Федеральное агентство научных организаций

Федеральное государственное бюджетное научное учреждение
«Всероссийский научно-исследовательский институт
радиологии и агроэкологии»
(ФГБНУ ВНИИРАЭ)

Международная конференция

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАДИОЛОГИИ И АГРОЭКОЛОГИИ, ПУТИ РЕАБИЛИТАЦИИ ТЕХНОГЕННО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ УГОДИЙ

Россия, г. Обнинск, 15 декабря 2016 г.

Сборник докладов

Обнинск - 2016

УДК 577.346
ББК 40.1
С 56

С 56 **Современные проблемы радиологии и агроэкологии, пути реабилитации техногенно-загрязненных угодий:** сборник докладов международной конференции, г. Обнинск, 15 декабря 2016 г. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. – 212 с.

Contemporary problems of radiology and agroecology, rehabilitation of lands affected by the technogenic contamination: book of reports of the international conference, Obninsk, December 15, 2016. Obninsk: RIRAE, 2016. – 212 p.

ISBN 978-5-903386-46-8

Сборник включает тексты научных докладов ученых России, Украины, Беларуси, Казахстана, представителей международных организаций (МАГАТЭ), вошедшие в программу международной конференции «Современные проблемы радиологии и агроэкологии, пути реабилитации техногенно-загрязненных угодий», которая состоялась в г. Обнинске (Россия) 15 декабря 2016 г. Освещены вопросы общей и сельскохозяйственной радиоэкологии, агроэкологии, проблемы реабилитации техногенно-загрязненных территорий.

The book contains scientific reports of researchers from Russia, Belarus, Kazakhstan, and representatives of international organizations (IAEA). These reports became the part of the programme of international conference "Contemporary problems of radiology and agroecology, rehabilitation of lands affected by the technogenic contamination", which took place in Obninsk (Russia) on the 15th of December 2016. Issues on general and agricultural radioecology, agroecology and rehabilitation of contaminated areas were highlighted.

Материалы публикуются в авторской редакции.

Составитель: О.А. Шубина

УДК 577.346
ББК 40.1

ISBN 978-5-903386-46-8

© ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016
© Авторы 2016

Federal Agency for Scientific Organizations

Russian Institute of radiology and Agroecology
(RIRAE)

International Conference

CONTEMPORARY PROBLEMS OF RADIOLOGY AND AGROECOLOGY, REHABILITATION OF LANDS AFFECTED BY TECHNOGENIC CONTAMINATION

Russian Federation, Obninsk, December 15, 2016

Book of reports

Obninsk - 2016

ОРГАНИЗАЦИОННЫЙ КОМИТЕТ КОНФЕРЕНЦИИ

Председатель:	Санжарова Н.И.	д.б.н., проф., чл.-корр. РАН ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия
Сопредседатель:	Панов А.В.	д.б.н., проф. РАН ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия
Члены комитета:	Лукашенко С.Н.	к.б.н., ИРБиЭ НЯЦ, Курчатов, Казахстан
	Путятин Ю.В.	д.с.-х.н., РУП ИПА НАН, Минск, Беларусь
	Спиридонов С.И.	д.б.н., проф., ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия
	Подоляк А.Г.	к.с.-х.н., РНИУП «Институт радиологии», Гомель, Беларусь
	Кузнецов В.К.	д.б.н., ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия
	Карпенко Е.И.	к.б.н., ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия
Секретарь:	Шубина О.А.	к.б.н., ФГБНУ ВНИИРАЭ, Обнинск, Россия

СОДЕРЖАНИЕ

Стр.

Р.М. Алексахин
Радиоэкология: воспоминания о прошлом, оценка настоящего и прогнозы на будущее 9

S. V. Fesenko, B. J. Howard
Countermeasures and remediation 15

А.О. Айдарханов
Радиоэкологическая обстановка в Республике Казахстан и особенности ее формирования 37

В. С. Анисимов, Р. М. Алексахин, Н. И. Санжарова
Формы выпадения и динамика форм нахождения ^{137}Cs в почвах постоянных пробных площадок 30-км зоны Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг. 69

С. А. Байгазы, Ж. А. Байгазинов, А. В. Паницкий, С. С. Каратаев
Исследование параметров перехода ^{90}Sr в скелет сельскохозяйственных животных и его распределение в различные части костной ткани 83

С. А. Гераськин
Экологические последствия крупных радиационных катастроф: закономерности и механизмы 87

М.Ю. Дегтева, Н.В. Афонченко
Антропогенная нагрузка на почвы и критерии ее оценки 103

С. С. Каратаев, Ж. А. Байгазинов, С. Н. Лукашенко, А. В. Паницкий
Исследование особенностей перехода исскуственных радионуклидов в продукцию свиноводства при различных формах поступления 108

S. Kireev, I. Chizhevsky, G. Milinevsky, T. Mousseau, A. Moller, T. Mappes, Zb. Boratynsky, E. Tukalenko, A. Bonisoli-Alquati, A. Lavrinenko, V. Krasnov, A. Peklo
Ecological consequences of Chornobyl and Fukushima NPPs disaster ...112

П. Е. Кривицкий, С. Н. Лукашенко, М. А. Умаров
Метод выявления эпицентров ядерных событий 122

Е. В. Копыльцова, Э. Н. Цуранков, В. С. Аверин, О. А. Мерзлова
Оценка рисков превышения нормативов Технического Регламента Таможенного Союза по содержанию радионуклидов при производстве говядины 126

А. Е. Кундузбаева, А. М. Кабдыракова, С. Н. Лукашенко
Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах различных объектов СИП 132

К. С. Минкенова, Ж. А. Байгазинов, С. Н. Лукашенко, А. Н. Мамырбаева, К. С. Каримбаева
Цитогенетические изменения тонконога (*koeleria gracilis pers*), произрастающего в местах испытания боевых радиоактивных веществ на Семипалатинском испытательном полигоне 140

Е.К. Нилова
Оценка эффективных доз внутреннего облучения сельскохозяйственных работников при проведении пылеобразующих операций на радиоактивно загрязненных территориях 144

А. В. Панов, Н. И. Санжарова
Методология радиационно-экологического мониторинга в районе расположения АЭС 149

П.В. Прудников, С.П. Прудников
Агроэкологическая характеристика почв, экономическая эффективность применения средств химизации и новых комплексных удобрений в Брянской области 161

Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко, Н. Н. Цыбулько, В. А. Кашпаров, А. В. Панов, А. Н. Переволоцкий
Динамика изменения радиационной обстановки на территории Беларуси, России и Украины после аварии на Чернобыльской АЭС 182

С. И. Спиридонов, Р. М. Алексахин, Е. В. Спирин, А. Н. Переволоцкий
Радиоэкологическое обоснование новых ядерных энерготехнологий (постановка задачи и методы решения) 191

О. А. Шубина, И. Е. Титов
Современное состояние сельскохозяйственных угодий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС 200

А. Б. Янкаускас, Н. В. Ларионова, А. Н. Шатров
Исследование морфо-анатомических показателей растений, произрастающих в местах испытания боевых радиоактивных веществ 208

CONTENTS

R. M. Alexakhin
Radioecology: memories of the past, assessment of the present and forecasts for the future 9

S. V. Fesenko, B. J. Howard
Countermeasures and remediation 15

A. O. Aidarkhanov
Radioecological situation in the Republic of Kazakhstan and the peculiarities of its formation 37

V. S. Anisimov, R.M. Alexakhin, N. I. Sanzharova
Fallout forms and dynamics of ^{137}Cs forms in soils of permanent test sites of 30-km zone of Chernobyl NPP during the period of 1987-1992 69

S. A. Baygazy, Zh. A. Baigazinov, A. V. Panitsky, S. S. Karataev
Investigation of transfer ^{90}Sr to skeleton in farm animals and its distribution in the various parts of the bone tissue 83

S. A. Geras'kin
Environmental consequences of major radiation accidents: patterns and mechanisms 87

M. Yu. Degteva, N. V. Afonchenko
Anthropogenic impact to soils and criteria of its assessment 103

S. S. Karataev, Zh. A. Baigazinov, S.N. Lukashenko, A. V. Panitsky
A study of the transfer of artificial radionuclides to the pork products depending on the form of consumption 108

S. Kireev, I. Chizhevsky, G. Milinevsky, T. Mousseau, A. Moller, T. Mappes, Zb. Boratynsky, E. Tukalenko, A. Bonisoli-Alquati, A. Lavrinenko, V. Krasnov, A. Peklo
Ecological consequences of Chornobyl and Fukushima NPPs disaster ...112

P. E. Krivitsky, S.N. Lukashenko, M. A. Umarov
A method of revelation of nuclear events 122

E. V. Kopyltsova, E. N. Tsurankov, V. S. Averin, O. A. Merzlova
The risk assessment of standards exceeding the Technical regulations of the Customs Union on the content of radionuclides in beef 126

A. E. Kunduzbaeva, A. M. Kabdyrakova, S. N. Lukashenko
Forms of artificial radionuclides in soils of different objects of Semipalatinsk test site 132

K. S. Minkenova, Zh. A. Baigazinov, S. N. Lukashenko, A. N. Mamyrbayeva, K. S. Karimbaeva
Cytogenetic changes of june grass (*koeleria gracilis pers*) growing in the areas of testing military radioactive substances in Semipalatinsk test site 140

E. K. Nilova
Evaluating of effective doses of internal exposure due to inhalation by agricultural workers during the dust-rising work in the contaminated areas 144

A. V. Panov, N. I. Sanzharova
Methodology of radioecological monitoring in the vicinity of NPP 149

P. V. Prudnikov, S. P. Prudnikov
Agroecological characteristics of soils, economic efficiency of application of chemicalization means and new complex fertilizers in Bryansk region 161

N. I. Sanzharova, S. V. Fesenko, N. N. Tsybulko, V. A. Kashparov, A. V. Panov, A. N. Perevolotsky
Dynamics of changes in radiation situation of the territories of Belarus, Russia and Ukraine after the Chernobyl accident 182

S. I. Spiridonov, R. M. Alexakhin, E. V. Spirin, A. N. Perevolotsky
Radioecological substantiation of new nuclear power technologies (problem statement and solution methods) 191

O. A. Shubina, I. E. Titov
The current state of agricultural lands which temporarily excluded from agrarian use after the Chernobyl accident 200

A. B. Yankauskas, N. V. Larionova, A. N. Shatrov
Investigation of morpho-anatomic indicators of plants growing in the areas of testing military radioactive substances 208

УДК 574: 577.346

РАДИОЭКОЛОГИЯ: ВОСПОМИНАНИЯ О ПРОШЛОМ, ОЦЕНКА НАСТОЯЩЕГО И ПРОГНОЗЫ НА БУДУЩЕЕ

Р. М. Алексахин, академик РАН

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация

RADIOECOLOGY: MEMORIES OF THE PAST, ASSESSMENT OF THE PRESENT AND FORECASTS FOR THE FUTURE

R. M. Alexakhin, Academician of RAS

Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation

e-mail: alexakhin@yandex.ru

Эволюция радиоэкологии связана с тремя знаковыми событиями: радиоактивное загрязнение вследствие испытательных взрывов ядерного оружия; крупные радиационные катастрофы на ядерных объектах с выбросом радионуклидов в окружающую среду; экологические проблемы ядерной энергетики. Необходимость решать комплекс фундаментальных и прикладных задач в новых реалиях радиационной обстановки на Земле дали мощный импульс развитию радиоэкологических исследований. В результате испытаний ядерного оружия в окружающую среду поступали техногенные радионуклиды, что обусловило актуальность исследований миграции радионуклидов в различных природных средах и связанного с этим действия ионизирующей радиации на человека и других живых организмов в планетарном масштабе. В результате широких исследований был собран обширный материал об особенностях радиоактивного загрязнения биосферы. Фактически произошло становление радиоэкологии как науки с чётко обозначенными прикладными задачами.

В центре внимая современной радиоэкологии стоят проблемы обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды в связи с быстро развивающейся ядерной энергетикой. На всех этапах ядерного топливного цикла – от добычи и переработки уранового сырья до обращения с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами – происходит поступление радионуклидов в окружающую среду, ведущее к их накоплению в живых организмах и, как следствие, воздействию ионизирующих излучений на человека и биоту. На всех этапах ЯТЦ встают конкретные радиоэкологические проблемы. В связи с этим, дальнейшее развитие ядерной энергетики в значительной степени связано с ее экологической безопасностью.

