., Shilnikova N. S., Panfilov A. P.** Verification of Occupational Doses at the First Nuclear Plant in the Former Soviet Union // *Appl. Radiat. Isot.*, 1996 c . — V.47. — P. 1277–1280.
- Romanyukha A.A., Wieser A., Regulla D.** EPR dosimetry with different biological and synthetic carbonated materials // *Radiation Protection Dosimetry*, 1996 d . — V.65. — P. 389–392.
- Sankaranarayanan K.** Re-evaluation of genetic radiation risks // *Proceedings of Tenth International Congress of Radiation Research Wurzburg, Germany*, 1995. — P. 1139–1142.
- Schwarcz H.P.** ESR study of tooth enamel // *Nucl. Tracks*, 1985. — V.10. — P. 865–867.
- Shimano T., Iwasaki M., Miyazawa C., Miki T., Kai A. , Ikeya M.** Human tooth dosimetry for gamma-rays and dental x-rays using ESR // *Appl. Radiat. Isot.* 1989. — V.40. — P.1035–1038.
- Shore A., Dosch H.M., Gelfand E.M.** Introduction and separation of antigen- dependent T- helper and T- supressor cell in man // *Nature*. — 1978. — V.274. — P.586.
- Siegel M.I., Doyle W.J., Kelly C.** Heat stress, fluctuating asymmetry and prenatal selection in the laboratory rat // *Amer. J. Phys. Anthropol.*, 1977. — V. 46, N 1. — P. 121–126.
- Sikorski M.D.** Non-metrical divergence of isolated populations of *Apo-demus agrarius* in urban areas. — *Acta theriol.*,1982. — V.27, N.13. — P.169–180.
- Sikorski M.D., Bernshtein A.D.** Geographical and intrapopulation divergence in *Clethrionomys glareolus* // *Acta theriol.*, 1984. — V.29, N 17.— P.219–230.
- Sjøvold T.** The occurence of minor non-metrical variants in the skeleton and their quantitative treatment for population comparisons // *Homo*, 1973. — V.24. — P.204–233.
- Skvortzov V.G., Ivannikov A.I., Eichhoff U.** Assessment of individual accumulated irradiation doses using EPR spectroscopy of tooth enamel // *J. Molec. Struct.*, 1995. — V.347. — P. 321–329.
- Sokal R.R., Rohlf F.J.** *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* — New York: Freeman and Co., 1981. — 850 p.

## ЛИТЕРАТУРА

- Soule' M.** Heterozygosity and developmental stability: another look // Evolution. — 1979. — V.33, N 1. — P.396–401.
- Stuglik Z., Sadlo J.** A response of L-6 alanine and standard bone powder on 3.4 MeV/amu <sup>59</sup>Co ions beams // Appl. Radiat. Isot., 1996. — V. 47. — P. 1219–1222.
- Suchentrunk F.** Variability of minor tooth traits and allozymic diversity in brown hare *Lepus europaeus* populations // Acta Theriol., 1993. — V. 38, Suppl. 2. — P. 59–69.
- Takizawa Y.** Fallout radionuclides in japanese tissues.//Radiation protection dosimetry, 1995. — V.62. — № 1/2. — P. 59–62.
- UNSCEAR.** Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations Scientific Committie on the Effects of Atomic Radiation, 1982. Report to General Assambly, with annexes. — United Nations, New York.
- Van Valen L.** A study of fluctuating asymmetry // Evolution. — 1962. — V.16. — P.125–141.
- Vasilyev A., Vasilyeva I.** Non-metric variation in red vole populations within the East-Ural Radioactive Track (EURT) zone // Acta Theriologica, 1995. — Suppl.3. — p.55–64.
- Vugman N.V., Rossi A.M., Rigby S.E.J.** EPR Dating CO<sub>2</sub>- Sites in Tooth Enamel Apatites by ENDOR and Triple Resonance // Appl. Radiat. Isot., 1995 — V.46. — P. 313–315.
- Watson G.E., Lorimore S.A., Wright E.G.** Long-term in vivo transmission of 7a 0-particle-induced chromosomal instability in murine haemopoietic cells // Int. J. Radiat. Biol., 1995. — V. 68, N 3. — P. 245–255.
- Wieser A., Romanyukha A.A., Petzoldt G., Kozheurov V.P., Degteva M.O.** Tooth enamel as a natural beta dosimeter for bone seeking // Radiation Protection and Dosimetry, 1996. — V.65. — P. 413–416.
- Woodruff R.C., Thompson J.N.** Genetic factors that affect rates of spontaneous mutations and chromosome aberrations in *Drosophila melanogaster*// Cytogenetics and Cell Genetics, 1982. — V.33, N 1/2. — P.151–159.
- Zakharov V.M.** Population phenogenetics: Analysis of developmental stability in natural populations // Acta Zool. Fennica. 1992. V. 191. P. 7–30.

## КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ

---

- Васильев** Алексей Геннадьевич — д.б.н., зав. лаб. экологических основ изменчивости и биоразнообразия животных Института экологии растений и животных (ИЭРиЖ) УрО РАН, г. Екатеринбург
- Боев** Виктор Михайлович — д.м.н., проф., академик РАМН, зав. каф. общей и коммунальной гигиены с экологией человека Оренбургской государственной медицинской академии (ОГМА), г. Оренбург
- Гилева** Эмилия Абрамовна — д.б.н., в.н.с. лаб. экологических основ изменчивости и биоразнообразия животных ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Безель** Виктор Сергеевич — д.б.н., проф., зав.лаб. экотоксикологии ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Васильева** Ирина Антоновна — к.б.н., с.н.с. лаб. экологических основ изменчивости и биоразнообразия животных ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Воробьев** Андрей Павлович — каф. общей и коммунальной гигиены с экологией человека, ОГМА, г. Оренбург
- Гусева** Валентина Павловна — н.с. отдела континентальной радиоэкологии (ОКР) ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Жигальский** Олег Антонович — д.б.н., проф., академик РЭА, зав. лаб. ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Журков** Вячеслав Серафимович — д.м.н., проф., зав. лаб. отдаленных эффектов НИИ гигиены окружающей среды и экологии человека им. А.Н. Сысина, г. Оренбург
- Иванов** Денис Владимирович — аспирант Института физики металлов (ИФМ) УрО РАН, г. Екатеринбург
- Игнатьев** Евгений Анатольевич — к.ф.-м.н., н.с. Института физики металлов (ИФМ) УрО РАН, г. Екатеринбург
- Караваева** Елена Николаевна — к.б.н., с.н.с. лаб. радиоэкологии и химизации почв ИЭРиЖ УрО РАН, г. Заречный Свердловской области
- Кацова** Галина Борисовна — к.м.н., доцент каф. педиатрии ФУВ ОГМА, г. Оренбург

КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ

- Корнеев** Алексей Геннадьевич — к.м.н., каф. общей и коммунальной гигиены с экологией человека, ОГМА, г. Оренбург
- Лебедькова** Светлана Евгеньевна — д.м.н., проф., зав. каф. педиатрии ФУВ ОГМА, г. Оренбург
- Лукьянов** Олег Анатольевич — д.б.н., в.н.с. ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Любашевский** Наум Моисеевич — д.б.н., проф., зав.лаб. экспериментальной экологии ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Мамина** Вера Павловна — к.б.н., с.н.с. ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Михайловская** Людмила Николаевна — к.б.н., н.с. радиоэкологии и химизации почв ИЭРиЖ УрО РАН, г. Заречный Свердловской области
- Молчанова** Инна Владимировна — д.б.н., зав.лаб. радиоэкологии и химизации почв ИЭРиЖ УрО РАН, г. Заречный Свердловской области
- Мухачева** Светлана Валерьевна — к.б.н., с.н.с. лаб. экотоксикологии ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Нифонтова** Майя Гедальевна — к.б.н., с.н.с. ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Нохрин** Денис Юрьевич — к.б.н., лаб. экологических основ изменчивости и биоразнообразия животных ИЭРиЖ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Осадчая** Нина Дмитриевна — д.м.н., проф. каф. общей химии ОГМА, г. Оренбург
- Попова** Елизавета Васильевна — к.м.н., с.н.с. проблемной лаборатории ОГМА, г. Оренбург
- Романюха** Александр Алексеевич — к.ф.-м.н., зав.лаб. ИФМ УрО РАН, г. Екатеринбург
- Русанов** Александр Михайлович — д.б.н., г. Оренбург
- Скачков** Михаил Васильевич — д.м.н., зав. каф. эпидемиологии и тропических болезней ОГМА, г. Оренбург
- Смолягин** Александр Иванович — д.м.н., проф., зав. проблемной лаборатории ОГМА, г. Оренбург
- Суменко** Владимир Валерьевич — каф. педиатрии ФУВ ОГМА, г. Оренбург