Ускоренные темпы экономического развития и повышение уровня жизни населения определяют увеличение потребности различных отраслей хозяйства в энергообеспеченности. Одним из основных путей решения данной проблемы является рост производства энергии на атомных электростанциях. В Российской Федерации планируется до 2030 года сооружение 40 ГВт мощностей АЭС, включая модернизацию действующих станций, а также строительство новых в наиболее динамично развивающихся регионах. Более чем полувековой мировой опыт эксплуатации АЭС убедительно доказал экологическую безопасность их функционирования с точки зрения действия ионизирующих излучений на окружающую среду и на здоровье населения в том случае, если работа АЭС осуществляется в технологически штатном режиме при соблюдении регламентов на допустимые выбросы радионуклидов в окружающую среду.

Основные экологические проблемы в ходе развития атомной промышленности и ядерной энергетики, как и ряда других отраслей промышленности, создаются в результате радиационных аварий и инцидентов. Первая из наиболее крупных аварий (Кыштымская) произошла в 1957 г. в Челябинской области на комбинате “Маяк” – первенце атомной промышленности по наработке оружейного плутония в нашей стране. Здесь взорвалась ёмкость с радиоактивными отходами. Почти одновременно с этим в Великобритании в Уиндскейле (Селлафильд) произошёл пожар на ядерном реакторе по производству плутония. Ликвидация последствий этих аварий, связанных с радиоактивным загрязнением природной среды, требовала значительных усилий, служила социальным посылом для развития радиоэкологии, а регионы аварий стали полигонами многолетних комплексных радиоэкологических исследований [1].

При Кыштымской аварии площадь зоны радиоактивного загрязнения, известной как Восточно-Уральский радиоактивный след, составила 23000 км^2, а общий выброс равнялся 3.7x10^{16} Бк [2]. В его составе преобладали среднеживущие продукты деления, а долговременную опасность представлял ^{90}Sr. На Восточно-Уральском радиоактивном следе впервые в мире были проведены крупномасштабные радиоэкологические исследования. На обширной территории изучались закономерности миграции радионуклидов в природе, действие ионизирующих излучений на живые организмы и их сообщества в чрезвычайно загрязнённой среде обитания. Также впервые в мировой практике были выполнены комплексные крупномасштабные реабилитационные мероприятия по восстановлению хозяйственной деятельности на площадях, подверженных аварийному воздействию.

Самой крупной радиационной аварией в истории человечества стала авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г., признанная техногенной катастрофой. По Международной шкале ядерных событий МАГАТЭ (INES – классификация ядерных инцидентов и аварий) Чернобыльской аварии присвоена наивысшая, седьмая, степень тяжести. Ликвидация последствий Чернобыльской аварии потребовала существенных экономических затрат и была сопряжена с решением многих

медицинских, сельскохозяйственных и социальных проблем. При реабилитации радиоактивно загрязнённой территории на очень больших площадях была использована радиоэкологическая информация, накопленная в то время. Одновременно возникла необходимость проведения крупномасштабных исследований оп миграции радионуклидов в различных природных средах и действию ионизирующих излучений на окружающую среду. В связи с загрязнением обширных территорий в европейских странах исследование экологических последствий поведения чернобыльских выпадений приняло международный характер, и можно говорить о “чернобыльском периоде” в истории радиоэкологии.

Авария на Чернобыльской АЭС, как и более ранняя Кыштымская, была классифицирована как аграрная, поскольку основные проблемы восстановления экологического благополучия и реабилитации загрязнённых территорий были связаны со сферой агропромышленного производства. После поступления радионуклидов в окружающую среду они накапливаются в сельскохозяйственных растениях и животных, а пищевая продукция, содержащая радионуклиды, становится важным источником облучения. Он может стать ведущим, а иногда и доминирующим в облучении человека.

Ещё до Кыштымской аварии 1957 г. В.М. Клечковский сформулировал концепцию об опасности выбросов техногенных радионуклидов в окружающую среду. Она нашла подтверждение при ликвидации последствий этой аварии [3]. Согласно концепции, ареал, где в результате радиоактивного загрязнения отмечается радиационное поражение биоты (окружающей среды), существенно меньше территории, на которой исключается или серьёзно ограничивается хозяйственная деятельность человека вследствие превышения предельно допустимого содержания радионуклидов в объектах окружающей среды. Эта концепция позволила понять сущность и оценить масштабы опасности радиоактивного загрязнения природы и определить стратегию реабилитации радиоактивно загрязненных территорий.

В результате радиоэкологических исследований в регионе аварии на Чернобыльской АЭС были разработаны и внедрены в крупных масштабах защитные мероприятия в сельском, лесном и водном хозяйстве. Они привели существенному ограничению интенсивности транспорта радионуклидов в окружающей среде и уменьшению их поступления в организм человека и в конечном счёте ограничению его облучения и реабилитации территории, подвергшейся воздействию аварии [4, 5]. В принципе эта стратегия реабилитации зон с повышенным содержанием радионуклидов оказалась оптимальной и при сценариях, связанных с возвращением радиоактивно загрязнённых площадей в хозяйственное пользование: вывод из эксплуатации ядерных объектов, дезактивация площадок по хранению радиоактивных отходов, хозяйственное восстановление угодий, где в прошлом протекала оборонная деятельность. Та же стратегия реабилитации загрязнённых радионуклидами областей радиационных аварий применялась и на реке Теча в СССР (1949−1953), в Паломаресе в

Испании (1956) при потере ядерной бомбы с ^{239}Pu после аварии самолёта, в Гойании в Бразилии (1987) при утере медицинского источника ^{137}Cs [6].

Таким образом, в ходе многолетних радиоэкологических исследований на загрязнённых после аварии на ЧАЭС территориях была собрана базисная информация по радиационной безопасности окружающей среды.

Обращение с радиоактивными отходами – одна из центральных проблем современной ядерной энергетики, которая, по существу, имеет экологическую основу. Проблема управления радиоактивными отходами в плане воздействия на человека и окружающую среду может рассматриваться на двух уровнях: обеспечение радиационной безопасности отдельных радиационно-опасных объектов и ядерной энергетики в целом. Целесообразно оценивать два принципиально возможных пути решения проблемы радиоактивных отходов, которые с известной долей условности можно разделить на радиационно-химический и ядерно-химический. Оба указанных сценария обращения с радиоактивными отходами предполагают решение комплекса вопросов по защите окружающей среды и проведение соответствующих радиоэкологических исследований.

Относительно новые проблемы в области радиоэкологии возникают при выводе из эксплуатации объектов использования атомной энергии [7]. В настоящее время из работающих в мире около 400 энергетических ядерных реакторов примерно у четверти срок эксплуатации заканчивается. Специфической радиоэкологической задачей на этапе вывода из эксплуатации объектов ядерной энергетики являются особенности миграции в окружающей среде ряда техногенных радионуклидов, поведение которых в природе мало исследовано. Прежде всего это радионуклиды, наведённые в конструкционных материалах, подлежащих захоронению, – ^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{55}Fe, ^{59}Fe, ^{58}Co, ^{59}Ni, ^{63}Ni, ^{65}Zn, ^{94}Nb, относительный вклад которых составляет от 20 до 80% общей активности поверхности. Отдельную задачу может представить изучение передвижения в окружающей среде ^{14}C. Своеобразные, инкорпорированные в конструкционных материалах, формы нахождения техногенных радионуклидов в веществе определяют интенсивность их перемещения в природной среде и уровень экологической опасности. Требуется установить радиоэкологические критерии, которые могут быть использованы для описания состояния окружающей среды на “бурой” и “зелёной лужайках” – площадках, образующихся после вывода из эксплуатации объектов ядерной энергетики.

В последние 10–20 лет существенно возросло внимание общества к проблеме защиты окружающей среды от воздействия техногенных факторов. Эта озабоченность в полной мере затронула специалистов, изучающих ионизирующие излучения. За 100 лет с момента открытия радиоактивности воззрения на защиту человека и окружающей среды от влияния радиации претерпели существенную эволюцию.

Основной принцип радиационной защиты, сформулированный ещё в 70–80-е годы XX в. ведущими международными организациями

в области радиационной безопасности (Международная комиссия по радиологической защите – МКРЗ, Международное агентство по атомной энергии – МАГАТЭ и др.), гласит: если радиационными стандартами защищён человек, то в этом случае защищена от действия ионизирующих излучений и окружающая среда. Указанный выше принцип обеспечения радиационной безопасности человека и окружающей среды получил название антропоцентрического [8]. В целом его корректность подтверждается более чем полувековой историей ядерной энергетики. Вместе с тем в последнее десятилетие парадигма охраны природы от действия ионизирующих излучений подверглась заметному изменению. Сторонники обеспечения радиационной защиты биоты считают, что для каждой радиоэкологической ситуации нужно иметь информацию, содержащую прямые доказательства безопасности природы при действии ионизирующей радиации. Иными словами, тезис “защищён человек – защищена биота” оказывается недостаточным [9]. Этот подход к обеспечению радиационной защиты окружающей среды получил название экоцентрического.

Если в научном аспекте целесообразность развития экоцентрических построений в радиационной защите окружающей среды сомнений не вызывает, то внедрение экоцентрических схем в систему современной радиационной защиты требует осторожности и связано с определённой сложностью. Прежде всего, использование экоцентрического принципа радиационной защиты приведёт к значительным изменениям сложившейся системы радиационного мониторинга окружающей среды. Он должен перейти на оценку радиационных изменений в биоте, что сделает необходимым установление реперных видов живых организмов, а это будет сложно, если учесть громадное разнообразие живого мира. Потребуются дополнительный сбор радиоэкологической информации, построение дозиметрических моделей реперной биоты, установление и введение системы критериев по нормированию допустимого облучения живых организмов, кроме человека. С учётом вышеизложенного актуальной остаётся проверка корректности антропоцентрического подхода для широкого набора радиоэкологических ситуаций. Радиоэкологии предстоит внести важный вклад в решение вопроса радиационной безопасности в условиях широкого промышленного освоения ядерных технологий (прежде всего ядерной энергетики) при сохранении экологического благополучия биосферы нашей планеты.

Список литературы

1. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001.
2. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990.
3. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. Ротапринт / Под ред. В.М. Клечковского. М.: Изд-во АН СССР, 1956.

4. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Balonov M.I. et al. An extended review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident // Science of the Total Environment. 2007. V. 383. P. 1–24.
5. Панов А.В., Алексахин Р.М., Прудников П.В. и др. Влияние защитных мероприятий на накопление ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями из почвы после аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 2009. № 4.
6. Remediation of Contaminated Environments / Eds. G. Voigt and S. Fesenko // Radioactivity in the Environment. V.14. Amsterdam: Elsevier, 2009.
7. Кузнецов В.М., Чеченов Х.Д., Никитин В.С. Вывод из эксплуатации объектов использования атомной энергии. М.: Изд-во ООО НИПКЦ “Восход-А”, 2009.
8. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. № 1.
9. A Framework for Assessing the Impact of Ionizing Radiation on Non-Human Species. ICRP Publication 91 // Annals of the ICRP. V. 33. Amsterdam: Elsevier, 2003.

COUNTERMEASURES AND REMEDIATION

S. V. Fesenko[1], B. J. Howard[2]

[1]*International Atomic Energy Agency, 1400 Vienna Austria*
[2]*Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster Environment Centre, Library Avenue, Bailrigg, Lancaster LAI 4AP United Kingdom*

e-mail: S.Fesenko@iaea.org

There are a large number of sites around the world contaminated with radionuclides which, to varying extents, require attention. Some of these sites were contaminated by nuclear testing or radiation accidents whilst others became contaminated as a result of authorized discharges (e.g., hospitals) or inadequate waste management and/or waste disposal practices. In recent years, problems associated with radioactively contaminated sites have led to considerable concern amongst both the general public and decision makers.

A wide range of countermeasures and remedial actions have been developed, tested and implemented in contaminated areas. As a result, a large amount of data on their effectiveness has been generated, together with information on ancillary factors such as the required resources and costs. These measures vary considerably in their effectiveness, cost and practicability which has led to a need to develop a variety of approaches and adequate decision aiding technologies and Environmental Decision Support Systems (EDSSs) that can be effectively used for countermeasure or remediation planning and optimized application of such actions [13, 31, 37].