- Тарахтий** Эмма Афанасьевна — к.б.н., с.н.с. ИЭРиЖ УрО РАН,  
г. Екатеринбург
- Трапезников** Александр Викторович — к.б.н., зав. Отделом кон-  
тинентальной радиоэкологии (ОКР) и Биофизической станции  
(БФС) ИЭРиЖ УрО РАН, г. Заречный Свердловской области
- Трапезникова** Вера Николаевна — к.б.н., н.с. ОКР ИЭРиЖ УрО  
РАН, г. Заречный Свердловской области
- Тюрин** Евгений Николаевич — ассистент каф. эпидемиологии и  
тропических болезней ОГМА, г. Оренбург
- Утенина** Валентина Васильевна — д.м.н., доцент каф. поликлиничес-  
кой педиатрии ОГМА, г. Оренбург
- Чеботина** Маргарита Яковлевна — д.т.н., с.н.с. ОКР ИЭРиЖ УрО  
РАН, г. Екатеринбург
- Чепраков** Михаил Иванович — к.б.н., н.с. лаб. экологических основ  
изменчивости и биоразнообразия животных ИЭРиЖ УрО РАН,  
г. Екатеринбург
- Юшков** Петр Иванович — к.б.н., с.н.с. ОКР ИЭРиЖ УрО РАН,  
г. Екатеринбург

## СОДЕРЖАНИЕ

---

<b>ОТ РЕДАКТОРА (А.Г.Васильев)</b> .....	3
<b>ВВЕДЕНИЕ В ПРОБЛЕМУ</b>	
(В.М.Боев, А.Г.Васильев, А.М.Русанов) .....	7
Краткая история испытаний ядерного оружия на Тоцком полигоне .....	7
Предварительный анализ экологической обстановки в зоне ТРАС (В.М.Боев, А.Г.Васильев, Е.Н.Тюрин, А.П.Воробьев, Н.Д.Осадчая) .....	22
Проблемы эколого-генетического анализа отдаленных последствий взрыва. (В.М.Боев, А.Г.Васильев, А.Г.Корнеев, Е.Н.Тюрин, А.П.Воробьев) .....	32
<b>ВЫБОР МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ, МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И МАТЕРИАЛЫ (А.Г. Васильев, В.С. Безель, Э.А. Гилева, Н.М. Любашевский, В.П. Мамина, И.В. Молчанова, С.В. Мухачева, М.Г. Нифонтова, Э.А.Тарахтий, А.В. Трапезников)</b> .....	36
<b>ГЛАВА 1. РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ</b>	
(И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская) .....	60
Радиоэкологическое обследование почвенно- растительного покрова .....	61
Определение содержания плутония в пробах почв, отобранных на территории ТРАС .....	69
<b>ГЛАВА 2. РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ</b>	
(А.В. Трапезников, П.И. Юшков, М.Я. Чеботина, В.Н. Трапезникова, В.П. Гусева) .....	75
Содержание радионуклидов в воде рек и прудов .....	75
Содержание $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в донных отложениях рек и прудов .....	77
Содержание $^{90}\text{Sr}$ и $^{137}\text{Cs}$ в водных растениях .....	79

Химическое загрязнение водных экосистем (А.В. Трапезников, П.И. Юшков, М.Я. Чеботина, В.П. Гусева) .....	81
<b>ГЛАВА 3. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЕПРОДУКТИВНОЙ СИСТЕМЫ И СИСТЕМЫ КРОВИ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В ИМПАКТНОЙ ЗОНЕ</b> (О.А. Жигальский, В.П. Мамина, Э.А. Тарахтий) .....	84
Анализ сперматогенеза .....	89
Анализ системы крови .....	95
Оценка состояния репродуктивной системы и системы крови в популяциях модельных видов грызунов .....	102
<b>ГЛАВА 4. АНАЛИЗ ХРОМОСОМНЫХ НАРУШЕНИЙ У ИНДИКАТОРНЫХ ВИДОВ ГРЫЗУНОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА</b> (Э.А. Гилева, М.И. Чепраков, Д.Ю. Нохрин) .....	106
Анализ частот хромосомных нарушений .....	109
О природе мутагенных факторов в районе Тоцкого полигона .....	117
<b>ГЛАВА 5. ФЕНОГЕНЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ОТДАЛЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА</b> (А.Г. Васильев, И.А. Васильева) .....	123
Популяционно-экологическая характеристика мелких млекопитающих в ключевых участках исследования (А.Г. Васильев, О.А. Лукьянов, С.В. Мухачева) .....	128
Концентрация смеси бета-активных веществ в организме грызунов из ключевых участков Оренбургской области (А.Г. Васильев, Н.М. Любашевский, С.В. Мухачева, М.Г. Нифонтова) .....	134
Накопление тяжелых металлов в скелете, почках и печени мелких млекопитающих (В.С. Безель, С.В. Мухачева, А.Г. Васильев) .....	139
Анализ морфологических и феногенетических нарушений индивидуального развития	

в популяциях индикаторного модельного вида в импактных районах .....	142
Крупные аберрации и уродства в строении черепа .....	142
Фенетический анализ мелких аберраций неметрических пороговых признаков черепа .....	149
Оценка фенетического разнообразия популяций .....	154
Анализ флуктуирующей асимметрии как меры дестабилизации процессов индивидуального развития (А.Г. Васильев, И.А. Васильева, Э.А. Гилева) .....	156
Флуктуирующая асимметрия краниометрических признаков у восточноевропейской полевки из зоны ТРАС (Э.А. Гилева, Д.Ю. Нохрин) .....	161
<b>ГЛАВА 6. РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ЭПР ДОЗИМЕТРИЯ НА ЗУБНОЙ ЭМАЛИ: ПЕРВЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ПРИМЕНЕНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК У ОЧЕВИДЦЕВ ИСПЫТАНИЙ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ НА ТОЦКОМ ПОЛИГОНЕ (А.А. Романюха, Е.А. Игнатъев, Д.В. Иванов) .....</b>	<b>173</b>
Физические основы метода .....	175
Описание процедуры реконструкции индивидуальных доз методом ЭПР .....	177
Реконструкция индивидуальных поглощенных доз у очевидцев испытания ядерного оружия на Тоцком полигоне методом ЭПР дозиметрии на зубной эмали .....	184
Бета-радиометрия фрагментов зубов очевидцев Тоцкого ядерного взрыва (Н.М. Любашевский) .....	191
<b>ГЛАВА 7. МЕДИКО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В РАЙОНАХ ОРЕНБУРГСКОЙ ОБЛАСТИ, ЗАТРОНУТЫХ ТОЦКИМ ЯДЕРНЫМ ВЗРЫВОМ (В.М. Боев) .....</b>	<b>197</b>
ИЗУЧЕНИЕ ЗДОРОВЬЯ ВЕТЕРАНОВ ТОЦКИХ ВОЙСКОВЫХ УЧЕНИЙ 1954 Г .....	199