The main sources of the data on the effectiveness of management options has been the application of countermeasures in areas affected by major radiation accidents, remediation of nuclear testing sites and areas affected by nuclear facilities or other human nuclear activities such as the use of radionuclides for medical, research or industrial purposes.

The main objective of a management option as a countermeasure or as part of a remediation strategy is to reduce or prevent doses to humans. Although inhalation of resuspended material is a potential pathway, the doses in many situations arise largely from either the consumption of contaminated foodstuffs and water via ingestion or from exposure to contaminated surfaces in an inhabited area via external irradiation. A secondary objective is to provide reassurance to consumers and people living in contaminated areas and thereby maintain public confidence.

Countermeasures can be implemented at different phases of an emergency response extending from before the radioactive contamination is actually deposited and continuing for a varying amount of time depending on the characteristics of the accident or incident.

The environmental behaviour and mobility of radioactive contamination, and thus the potential severity of an emergency or existing exposure situation in terms of the predicted dose received by humans depends greatly on (i) the composition and physico-chemical form of the radionuclides present and (ii)

the characteristics of the ecosystem affected by the contamination and how it is used by humans [8, 9, 11, 16, 17, 29]. Thus, many different factors influence the selection of which management options are most appropriate to apply and when. When developing a remediation strategy for the long term recovery of contaminated areas, some of the most important factors to consider are described below.

Factors and processes influencing management options

Temporal factors. These include the time of year that the contamination happened, the variation in activity concentrations of the deposited radionuclides with time and their rate of movement in the environment. In the short term, prompt countermeasures may be necessary such as housing dairy cattle if they are grazing outdoors at the time of deposition. However, many management options take time to organise and implement. Where management options involve significant, and/or irreversible actions then stakeholder consultation is advisable if time permits, but this may often only be possible in the recovery phase of an accident when defining a remedial strategy.

Spatial factors. The size of the area affected, extent of contamination present and land use will influence which appropriate management options can be used. In heavily contaminated areas, priority has initially to be given to the direct protection of the population rather than options for agricultural production. In other less badly affected areas, restrictions on the entry of food into the food chain may be required or management options to reduce radioactive contamination in food products. Finally, adjacent, relatively unaffected areas will also need to be monitored in case of indirect effects and to maintain public confidence. The transfer of radionuclides may vary with factors such as soil type. In remediation situations this may mean that less heavily contaminated areas outside the major zone of concern with sensitive soil types allowing higher radionuclide uptake into plants are actually producing more highly contaminated food products than those areas which received higher deposition.

Effectiveness of management options. Information on effectiveness is generally presented as a percentage reduction in activity concentration in the target medium (i.e. soils, crops, building surfaces, roads) after implementation. There are some management options (such as live monitoring) which do not directly reduce doses but increase the effectiveness of other options and may also provide reassurance. Effectiveness is influenced by many factors including when it is applied relative to the time of deposition, application rates, duration of treatments, the radionuclide deposited and its form, biological half-live in animals, effective half life in different ecosystems, timeliness of implementation, compliance and acceptability.

Radiological impact (protection of implementers). A radiological impact can occur due to incremental doses received by people who implement management options during procedures that are not part of normal practices. The magnitude of the doses received will depend on many variables such as the type of radionuclide released and what becomes contaminated, the exposure pathways (external, inhalation, ingestion, irradiation of the skin)

resulting from carrying out the management options (including disposal of wastes) and length of exposure time. Doses to implementers are controllable so the ICRP principles of protection apply, namely justification, optimisation and dose/risk limitation.

Economic cost. Many factors influence the monetary cost of implementing management options. Direct costs which are more obvious are the cost of implementation, labour, consumables equipment and transport and the cost of handling of wastes and carrying out environmental remediation. But there are other less often considered costs such as those incurred through loss of production, loss of retail sales, closure of businesses and the provision of temporary premises. Indirect costs are often equally important, although they are inherently more difficult to quantify. Examples are loss of market share, regional impact on tourism which could extend to area adjacent to those which are contaminated and the impact on society when people cannot return to normal lifestyles.

Importantly, the option not to carry out any management options can also be a valid alternative. This option should be considered if measurements and assessments indicate that the doses to people living in the area would be low. Other factors could influence the decision not to implement any remediation, such as availability of limited resources or a very large area being affected.

A large number of management options have been developed and applied, especially since the Chernobyl accident.

The most important generally applicable management option is the imposition of food bans to prevent contaminated food products from entering the food chain. This is a highly effective, but expensive option and would be an automatically imposed countermeasure due to regulatory procedures after accidents if contamination levels were predicted to exceed the relevant action levels. Alternatively, it may be considered appropriate in certain circumstances to raise action levels. For example, this was done in Scandinavia after the Chernobyl accident to protect the Saami way of life.

Countermeasure and remedial actions for agricultural food chains

The agricultural food chain supplies the majority of food to humans. Therefore the application of management options to this exposure pathway is a critical part of any emergency response or remediation strategy. In food production systems, management options are targeted to various media and contamination pathways including soil, crops, livestock and other animal products. They are not only aimed at addressing health concerns, but also a wide range of other issues such as the local economy, societal and ethical concerns and disposal of wastes.

Agricultural food chain management options in the early to late phase can be divided into two types, namely intervention along the soil-crop pathway and in animal production systems. The former focuses on reducing the contamination of crops including cereals, industrial crops, vegetables and horticultural crops, food plants for domestic animals and fruit. It is therefore largely aimed at reducing dose to humans. A management option which applies to both groups is the selection of alternative land uses whereby

contaminated land may be used for non-food production, such as flax, bioenergy or biofuel crops or for the production of leather and wool. Land may also be used for forestry, but this is unlikely to be the preferred option. The various available management options have one or more of the following aims to:

- remove contamination completely, usually through topsoil removal;
- reduce soil-to-plant transfer of radionuclides, through a variety of techniques including deep, shallow or skim and burial ploughing and soil treatment to reduce radionuclide transfer from soil to plants; and for
- reduce radionuclide contents at the food processing stage through chemical procedures or dilution.

If fodder plants are too highly contaminated for direct human consumption they can still be fed to agricultural animals in the early stages of growth as long as there is sufficient time for decontamination thereafter prior to slaughter.

Intervention in animal production systems is largely aimed at reducing the ingestion dose from meat, milk and other dairy products, offal, eggs and other foodstuffs derived from agricultural animals [2, 6, 18, 25, 29]. They generally involve:

– decontamination of animals by feeding the animals uncontaminated feeds, the efficiency of “clean feeding” depends on the biological half life of each radionuclide in the muscle or other product;

– reduce ingestion of contaminated feed by selective grazing regimes;

– reduce gut uptake of radionuclides by the addition of (i) specific radionuclide binders to the animal feed such as ammonium hexacyanoferrate for radiocaesium and (ii) stable analogues such as Ca to suppress radiostrontium absorption;

– slaughtering of dairy livestock, which may be necessary if uncontaminated feed is not available (or other countermeasures are not possible); lactation might be suppressed in conjunction with this option;

– manipulating slaughter times to minimise the activity concentrations , by allowing physical decay of short- lived radionuclides and allowing longer finishing periods (sometimes with clean feed) to ensure the meat is below action levels;

– reduce radionuclide contents at the food processing stage.

Many of the above management options can be combined with live monitoring to determine whether activity concentration in animals are below the action limits and/or optimise application of the management options.

Countermeasures and remediation in areas affected by radiation accidents

Various radiation accidents requiring an organised emergency response have resulted from a variety of different factors, including human error (Chernobyl accident), violations in procedures at a radioactive waste tank (Kyshtym accident), the crash of aircrafts and subsequent loss of nuclear weapons (e.g. Palamares, Spain and Thule, Greenland) and the loss or theft of sealed radioactive sources used for medical purposes (Goiвnia, Brazil). Contamination scenarios and the radionuclides released differed in each case,

thus requiring a variety of different countermeasures and remediation strategies.

Kyshtym accident

An accident at a nuclear facility producing weapon grade plutonium in Chelyabinsk-40 (Soviet Union) led to one of the largest radioactive releases into the environment. Sr-90 was the most important dose forming radionuclide in the release and required extensive countermeasures and remediation. The resulting East Urals Radioactive Trace (EURT) was defined as the area where the ^{90}Sr contamination density at the time of the accident was above 3.7 kBq m^{-2}, a value which was twice that of global fallout of ^{90}Sr from nuclear tests. In the EURT area (23,000 km^2) there were 217 settlements with 270,000 inhabitants [1, 7, 24, 28, 34]. Within the EURT, a contamination density of 74 kBq m^{-2} for ^{90}Sr was used as the criterion to identify areas requiring management options [28]. Heavily contaminated areas were in a narrow band, 4.5-6 km wide and 105 km long covering an area of 1,000 km^2 (c. 5 % of the EURT area). All economic activity within the contamination isolines of 74-150 kBq m^{-2} of ^{90}Sr was suspended (resulting in a restriction zone of 700 km^2). In 1959, this area included 106,000 ha of which agricultural lands, forests and lakes accounted for 54%, 36 % and 9% respectively [24].

The Kyshtym accident was the first case where vast areas received countermeasures soon after the accident and remediation activities in the long term. In the first phase the major contributor to the dose was the internal exposure from ^{144}Ce uptake by humans with foodstuffs [1]. The maximum concentration of radionuclides in agricultural products on land closest to source areas (up to 20 km) reached 10-10,000 kBq kg^{-1}, ^{144}Ce and ^{95}Zr being the main contributors to these values except for milk where ^{90}Sr comprised a mean of 70% of the activity concentration present [3]. The radionuclide concentration in all environmental media, including farm products, declined with time reflecting the ecological half-life of the contaminated territory. After 5-8 years (after the ^{95}Zr, ^{106}Ru and ^{144}Ce had largely decayed away), only ^{90}Sr, and to a very small extent ^{137}Cs, were relevant for determining radiation dose to humans [4]. In response, soil-based management options were a focus of the remediation strategy adopted.

For some small areas with very high contamination levels the decontamination of land by removal of the upper soil layer (5 - 10 cm depth) using bulldozers, graders or scrapers with subsequent burial in special facilities was very effective. This action was widely employed despite the high operational cost. Ploughing rapidly after deposition greatly reduced external dose rate. Ploughing of soil with burial of the most contaminated upper layer (deep ploughing) soon after the accident was one of the most effective methods used giving up to a 3 fold reduction in external doses [28]. Ploughing and burial was especially effective on chernozem soils with a thick humus horizon (up to 0.5 m); on low-fertility soils it was less effective. The decontamination effect from deep ploughing was enhanced by adding mineral fertilizers at balanced rates (according to plant demand for mineral nutrients) and liming where appropriate. These widely used techniques provided up to a ten fold reduction in ^{90}Sr concentrations in plants compared with conventional

ploughing [4, 28]. Normal ploughing (20-25 cm of soil) for the first time after deposition achieved a 1.1-2.4 fold decrease in dose rate of γ-radiation. A further reduction in ^{90}Sr uptake in plants (including fodder for animals) was achieved through cultivation of plants with low ^{90}Sr accumulation giving a roughly ten-fold reduction in the main farm crops although the reduction for some species was up to 60 fold [4, 28].

Management options to reduce ^{90}Sr accumulation in animal products mainly consisted of the provision of fodder with low amounts of ^{90}Sr to animals (clean feeding). The most effective feeds were based on potatoes, root vegetables and grain which had much lower ^{90}Sr concentrations compared with feeds from unimproved lands typical of pre-accident farming practice. In specialized agricultural farms this clean feeding resulted in a decrease of ^{90}Sr content in meat and milk by 2-7 and 3-4 fold respectively compared with normal farms [15, 28].

A reduction in ^{90}Sr transfer to animal products was also achieved through the administration of Ca additives or fodder rich in Ca (e.g., legume crops) resulting in a 10 fold decline in ^{90}Sr concentrations in milk. Sr-90 reduction in meat was also achieved by pre-slaughter feeding with less contaminated fodder [4, 28].

Further reductions in the ^{90}Sr concentrations in food products and, hence, the internal doses to humans, was achieved by processing raw products. The processing of milk to fermented milk products and butter, which reduces ^{90}Sr concentration in butter 20-fold compared with raw milk was widely used. Conventional processing of grain reduces ^{90}Sr concentration in the final products by 2-3 times. Starch, alcohol and vegetable oil were produced "clean" from the original contaminated agricultural products after the normally used processing [4, 15, 28].

The key feature in the application of environmental management options in natural ecosystems affected by the accident was the identification and implementation of action limits for forest products including berries, mushrooms, game and wood. The maximum permissible ^{90}Sr contamination density for forested areas used for pasture and haymaking was set at 92 kBq m^{-2} and for the production of industrial wood at 3.7 MBq m^{-2} [4, 28]. A successful implementation of these options was achieved by transferring the priority right to use these lands to specialized farms, and controlling public access to those areas.

Initial restrictions on the economic use of water bodies (fishing, use of aquatic vegetation as fodder for farm animals) were imposed on lakes in areas with ^{90}Sr density above 74 kBq m^{-2} [7]. By 1970, reutilization of lakes located in the affected area was possible for fish farming due to natural decontamination in lakes (the ^{90}Sr ecological half-life in water was 5-6 years). The remediation strategy was based on the presumption that lands should not be left vacant (with the caveat that occupational standards and dose limits to individuals must be observed) and their exploitation must partially compensate for damage from radioactive contamination. It was based on two main options: land use change and development of new economic activities, dependent on safe use of the environment. Land use differentiation into agriculture, forestry and other branches of the rural economy using soil, plant and water resources was based on the ability to produce products with permissible levels of ^{90}Sr

contamination. Since farming was seriously restricted in the affected region (due to exceeding action levels), economic activities were focused on the production of industrial (non-food) goods, development of forestry and local industry and the exploitation of peat, sand, gravel and other mineral resources [4].

As a result of the remediation, a substantial decrease in the effective annual doses to the local population was achieved which ensured that these doses fell below those set out in the radiation safety standards present in the USSR at that time. The complex mixture of protective actions which was initially developed for areas affected by the Kyshtym accident was subsequently adopted for areas affected by the Chernobyl accident, with appropriate modifications to take account of the different circumstances [3, 7, 24].

Chernobyl accident

The accident at the Chernobyl NPP was the most serious radiation accident in the history of nuclear energy generation. The accidental release comprised some highly environmentally mobile radionuclides including isotopes of radioiodine, radiostrontium and radiocaesium, which had a serious impact on agriculture [13].

More than fifteen thousand settlements with a population of around six million people were living in areas with a ^{137}Cs deposition density above 37 kBq m^{-2}, and were therefore officially designated as contaminated. In the areas most severely affected, with ^{137}Cs contamination densities exceeding 555 kBq.m^2, there were 640 settlements, with 270,000 inhabitants [19, 20, 38].

Soon after the accident, a 30 km radius exclusion zone (the CEZ) was established around the reactor. Further population relocations took place in subsequent months and years in Belarus, the Russian Federation and Ukraine. Eventually, 116, 000 persons were evacuated or relocated [38] with about 50,000 cattle, 13,000 pigs, 3,300 sheep and 700 horses [13]. In the 30-km zone, more than 20,000 agricultural and domestic animals, including cats and dogs, were slaughtered and buried. In the first few years after the accident comprehensive surveys of contaminated lands and on-site inspection of foodstuffs were carried out. In 1989-1991, people from 470 settlements outside of the 30 km zone of the Chernobyl NPP were moved together with their agricultural animals to new locations [38].

Although decontamination of some settlements was carried out within the first few years after the accident, the main challenge for remediation after the accident was to retain the capability for agricultural production in contaminated areas. This task was of paramount importance to preserve the economy and the social and psychological stability of the population [13].

The maximum radionuclide concentrations in agricultural products occurred in the farms surrounding the Chernobyl NPP in the first few days and weeks after the accident and considerably exceeded action levels [13]. During the first few weeks after the accident ^{131}I was the main contributor to internal dose leading to significant radiation doses through milk consumption [38]. In addition, plants and animals were also contaminated with a wide range of other radionuclides, in particular, radiocaesium isotopes which were

the dominant contaminant in most environmental samples and food products from June 1986.

In the first weeks after the accident the main goal of countermeasures was to prevent the consumption of contaminated milk and green vegetables by the population, and to decrease ^{131}I concentrations in milk [14]. This was largely achieved by (i) radiation monitoring of agricultural products and the rejection of foodstuffs in which ^{131}I activity concentrations were above action levels (3700 Bq l^{-1} at that time) and (ii), processing rejected milk (mainly converting milk to storable products such as condensed or dried milk, cheese or butter). Information on countermeasures was confined to managers and local authorities, and was not distributed in time to private farmers. As a result, application of the countermeasures was often delayed in rural settlements for privately produced milk, resulting in low countermeasure effectiveness in some areas.

The rural population around the ChNPP was the most heavily affected by both external and internal exposure pathways. The production of foodstuffs with radionuclide activity concentrations above action levels was considered by the population as evidence that the land and their lifestyle had been severely blighted. Therefore, the rapid deployment of optimised countermeasures was important not only to reduce the radiation doses but also for the social and psychological well being of the population of affected regions and helping to decrease their stress levels.

In the least contaminated zone (37-185 kBq m^{-2}) farming continued based on agricultural practices suitable for the soil and climate, except for areas with peaty soils, with high radiocaesium uptake by plants, where radical improvement was implemented. In the 185-555 kBq m^{-2} zone, plant production on arable soils continued without restrictions. Soils received increased doses of P and K or organic fertilizers. Natural meadows on sandy, sandy-loam and peaty soils were subjected to radical improvement (which includes removing vegetation, ploughing, liming, fertilization and plants reseeding) with a 1.5 fold increase in the application rate of potassium and phosphorous fertilizers [13, 30] (Figure 1). In the 555-1480 kBq m^{-2} zone, there was a full-scale remediation. The areas receiving soil based management options in the 20 years following the Chernobyl accident are shown in Figure 2.

The provision of feed with low contamination levels to previously contaminated animals for an appropriate period before slaughter effectively reduced contamination in meat. Such “clean feeding” was normally combined with live monitoring of animals so that if radiocaesium transferred to meat was above action levels, the animals were returned to the farm for further clean feeding (Figure 3).

Another important countermeasure used to reduce radiocaesium contamination in animal products by the administration of caesium binders since the beginning of the 1990s was (Figure 4). The Cs binder used was a hexacyanoferrate, widely referred to as Prussian blue [27] and was administered as a powder and as rumen dwelling boli.

This application has been especially useful and effective in settlements where the grazed meadows were not suitable for radical improvement. Various

methods for milk processing to butter and sour-milk products were also developed and successfully implemented during food processing.

Figure 1 – Implementation of soil based remedial actions (radical improvement) in Rivno region of Ukraine (upper photo) and Tula region of Russian Federation (photo in the mid). Lower picture shows a meadow after radical improvement (Bryansk region, Russia). Courtesy of Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology (Obninsk, Russia) and Ukrainian Institute of Agricultural Radiology (Kiev, Ukraine)

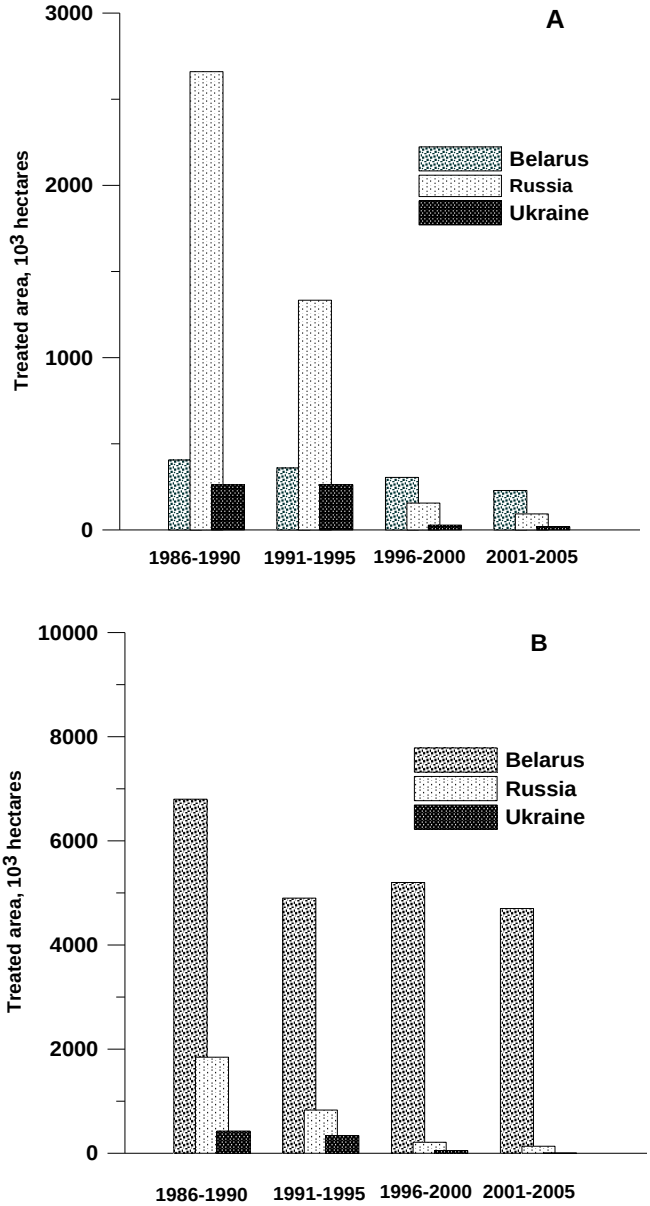


Figure 2 – Changes with time in the extent of agricultural areas treated with liming (A) and mineral fertilizers (B) as a countermeasure in the USSR/fSU countries contaminated by the Chernobyl accident

Figure 3 –Live monitoring measurements of animals in the settlements of the Bryansk region Russia affected by the ChNPP accident (Courtesy of Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia)

Figure 4 – Administration of the hexacyanoferrate boli to a sheep (Courtesy of Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster Environment Centre, Lancaster, United Kingdom)

More than 40,000 km^2 of forested areas had ^{137}Cs concentrations above 37 kBq m^{-2} and in Russia alone about 50,000 forestry workers and members of their families lived in these affected areas [3].

In many of the most affected areas the role of the forest as a source of food is essential to local communities [35]. Natural reductions in the ^{137}Cs concentrations in "forest products" was much slower compared with agricultural products; the effective half-lives for ^{137}Cs in mushrooms and berries were roughly 20 and 10 years respectively [10, 32]. As a consequence, in the long-term after the accident "forest products" (especially mushrooms) sometimes contributed more to the exposure of a population than did critical foodstuffs such as milk. This was particularly prevalent in settlements near forests [11, 21, 35].

Remedial actions in forests were mainly of a restrictive nature and the dose reduction achieved by various management options was small [12, 36]. Thus, in the affected forested areas, bans were imposed on the collection of mushrooms, berries, hunting game and private cattle grazing on forest pastures and clearings; fire-control actions were also implemented. Management options in contaminated woods (such as the collection and removal of forest litter and leaves or reforestation) were either technologically ineffective, or economically expensive and ecologically unjustified.

The Chernobyl accident also affected many water bodies. Some 8 million people were exposed to additional radiation due to the consumption of drinking water and 32 million due to the consumption of fish and the use of water for irrigation purposes [38,39].

Two major remediation strategies were implemented in water bodies affected by the Chernobyl accident: the implementation of remedial options

to restrict radionuclide distribution with water movements; and restrictions on the consumption of aquatic foodstuffs and drinking water from the most contaminated water bodies. In the contaminated catchment area different hydro-technical constructions were implemented (dikes, dams, etc., as well as special channels). Also, to limit radionuclide migration and accumulation in fish, various sorbents were added to induce radionuclide sedimentation from water masses, and potassium fertilisers were added to reduce radionuclide accumulation in fish [22, 33] (see example in Figure 5). These measures were rather costly and their effectiveness was generally low, especially compared with agricultural remedial options [4, 38].