<b>СОСТОЯНИЕ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА</b> .....	203
<b>ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫМИ НОВООБРАЗОВАНИЯМИ ( М.В. Скачков )</b> .....	204
<b>Состояние здоровья детей из аборигенных семей, проживающих в районе Тоцкого ядерного взрыва (С.Е.Лебедькова, А.И.Смолягин, В.М.Боев, В.В. Суменко, Г.Б. Кацова)</b> .....	208
<b>Иммунологические параметры у школьников, проживающих на территории Тоцкого радиоактивного следа (Е.В.Попова, А.И.Смолягин, И.В.Михайлова, В.М.Боев, Е.Н.Тюрин)</b> .....	210
<b>Цитогенетический анализ хромосомных аббераций у населения эпицентральной зоны (В.М.Боев, А.Г.Корнеев, В.С.Журков)</b> .....	219
<b>Эндокринные нарушения</b> .....	223
<b>Заболевания крупного рогатого скота лейкозом и содержание <sup>137</sup>Cs и тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции</b> .....	224
<b>ГЛАВА 8. ИТОГИ ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ОТДАЛЕННЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ ТОЦКОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА</b> (А.Г.Васильев) .....	227
<b>SYNOPSIS (A.G. Vasil'ev)</b> .....	250
<b>ЛИТЕРАТУРА</b> .....	255
<b>КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ.</b> .....	277

## CONTENTS

---

<b>EDITORIAL PREFACE (A.G.Vasil'ev)</b> .....	3
<b>INTRODUCTION TO THE PROBLEM</b>	
(V.M.Boev, A.G.Vasil'ev, A.M.Rusanov) .....	7
<b>THE BRIEF HISTORY OF NUCLEAR WEAPONS TESTING</b>	
<b>AT THE TOTSKY MILITARY RANGE</b> .....	7
<b>PRIOR ANALYSIS OF THE ECOLOGICAL SITUATION</b>	
<b>IN THE TOTSKY RADIOACTIVE TRACE (TRAT) ZONE</b>	
(V.M. Boev, A.G.Vasil'ev, E.N.Tyurin, A.P. Vorob'ev, N.D. Osadchaya) .....	22
<b>PROBLEMS OF ECOGENETIC ANALYSIS OF THE LONG-</b>	
<b>TERM AFTER-EFFECTS OF THE A-EXPLOSION</b>	
(V.M. Boev, A.G.Vasil'ev, A.G. Korneev, E.N.Tyurin, A.P.Vorob'ev) .....	32
<b>CHOICE OF THE MODEL OBJECTS,</b>	
<b>METHODS OF STUDY, AND MATERIALS</b>	
(A.G. Vasil'ev, V.S.Bezel, E.A.Gileva, N.M. Lyubashevsky, V.P. Mamina, I.V. Molchanova, S.V. Mukhacheva, M.G. Nifontova, E.A.Tarakhtii, A.V. Trapeznikov) .....	36
<b>CHAPTER 1. RADIOACTIVE CONTAMINATION</b>	
<b>OF SOIL AND VEGETATION (I.V. Molchanova,</b>	
<b>E.N. Karavaeva, L.N. Mikhajlovskaya)</b> .....	60
<b>RADIOECOLOGICAL EXAMINATION OF THE SOIL-</b>	
<b>VEGETATIVE COVER</b> .....	61
<b>DETECTING OF CONTENTS OF PU IN SOIL SAMPLES</b>	
<b>SELECTED ON TRAT TERRITORY</b> .....	69
<b>CHAPTER 2. RADIOECOLOGICAL STUDY</b>	
<b>OF AQUATIC ECOSYSTEMS (A.V. Trapeznikov,</b>	
<b>P.I. Yushkov, M.Ya. Chebotina, V.N. Trapeznikova,</b>	
<b>V.P.Guseva)</b> .....	75
<b>CONTENTS OF RADIONUCLIDS IN THE WATER OF RIVERS</b>	
<b>AND PONDS</b> .....	75