Figure 5 – Application of potassium chloride fertilizer for reduction of ^{137}Cs concentration in the fish of the Svaytoe Lake (Belarus) (top photo) and the lake after the treatment (bottom photo). The fertilisers were coloured red with a special neutral additive to track a potassium chloride application

The decontamination of settlements following the Chernobyl accident was applied at a limited scale. For example, the Soviet army in 1989 decontaminated 93 rural settlements affected by the Chernobyl accident in the Bryansk region. The army units removed a layer of topsoil from areas around houses, from children gardens and other public sites [5]. However, the dose reducing effect was only 1.1-1.5; which was much lower than expected [21]. Therefore, decontamination of inhabited areas ceased and relocation of the residents was continued in some cases. In later studies carried out in 1997 it was shown that if soil removal is optimised in relation to the distribution of the contaminants in soil profile, (e.g., using a mini-bulldozer, see Figure 6), the external dose rate can be reduced by at least a factor of 6 [5].

Figure 6 – Removal of contaminated topsoil with a “Bobcat” mini-bulldozer in the Bryansk region in 1997

Countermeasures applied in the early phase of the Chernobyl accident had a considerable effect in averting doses to the affected population. However, they were only partially effective in reducing radioiodine intake via milk, because of the lack of timely information about the accident and advice on appropriate actions, particularly for private rural farmers [38].

Large-scale application of a range of management options achieved a sharp decrease in the amount of animal produce with radiocaesium activity concentrations above action levels in all three countries (Figure 7).

The contribution of internal exposure to radiation doses of the general public caused by the Chernobyl radioactive release has been significant both in the short and long term. Agricultural management options were the most efficient in reducing dose, averting 30-40 % of the collective internal dose to the affected population, excluding thyroid dose [13].

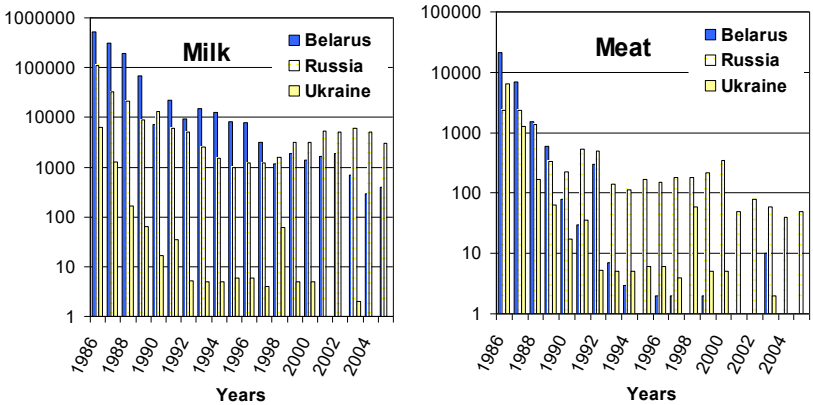


Figure 7 – Variation with time in amounts of milk and meat exceeding action levels in Russia (all milk and meat - collective and private), Ukraine and Belarus (only milk and meat entering processing plants) after the Chernobyl accident, tones

The current slow, natural decrease of ^{137}Cs availability in soil means that remediation actions after the Chernobyl accident will be important for around seventy years after the accident except for those areas (such as the 30 km zone around Chernobyl NPP) which have been withdrawn from economic use and for which this time period is longer.

Decision aiding tools

The efficiency of countermeasures or remediation depends on many factors: the specific contamination scenario; the properties of the contaminants involved; characteristics of the affected environment; the perception of countermeasures or remedial actions by the local population amongst many others. The effectiveness of such actions, cost and resources required for their implementation vary considerably with these various factors; this in turn affects the suitability of different countermeasures or remedial options for a given situation. Therefore, generalised recommendations which do not account for the diversity of local site-specific conditions can result in inadequate decision-making and may not be feasible to execute.

These multiple factors must be reconciled within a single optimisation approach and there is a significant challenge in finding a balanced solution to the multidimensional problem each contamination scenario presents. This task can be facilitated with environmental decision support systems (EDSS), capable of providing advice on countermeasure/remediation strategies at different levels of the decision-making process, which take into account temporal and spatial variation in each factors. A conceptual framework and basic elements of such systems (*EDSS*) intended for support in remediation of contaminated areas is given in Figure 8.

Following the Chernobyl accident various EDSS, or models which underpin them, have been produced which have enhanced the ability to optimize remediation strategies in contaminated areas.

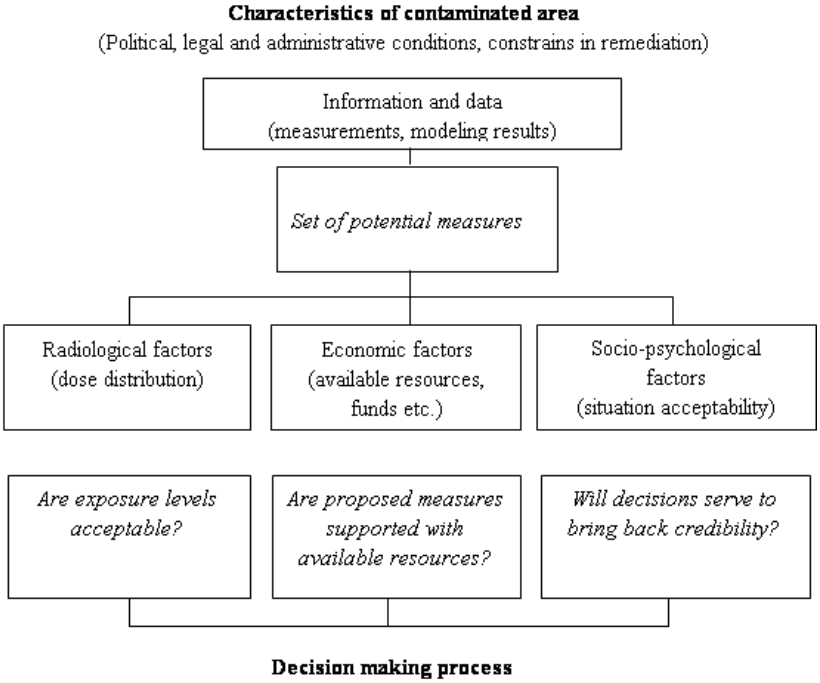


Figure 8 – Key elements of the environmental decision support system (*EDSS*) for remedial measures on contaminated areas (adopted from Shershakov et al. [31])

Decision-aiding techniques are useful tools to determine the level and kind of protection which will provide the best solution given the various factors and constraints involved, taking into account inherent uncertainties and value judgments. This can only be achieved on the basis of a clear identification of available alternative management options and the factors and constraints involved in the processes. Site specific quantification is a difficult and time-consuming step in the decision-making process because all necessary data must be gathered or generated by models to then use in combination with decision-aiding techniques to optimize the decision-making process. Decision-aiding techniques have been widely used to select preferable remedial options for contaminated areas, starting in the early 1980s when ICRP (Publication 37, 55) recommended the use of cost-benefit analyses. In these analyses, the cost of environmental deterioration as a result of radiological contamination which could be averted using protective measures was compared with the cost of the protective measures. For decisions of greater complexity, including considerations of large-scale remedial, decision-

making can be improved by complementing the above methods with multi-criteria analysis [31].

Cost-effectiveness and cost-benefit techniques are based on balancing the costs of management option implementation against the expected reduction of the collective dose, which is expressed in monetary value. The definition and use of the monetary value of collective doses, introduced by ICRP in Publication 22, has been a key element of this approach; the implementation of this approach has been, and currently is, the subject of many debates on ethical grounds.

There are some clear differences between these two techniques. Cost-effectiveness analysis is intended mainly to eliminate low cost-effective management options and to rank the remaining options (see Figure 9). The main elements of the approach are as follows:

1. Characterization of management options in terms of their cost and the corresponding residual collective doses following their implementation.

2. Selection of cost-effective options for which there are no alternative options either to reach the same residual collective dose at a lower protection cost or for the same protection cost to reach a lower residual collective dose.

This process is illustrated graphically in Figure 9. Each management option is represented by a dot and all those dots situated along the cost-effectiveness curve represent cost-effective options. For example option (A) allows for an equivalent residual collective at a lower cost than (E), and option (C) gives a lower residual collective dose for the same cost as (F). All the options which are above on the curve are called 'totally dominated' (worse) options and must be discarded from further consideration (Lochard et al., 2001).

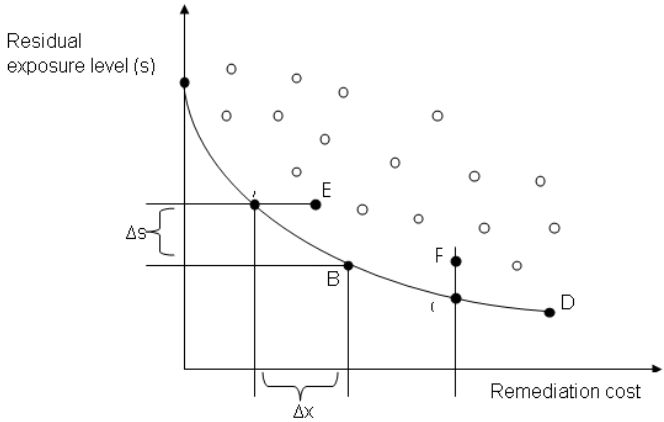


Figure 9 — Cost-effectiveness analysis

Cost-effectiveness is intended to assess the 'marginal cost' of every management option, which has to be compared against the closest less or more expensive options. If a small additional cost would lead to a much higher effectiveness in terms of risk reduction, the option is not cost-effective. Finally, each cost-effective option can be characterized by the increase in cost

from one option to the next (DX) and the corresponding decrease in collective dose (DS). The quotient (DX/DS) is called the cost effectiveness ratio and provides a basis for ranking the various options. However, determination of the cost-effectiveness curve and the corresponding cost-effectiveness ratios does not provide a basis for the selection of the optimum option. This is achieved by the introduction of a reference value for the cost-effectiveness ratio in the framework of the cost-benefit analysis.

The most widespread approach to performing the second technique, cost-benefit analyses is based on the determination, for each management option, of the sum of remediation costs and the cost of residual collective dose (expressed in monetary terms) resulting from that strategy, and then comparing them to identify which option has the lowest total cost. This option can be accepted as the optimum solution, as illustrated in Figure 10.

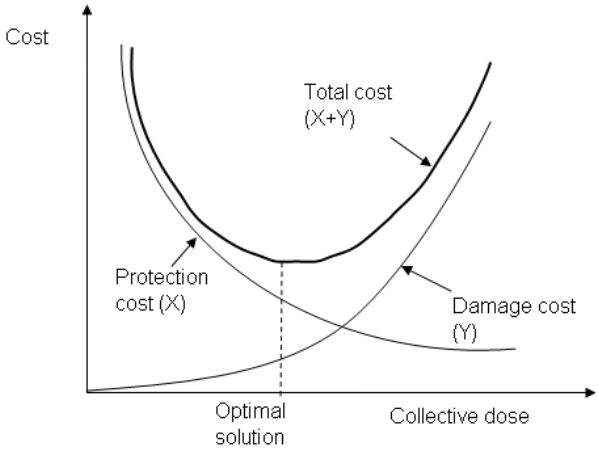


Figure 10 — Cost-benefit analysis applied for the identification and justification of the optimal management option

There are many factors to be taken into account as part of the process of remediation justification and some of them cannot be quantified either in monetary terms or in terms of any resources, although they may be quantifiable in other units or ranking parameters. In such a case the most straightforward way to justify an optimised remediation strategy is the application of multi-attribute-utility analysis (MAUA). This technique was first recommended by ICRP for the optimization of radiation protection efforts in ICRP Publication 55. The most recent ICRP Publications 103 and 104 emphasize the great impact of social and political factors on decisions regarding remediation which also encourage the use of MAUA as one of the basic approaches for remediation optimisation.

The basic principle of the multi-attribute-utility analysis technique is to construct a scoring scheme (or multi-attribute utility function) for each option on the basis of all significant criteria which characterize the situation (i.e. cost

of remediation, collective or individual doses, perception of management options by the population etc.). When the different remedial options are identified, the MAUA defines the relevant criteria for the decision process. The criteria are specified in compliance with specific strategies to ensure remediation success. These criteria normally include: economic attributes; human health impact and public safety attributes; socio-psychological attributes; environmental secondary effects and ethical considerations; criteria based on public opinions and the interests of various population groups.