CONTENTS OF $^{90}\text{Sr}$ AND $^{137}\text{Cs}$ IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF RIVERS AND PONDS . . . . .	77
CONTENTS OF $^{90}\text{Sr}$ AND $^{137}\text{Cs}$ IN THE AQUATIC PLANTS . . . . .	79
CHEMICAL CONTAMINATION OF THE AQUATIC ECOSYSTEMS . . . . .	81
<b>CHAPTER 3. ESTIMATION OF REPRODUCTIVE AND BLOOD SYSTEMS STATE IN SMALL MAMMALS FROM THE IMPACT ZONE</b>	
(O.A.Zhigalskii, V.P.Mamina, E.A. Tarakhtii) . . . . .	84
ANALYSIS OF SPERMATOGENESIS . . . . .	89
ANALYSIS OF BLOOD SYSTEM . . . . .	95
STATE OF REPRODUCTIVE AND BLOOD SYSTEMS IN POPULATIONS OF MODEL SPECIES OF RODENTS . . . . .	102
<b>CHAPTER 4. ANALYSIS OF CHROMOSOMAL DAMAGES IN INDICATOR RODENT SPECIES AT THE ZONE OF INFLUENCE OF THE TOTSKY NUCLEAR EXPLOSION</b>	
(E.A.Gileva, M.I.Cheprakov, D.Yu. Nokhrin) . . . . .	106
ANALYSIS OF FREQUENCES OF CHROMOSOMAL DAMAGES . . . . .	109
ABOUT THE ORIGIN OF MUTAGENIC FACTORS IN THE AREA OF TOTZKY MILITARY RANGE . . . . .	117
<b>CHAPTER 5. PHENOGENETIC ANALYSIS OF THE LONG-TERM AFTER-EFFECTS OF THE TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION</b>	
(A.G. Vasil'ev, I.A. Vasil'eva) . . . . .	123
POPULATION ECOLOGY CHARACTERISTIC OF SMALL MAMMALS IN KEY-SITES OF STUDY (A.G. Vasil'ev, O.A.Luk'anov, S.V. Mukhacheva) . . . . .	128
CONCENTRATION OF $\beta$ -ACTIVE SUBSTANCES MIXTURE IN THE ORGANISMS OF RODENTS FROM KEY-SITES OF THE ORENBURG (A.G. Vasil'ev, N.M. Lyubashevsky, S.V. Mukhacheva, M.G. Nifontova) . . . . .	134
ACCUMULATION OF HEAVY METALS IN THE SKELETON, KIDNEYS AND LIVER OF SMALL MAMMALS (V.S.Bezel, S.V.Mikhacheva, A.G.Vasil'ev) . . . . .	139

ANALYSIS OF MORPHOLOGICAL AND PHENOGENETIC MALFORMATIONS OF THE INDIVIDUAL DEVELOPMENT IN POPULATIONS OF INDICATOR MODEL SPECIES IN THE IMPACT AREAS . . . . .	142
SERIOUS ABNORMALITIES AND UGLINESSES IN THE SKULL STRUCTURE . . . . .	142
PHENETIC ANALYSIS OF MINOR ABERRATIONS OF NON-METRIC THRESHOLD TRAITS OF THE SKULL . . . . .	149
ESTIMATION OF PHENETIC DIVERSITY OF POPULATIONS . . . . .	154
FLUCTUATING ASYMMETRY AS A MEASURE OF DESTABILISATION OF THE PROCESSES OF INDIVIDUAL DEVELOPMENT (A.G. Vasil'ev, I.A. Vasil'eva, E.A. Gileva) . . . . .	156
FLUCTUATING ASYMMETRY OF <i>M.ROSSIAEMERIDIONALIS</i> CRANIOMETRIC CHARACTERS FROM THE TRAT ZONE (E.A.Gileva, D.Yu. Nokhrin) . . . . .	161
<b>CHAPTER 6. RETROSPECTIVE EPR DOSIMETRY ON TOOTH ENAMEL: THE FIRST RESULTS OF APPLICATION TO ESTIMATE THE DOSE LOADS IN EYE-WITNESSES OF NUCLEAR WEAPONS TESTING AT THE TOTZKY MILITARY RANGE (A.A. Romanyukha, E.A. Ignat'ev, D.V. Ivanov) . . . . .</b>	<b>173</b>
PHYSICAL BASES OF THE METHOD . . . . .	175
DESCRIPTION OF THE PROCEDURE OF RECONSTRUCTION OF THE INDIVIDUAL DOSES BY THE EPR METHOD . . . . .	177
RECONSTRUCTION OF INDIVIDUAL ABSORBED DOSES IN THE EYE-WITNESSES OF NUCLEAR WEAPONS TESTING AT THE TOTZKY MILITARY RANGE BY THE EPR DOSIMETRY METHOD ON THE TOOTH ENAMEL . . . . .	184
BETA-RADIOMETRY OF THE TOOTH FRAGMENTS OF THE EYE-WITNESSES OF THE TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION (N.M. Lyubashevsky) . . . . .	191