Every remediation alternative must be evaluated according to some or all of the above criteria, either quantitatively or qualitatively. Because of their diversity, possible options will be ranked differently for each criterion. In further steps, weighting-coefficients are assigned to each criterion to account for their relative importance. This is the most important and often difficult step in MAUA. Nevertheless, several techniques are available to derive this set of values, and whatever method is used, the choice of weighting coefficients should be justified. Formally, each option is qualified by its total utility (U) calculated as follows:

$$U_i = \sum k_j \cdot u_{ij} \ ,$$

Where i is the remediation alternative number; j is the criterion number; k_j is the weighting coefficient showing the relative importance of each option (normalized $\sum k_j = 1$); u_i is the utility of measure i.

The single utility associated with each criterion can be defined either as a linear function of the value expressing the criteria or as non linear function to incorporate the preferences of the decision makers into the analysis. For example, it is possible to define utility functions which incorporate risk aversion according to the level of individual or collective exposures.

Finally, the management options which lead to the highest total utility should be selected. Since most of the weighting factors generally rely on decision makers' judgments, it is highly recommended that a sensitivity analysis be performed using different sets of weighting coefficients to test the "robustness"' of the results.

Based on such an approach a few specific decision-support systems for remediation of different environments: aquatic, forest and rural were suggested and used for the long-term optimization of remediation strategies following the Chernobyl accident.

Different nuclear applications have contributed to the rapid development of science and technology within the second half of the last century. The use of numerous nuclear activities has, in many countries around the world, led to the contamination of significant parts of some ecosystems, which require remediation. Due to the variety of sources and the characteristics of the receiving environment, the scenario of contaminated sites varies greatly. Nuclear weapon testing and severe radiation accidents, in particular, have also greatly contributed to global concern about the need for reliable and comprehensive radiation risk assessment. In response, the development of countermeasures and remediation constitute two major radiation protection

tools that can alleviate the radiological consequences of emergencies and reducing the radiation exposure from existing contamination respectively.

References

1. Akleev, AV and Kiselev, MF (2001) Ecological and medical impacts of the 1957 accident at the PP "Mayak" (Moscow, RF Ministry of Health).
2. Alexakhin RM (1993) Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident Science of the Total Environment 137: 9-20.
3. Alexakhin, RM, Buldakov LA, Gubanov VA, Drozhko YeG, Ilyin LA, Kryshev, II, Linge, II, Romanov, GN, Savkin, MN, Saurov, MM, Tikhomirov, FA, Kholina, YuB (2004) Large radiation accidents: consequences and protective countermeasures. (Moscow, IzdAT Publisher).
4. Alexakhin, RM (2009) Remediation of Areas Contaminated after Radiation Accidents In: Remediation of contaminated environments, eds. Voigt, G. and Fesenko, S (Elsevier, Amsterdam), pp. 179-224.
5. Andersson, K, and Roos, P (2009) Effectiveness of Remedial Techniques for Environments Contaminated by Artificial Radionuclides In: Remediation of contaminated environments, eds. Voigt, G. and Fesenko, S (Elsevier, Amsterdam), pp. 375-426.
6. Bogdevitch, I, Sanzharova, N, Prister, B, Tarasiuk, S (2002) Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident. In: Role of GIS in Lifting the Cloud off Chernobyl, Kolejka, J, ed. (Kluwer Academic Publishers), pp. 147-158.
7. Burnazyan, AI (1990) Results of the studies and experience of mitigation of consequences of the accidental contamination of the territory by uranium fission products. (Energoatomizdat, Moscow) (in Russian).
8. Dale, P, Robertson, I, Toner, M (2008) Review: Radioactive particles in dose assessments Journal of Environmental Radioactivity 99: 1589-1595.
9. Fesenko, SV, Colgan, A, Sanzharova, NI, Lissianski, KB, Vazquez, C & Guardans, R (1997) The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder in areas of Russia affected by the Chernobyl accident and doses resulting from the consumption of milk and milk products Radiation Protection Dosimetry 69: 289-299.
10. Fesenko, SV, Voigt, G, Spiridonov, SI, Sanzharova, NI, Gontarenko, IA, Belli, M, Sansone, U (2000) Analysis of the contribution of forest pathways to the radiation exposure of different population groups in Bryansk region of Russia Radiation and Environmental Biophysics 39: 291-300.
11. Fesenko, SV, Jacob, P, Alexakhin, R, Sanzharova, NI, Panov, A, Fesenko G, Cecille, L (2001) Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long term after the Chernobyl accident Journal of Environmental Radioactivity 56: 77-98.
12. Fesenko, SV, Voigt, G, Spiridonov, SI & Gontarenko, IA (2005) Decision making framework for application of forest countermeasures in the long term after the Chernobyl accident Journal of Environmental Radioactivity 82: 143-166.
13. Fesenko SV, Alexakhin, RM, Balonov, MI, Bogdevitch, IM, Howard, BJ, Kashparov, VA, Sanzharova, NI, Panov, AV, Voigt, G & Zhuchenko, YM (2007) An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident Science of the Total Environment 383: 1-24.

14. Fesenko, SV, Alexakhin, RM, Balonov, MI, Bogdevich, IM, Howard, BJ, Kashparov, VA, Sanzharova, NI, Panov, AV, Voigt, G & Zhuchenko, YuM (2006) Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned. Journal of Radiological Protection 26(4): 1-9.
15. Fetisov, VI, Romanov, GN, Drozhko EG (1993) "Practice and problems of environment restoration at the location of the industrial association Mayak, 1994", European Commission Doc. XI-5027/94, Proc. Symp. Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe, Antwerp (1993): 507-521.
16. Howard, B.J., Wright, S.M. (Eds.) (1999) Spatial Analysis of vulnerable ecosystems in Europe: Spatial and dynamic prediction of radiocaesium fluxes into European foods (SAVE). Final report. Commission of European Communities.
17. Howard, B.J., Liland A, Beresford N.A., Andersson K.G., Cox G, Gil J.M., Hunt J, Nisbet A, Oughton D & Voigt G (2004) A critical evaluation of the Strategy Project. Radiation Protection Dosimetry 109: 63-67.
18. Howard BJ, Beresford NA & Voigt G (2001) Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident Journal of Environmental Radioactivity 56: 115-137.
19. Izrael, YuA, Kvasnikova, EV, Nazarov, IM, Fridman, ShD (1994) Global and regional contamination of the territory of the European part of the former USSR by ^{137}Cs Meteorology and Hydrology 5: 5-9 (in Russian).
20. Izrael, Yu (1999) Radioactive Fallout after Nuclear Explosions and Accidents Environmental Monitoring and Assessment 59(1): 121-122.
21. Jacob, P, Fesenko, SV, Firsakova, SK, Likhtarev, IA, Schotola, C, Alexakhin, RM, Zhuchenko, YM, Kovgan, L, Sanzharova, NI, Ageyets, V (2001) Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident Journal of Environmental Radioactivity 56: 51-76.
22. Kudelsky, AV, Smith, JT, Petrovich, AA (2002) An experiment to test the addition of potassium to a non-draining lake as a countermeasure to 137Cs accumulation in fish Radioprotection-Colloques 37: 621–626.
23. Lochard, J, Schneider, T (2001) Application of decision aiding technologies for relocation strategies. In: Radioecology: Radioactivity and Ecosystems, eds. Van der Stricht, E & Kirchman, (Fortemps, Liege), 504-536.24. Nikipelov, BV, Romanov, GN, Buldakov, LA, Babaev, NS, Kholina, YuB, Mikerin, EI (1987) The radiation accident in the South Urals in 1957 Atomnaya Energia 67: 74-80 (in Russian).
25. Prister B, Loshchilov N, Perepelyatnikova L, Perepelyatnikov G & Bondar P (1992) Efficiency of measures aimed at decreasing the contamination of agricultural products in areas contaminated by the Chernobyl NPP accident Science of the Total Environment 112: 9-87.
26. Prister, BS, Perepelyatnikov, GP, Perepelyatnikova, LV (1993) Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident Science of the Total Environment 137: 183-198.
27. Ratnikov, AN, Vasiliev, AV, Alexakhin, RM, Krasnova, EG, Pasternak, AD, Howard, BJ, Hove, K, Strand, P (1998) The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocesium contamination of animal products in Russia Science of the Total Environment 223: 167-176.
28. Romanov, GN, Drozhko, EG, Nikipelov, BV, Teplyakov, IG, Shilov, VP (1993) Summing up: restoration of the economic activity. In Environmental

impacts of radioactive contamination in the South Urals, eds. Sokolov, VE & Krivolutsky, DA (Moscow, Nauka) (in Russian).
29. Sanzharova, NI, Fesenko, SV, Alexakhin, RM, Anisimov, VS, Kuznetsov, VK, & Chernyayeva, LG (1994) Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability in plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident Science of the Total Environment 154: 9-22
30. Sanzharova, NI, Fesenko, SV, Kotik, VA, Spiridonov SI (1996) Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures. Radiation Protection Dosimetry 64: 43—48.
31. Shershakov, V., Fesenko, S., Kryshev, I., Semioshkina, N. Decision-Aiding Tools for Remediation Strategies. In: Remediation of contaminated environments. Voigt, G. and Fesenko, S. (Eds.). Elsevier, Amsterdam, 2009. 123-178.
32. Shutov, VN, Bruk, GYa, Basalaeva, LN, Vasiletskiy, VN, Ivanova, NP, Karlin, IS (1996) The role of mushrooms and berries in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident. Radiation Protection Dosimetry 67: 55-64.
33. Smith, JT, Kudelsky, AV, Ryabov, IN, Hadderingh, RH, Bulgakov, AA (2003) Application of potassium chloride to a Chernobyl contaminated lake: Modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish Science of the Total Environment 305: 217—227.
34. Sokolov, VE and Krivolutsky, DA (1993) Environmental impacts of radioactive contamination in the South Urals. Sokolov, VE and Krivolutsky, DA (Eds.). Nauka, Moscow, 336 p. ISBN 5-02-005719-3 (in Russian).
35. Strand, P, Balonov, M, Travnikova, I, Hove, K, Skuterud, L, Prister, B, Howard, BJ (1999) Fluxes of radiocaesium in selected rural study sites in Russia and Ukraine Science of the Total Environment 231: 159—171.
36. Tikhomirov, FA, Shcheglov, AI (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones The Science of the Total Environment 157: 45-57.
37. Voigt G, Eged K, Howard BJ, Kis Z, Nisbet AF, Oughton DH, Rafferty B, Salt CA, Smith JT, Vandenhove H (2000) A wider perspective on the selection of countermeasures. Rad Prot Dosim 92: 45-48.
38. IAEA (2006a) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the Chernobyl Forum Expert Group Environment (International Atomic Energy Agency, Vienna).
39. IAEA (2006) Radiological Conditions in the Dnieper River Basin: Assessment by an International Expert Team and Recommendations for an Action Plan Radioecological Assessment report Series (International Atomic Energy Agency, Vienna).

УДК 574: 577.346

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В РЕСПУБЛИКЕ КАЗАХСТАН И ОСОБЕННОСТИ ЕЕ ФОРМИРОВАНИЯ

А. О. Айдарханов

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN AND THE PECULIARITIES OF ITS FORMATION

A. O. Aidarkhanov

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: asan@nnc.kz

В результате деятельности промышленных, оборонных предприятий Советского Союза и атомно-промышленного комплекса на территории Республики Казахстан сформировалась сложная радиоэкологическая обстановка. Реабилитация участков, загрязненных радионуклидами, является важной и сложной экономической, социальной и экологической проблемой.

Основные факторы, обуславливающие неблагоприятную радиационную обстановку в ряде областей Казахстана, по своему происхождению представляют собой источники искусственных, техногенных и природных типов загрязнения (Рисунок 1).

Искусственные источники загрязнения. Загрязнение искусственными радионуклидами территории Казахстана связано с многолетними испытаниями ядерного оружия на Семипалатинском ядерном испытательном полигоне, занимающем площадь в 18 500 км^2, а также ядерными взрывами в "мирных" целях. Большое количество радиоактивных отходов образовалось вследствие функционирования ядерных промышленных и исследовательских реакторов, один из которых, промышленный реактор БН-350 (г. Актау), в настоящее время остановлен. Еще одним источником загрязнения является использование источников ионизирующих излучений (ИИИ) в промышленности, медицине, науке.

Суммарная активность радиоактивных отходов ядерных полигонов составляет 12,9 млн. Кюри; их общая масса – 12,3 млн. т, из которых 6,5 млн. накопилось в подземных полостях и 5,8 млн. – на поверхности, в местах проведения наземных ядерных взрывов.

Отходы ядерной энергетики (1 энергетический и 4 исследовательских реактора) составляют 15 тыс. т, активностью 2,32 млн. Кюри, в том числе 450 т активностью 1,9 млн. Кюри – высокоактивные отходы.

Техногенные источники загрязнения. Эти источники связаны с перераспределением природных радионуклидов в результате производственной деятельности. Наиболее масштабные негативные изменения окружающей среды вызваны многолетним функционированием предприятий уранодобывающих и ураноперерабатывающих комплексов и связанных с ними геологоразведочных работ.

Основную часть отходов ураноперерабатывающей промышленности представляют отходы шахт и хвосты рудообогатительных фабрик, действовавших при рудниках, которые по активности можно отнести к низко- и среднеактивным радиоактивным отходам. Большинство из многочисленных урановых месторождений сосредоточено в 5-ти урановорудных провинциях и нескольких ураноносных районах.

Радиоактивные отходы урановой горнодобывающей отрасли, в процессе деятельности которой добыто свыше 80 тыс. т урана, составляют 222 млн. т суммарной активностью порядка 251 тыс. Кюри. Большую их часть составляют отходы горнохимических предприятий: только в хвостохранилище Прикаспийского горнометаллургического комбината накоплено 173 млн. т активностью 187 тыс. Кюри.

Серьезную потенциальную опасность могут представлять практически бесхозные отвалы эксплуатационных и разведочных выработок на объектах радиоактивного оруденения различного ранга: месторождениях и крупных рудопроявлениях урана, торий-редкометальных, ураноносных фосфоритов, урано-угольных. Общее число их более ста. Они опасны повышенным эманированием $^{222,\ 220}Rn$, радиоактивной пылью, внешним облучением, радиационным загрязнением грунтовых вод. Мощность экспозиционной дозы на этих объектах может превышать допустимые значения более чем в 50 раз.

До последнего времени в стороне от общественного внимания оставался еще один источник радиационной опасности, постоянно сопровождающий технологические процессы по добыче и переработке нефти. Это – почва и пластовые воды в районах добычи нефти, которые содержат повышенную концентрацию природных радионуклидов урана, тория, а также продуктов их распада. Природные радионуклиды концентрируются и осаждаются в местах сбросов нефтяных вод, а также на стенках технологического оборудования и трубопроводов, достигая активностей по альфа- и гамма-излучению в сотни и тысячи раз превышающие фоновые значения и сопоставимы с классами низко и среднеактивных радиоактивных отходов. Так содержания ^{226}Ra и ^{232}Th в верхнем слое почвы на полях испарения составляют десятки тысяч Бк/кг.

По подсчетам радиоактивные отходы от неурановых предприятий составляют 2,36 млн. т с активностью 128 Кюри. Основная их часть образуется на нефтепромыслах Мангистауской и Атырауской областей,

где суммарная площадь загрязнения составляет 6500 га, а содержания радия превышают допустимые нормы в сотни раз и тория – в 20-30 раз.

Природные типы загрязнения обусловлены тем, что Казахстан представляет собой уникальный урановорудный регион, в котором по оценочным данным сосредоточено около 30% мировых запасов урана, вследствие чего значительная (около 13%) территория страны характеризуется:

– высоким природным радиационным фоном земной поверхности в регионах, вмещающих урановорудные и торий-редкометалльные месторождения;

– высоким содержанием радионуклидов в природных водах урановорудных провинций.

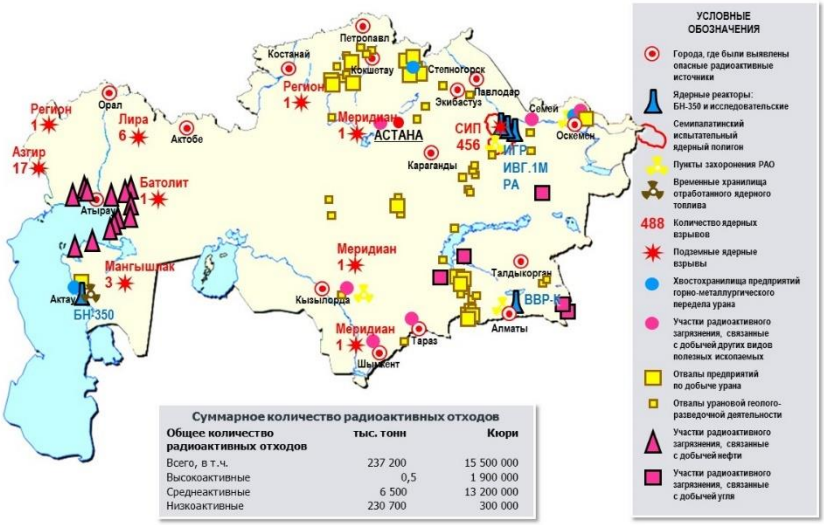


Рисунок 1 – Карта радиационно-опасных объектов на территории РК

1. Искусственные источники загрязнения

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) расположен на пересечении трех областей Казахстана: Павлодарской, Карагандинской и Восточно-Казахстанской и занимает площадь 18 тыс. кв. км. За время функционирования СИП (1949-1989 годы) на его территории было проведено 466 ядерных испытаний в том числе: 30 наземных, 88 воздушных и 348 подземных ядерных взрывов, при этом 13 взрывов повлекли за собой выброс радиоактивных газов в атмосферу. По различным оценкам экспертов около 1,2 миллиона жителей было подвержено влиянию радиационного излучения.

Площадка "Опытное поле". Радиационная обстановка на площадке "Опытное поле" обусловлена проведением атмосферных ядерных испытаний. Радиоактивное загрязнение местности не является повсеместным, а приурочено непосредственно к местам проведения наземных ядерных взрывов, которые обусловили максимальное

загрязнение земной поверхности в пределах самой площадки. Некоторые, наиболее мощные испытания, привели к радиоактивному загрязнению территории полигона и территорий за его пределами.

В местах проведения наземных испытаний имеются воронки с навалами грунта и фрагментами оплавленной почвы, содержащей продукты ядерных взрывов. Радиоактивное загрязнение местности распространяется на сотни метров. Мощность дозы на навалах воронок превышает 10 мкЗв/ч. В пробах почв, отобранных вблизи от воронок, были обнаружены техногенные радионуклиды ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu. Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове в местах проведения ядерных испытаний на площадке "Опытное поле" по величине можно сравнить с радиоактивными отходами.

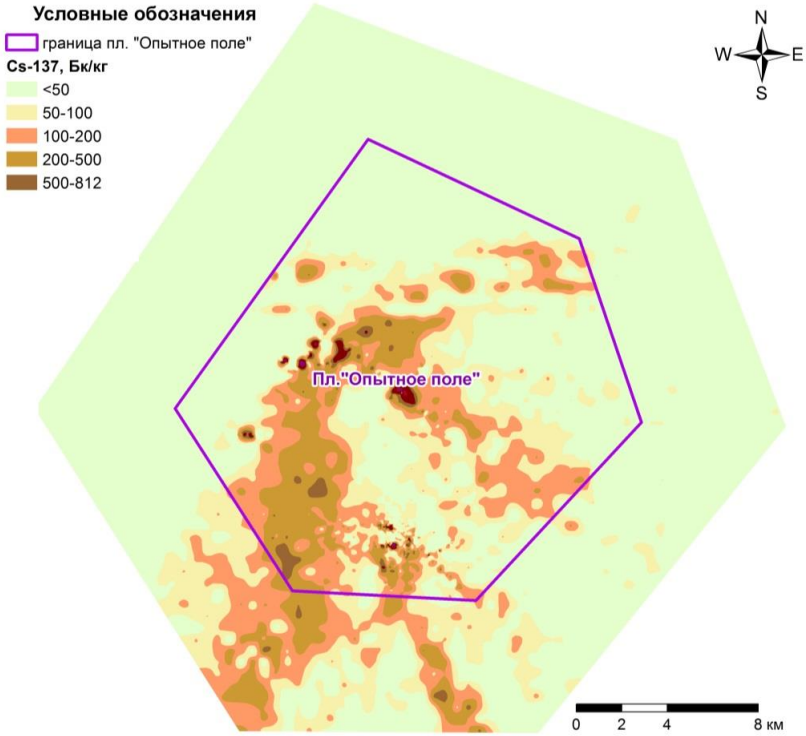


Рисунок 2 – Характер распределения ^{137}Cs на площадке "Опытное поле"

Площадки "Балапан", "Сары-Узень". Испытательные площадки "Балапан" (Рисунок) и "Сары-Узень" (Рисунок) использовалась для проведения подземных ядерных взрывов в скважинах. В отличие от атмосферных испытаний, радиоактивное загрязнение местности от проведения подземных ядерных взрывов в скважинах несравнимо мало.

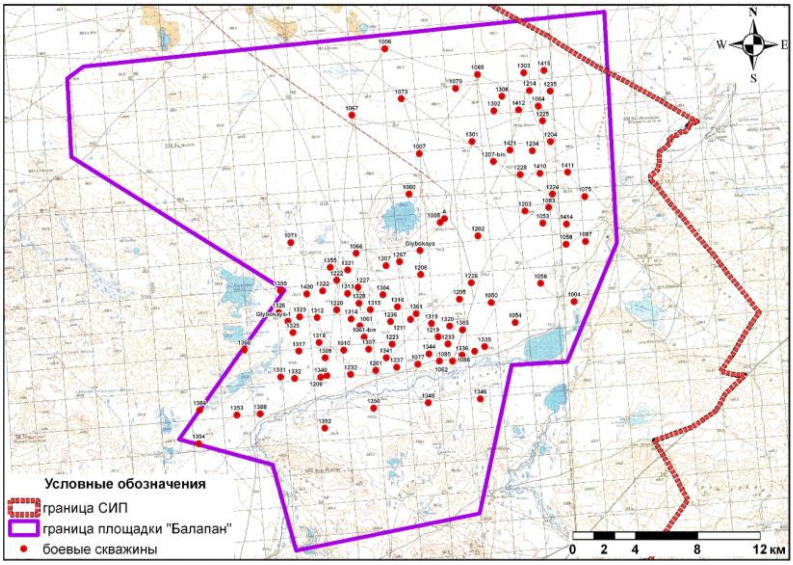


Рисунок 3 – Схема расположения скважин на площадке "Балапан"

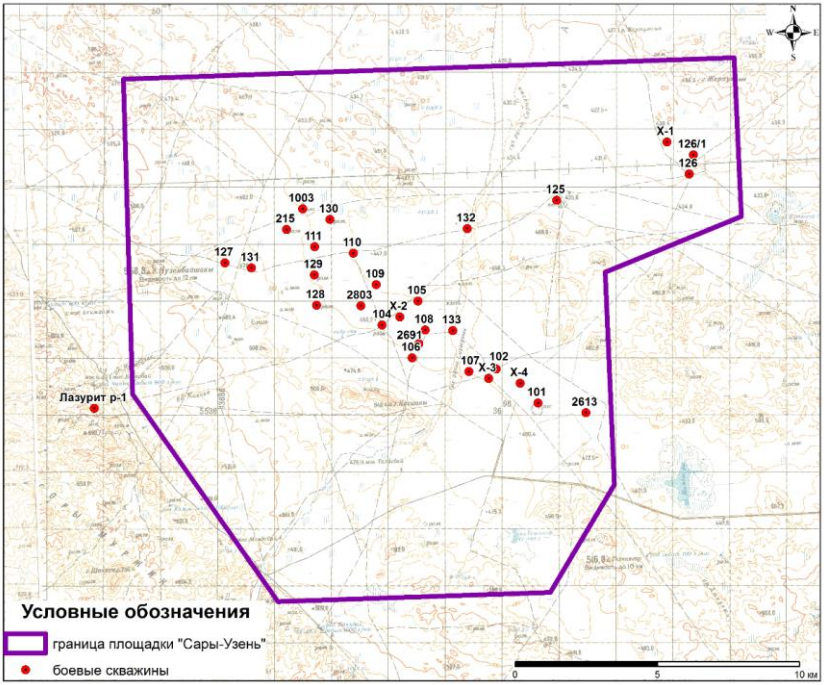


Рисунок 4 – Схема расположения скважин на площадке "Сары-Узень"

Основная доля радиоактивных продуктов остается "захороненной" под слоем породы. При проведении подземных ядерных взрывов в скважинах со штатной радиационной ситуацией доминирующая часть наработанной радиоактивности остается в эпицентре взрыва под землей, на поверхность выходит только небольшая её часть в виде инертных газов. В настоящее время практически все оголовки скважин на площадках "Балапан" и "Сары-Узень" демонтированы.