<b>CHAPTER 7. MEDICO-ECOLOGY INVESTIGATIONS IN THE DISTRICTS OF THE ORENBURG REGION AFFECTED BY TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION (V.M.Boev)</b>	197
STUDY OF THE HEALTH OF THE VETERANS OF TOTZKY MILITARY TRAINING IN 1954	199
STATE OF HEALTH OF PEOPLE LIVING IN THE ZONE OF THE TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION INFLUENCE	203
EPIDEMIOLOGICAL ANALYSIS OF ILLNESS RATE BY MALIGNANT NEOPLASMS (M.V.Skatchkov)	204
STATE OF HEALTH OF CHILDREN FROM ABORIGINE F AMILIES RESIDING IN THE LOCALITIES NEAR SITE OF THE TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION (S.E. Lebed'kova, A.I. Smolyagin, V.M. Boev, V.V. Sumenko, G.B. Katzova)	208
IMMUNOLOGIC PARAMETERS OF THE PUPILS RESIDING AT THE TERRITORY OF THE TOTZKY RADIOACTIVE TRACE (E.V. Popova, A.I. Smolyagin, I.V. Mikhajlova, V.M. Boev, E.N. Tyurin)	210
CYTOGENETIC ANALYSIS OF CHROMOSOMAL ABERRATIONS OF THE INHABITANTS OF THE EPICENTRAL ZONE (V.M. Boev, A.G. Korneev, V.S. Zhurkov)	219
ENDOCRINE DAMAGES	223
ILLNESSES OF THE CATTLE BY LEUCOSIS AND THE CONTENTS OF <sup>137</sup> Cs AND HEAVY METALS IN AGRICULTURAL PRODUCTION	224
<b>CHAPTER 8. TOTAL RESULTS OF ECOGENETIC ANALYSIS OF LONG-TERM AFTER-EFFECTS OF THE TOTZKY NUCLEAR EXPLOSION</b>	
(A.G. Vasil'ev)	227
<b>SYNOPSIS (A.G.Vasil'ev)</b>	250
<b>LITERATURE CITED.</b>	255
<b>AUTHORS.</b>	277

Научное издание

**ОТДАЛЕННЫЕ ЭКОЛОГО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ  
ПОСЛЕДСТВИЯ РАДИАЦИОННЫХ ИНЦИДЕНТОВ:  
ТОЦКИЙ ЯДЕРНЫЙ ВЗРЫВ  
(Оренбургская область, 1954 г.)**

ЛР № 066028

от 28.07.98 г.

Подписано в печать 31.07.2000 г. Формат 60x84 <sup>1/16</sup>.  
Бумага офсетная. Гарнитура Academy. Печать офсетная.  
Усл. печ. листов 18. Тираж 400 экз. Заказ № 141  
Типография УрО РАН.  
Цена договорная.

Книга сверстана и выведена на диапозитивы  
в издательстве “Екатеринбург”  
620003, Екатеринбург, ул. Крестинского, 27/44.