Обследования приустьевых площадок скважин показали, что в большинстве случаев радиационные параметры не превышают нормативов. Максимальные концентрации радионуклидов наблюдаются у оголовков скважин. Вместе с тем, на приустьевых площадках более десятка скважин обнаружено радиоактивное загрязнение почвенного покрова, которое распространяется на расстояние от десятков до сотен метров (Рисунок 5).

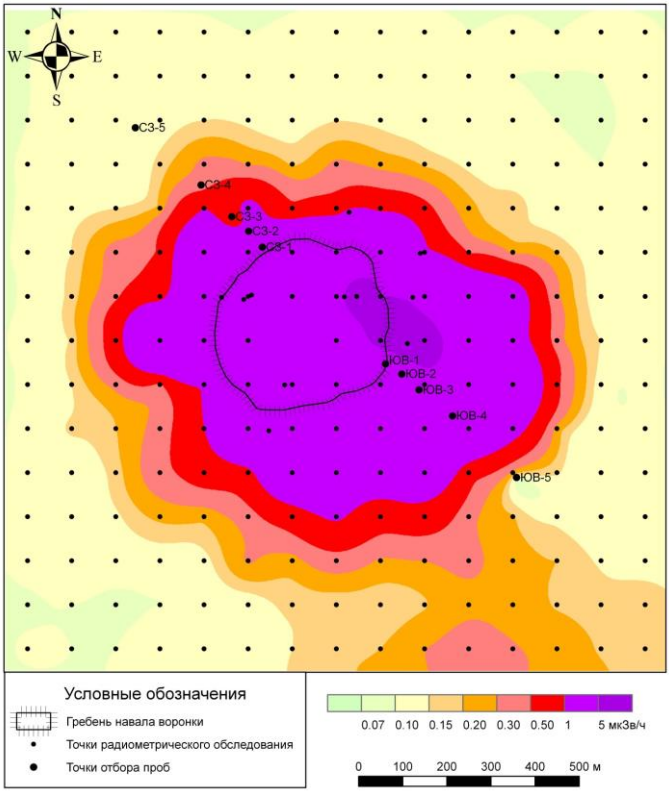


Рисунок 5 – Распределение МЭД в районе скважины с выбросом грунта

Радиоактивное загрязнение природной среды в районе скважин, где ядерные взрывы сопровождались выбросом грунта, распространяется на сотни метров, а следы радиоактивных выпадений,

образовавшиеся при проведении некоторых испытания (создание "Атомного" озера), прослеживаются на расстояния нескольких километров. Радиоактивное загрязнение почвенного покрова по удельной активности соизмеримо с радиоактивными отходами.

Испытательная площадка "Дегелен". Испытательная площадка "Дегелен" использовалась для проведения подземных ядерных испытаний малой мощности в штольнях на горном массиве Дегелен. Радиоэкологическое обследование площадки "Дегелен" показало, что большая часть территории площадки не имеет радиоактивного загрязнения, так как основная доля (более 90%) радиоактивности, наработанная в процессе ядерных испытаний, сосредоточена в полостях штолен. Однако существуют участки с повышенными концентрациями радионуклидов в объектах окружающей среды (почва, вода, растительность). Такие участки сформированы, в основном, тремя путями: 1) нештатные ситуации при проведении ядерных испытаний; 2) вскрытие штолен после проведения испытаний; 3) вынос радиоактивности из полостей штолен водным путем.

Наиболее загрязненными участками площадки "Дегелен" являются припортальные площадки штолен с водотоками (Рисунок 6Рисунок 1). Многолетние мониторинговые исследования показывают, что вынос радионуклидов водным путем из полостей ядерных взрывов продолжается и в настоящее время. Максимальных значений радиоактивное загрязнение достигает, как правило, вблизи припортального участка, по мере удаления от порталов штолен загрязнение местности уменьшается. Радиоактивное загрязнение почвенного покрова и воды по удельной активности соизмеримо с радиоактивными отходами.

Основным механизмом переноса радионуклидов за пределы горного массива является их миграция по водным артериям Дегелена – ручьям, которые находятся в зоне влияния водотоков из штолен (Рисунок 7). Однако, учитывая то, что поверхностные водотоки пересыхают уже в пределах границ площадки "Дегелен", то основной вынос техногенных радионуклидов за пределы горного массива происходит посредством подземных вод.

С 1996 по 1998 годы на площадке "Дегелен" были проведены работы по закрытию всех штолен с целью исключения возможности их повторного использования для ядерных испытаний и ограничения доступа в штольни. В последние годы были проведены дополнительные инженерные работы на некоторых штольнях по усилению защиты (Рисунок 3).

Площадки испытаний БРВ ("4А" и "4"). Ядерные взрывы – не единственный вид испытаний, проводившихся на территории СИП. В 1953-1957 годах были реализованы программы по испытанию боевых радиоактивных веществ (БРВ). Боевые радиоактивные вещества представляли собой жидкие или порошкообразные радиоактивные рецептуры, изготовленные либо из отходов радиохимического производства, либо путем облучения специально подобранных веществ нейтронами на атомном реакторе. Их удельная активность колебалась от десятых долей до нескольких кюри на литр.

Испытания БРВ проводились на площадках "4" и "4А", расположенных возле северной заставы за пределами "Опытного поля". Рассеяние БРВ осуществлялось путем подрыва отдельных снарядов, бомбардировки участков минометными снарядами, сброса бомб с бомбардировщиков или распыления БРВ с самолетов.

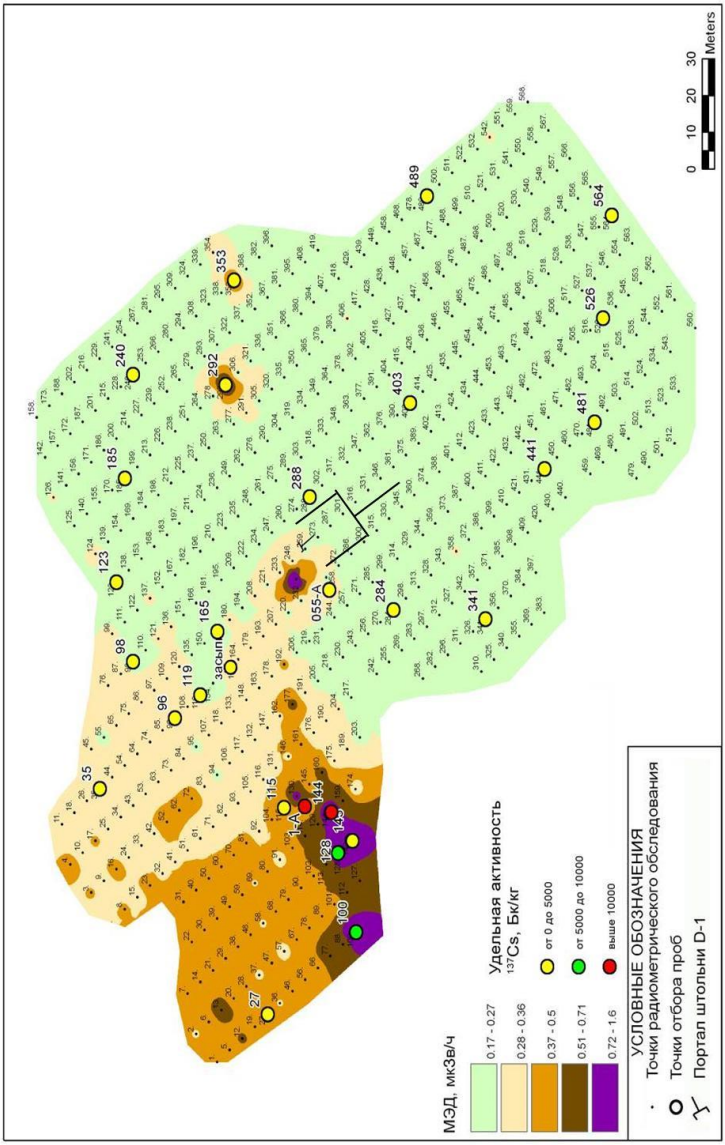


Рисунок 1 – Радиоактивное загрязнение припортальной площадки штольни

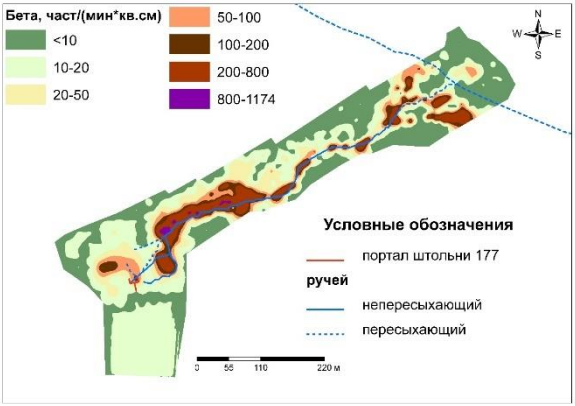


Рисунок 2 – Вынос радионуклидов вдоль водотока из штольни

Рисунок 3 – Вид штольни до и после закрытия

В результате проведенных в последние годы исследований на территории площадок были обнаружены отдельные фрагменты металлических изделий, используемых при испытании БРВ, а также более 30 участков локального радиоактивного загрязнения.

Основным загрязнителем является радионуклид ^{90}Sr, удельная активность которого в почвенном покрове достигает $5*10^8$ Бк/кг, при этом присутствуют и другие радионуклиды (изотопы $^{239+240}Pu$, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{137}Cs, ^{241}Am, ^{60}Co). Площади участков радиоактивного загрязнения колеблются от сотен до сотен тысяч квадратных метров, а протяженность некоторых достигает нескольких километров. Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове по величине можно сравнить с радиоактивными отходами.

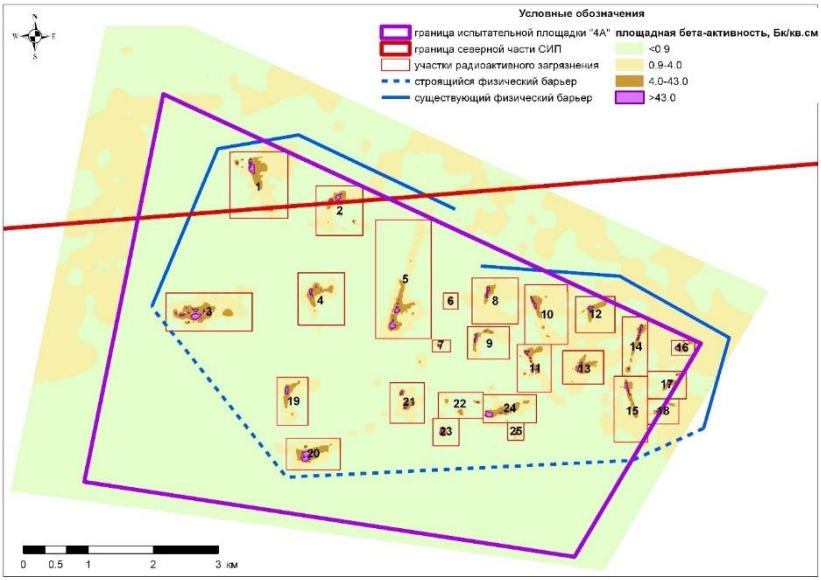


Рисунок 9 – Участки радиоактивного загрязнения на площадке "4А"

Следы радиоактивного загрязнения. Из всех наземных ядерных испытаний, произведенных на Семипалатинском полигоне, можно выделить не более десятка испытании, которые, в основном, определили масштабы радиоактивного загрязнения окружающей среды на территории полигона и прилегающих к нему регионах. В результате этих испытаний образовались следы радиоактивных выпадений и произошло значительное радиоактивное загрязнение местности (Рисунок 10).

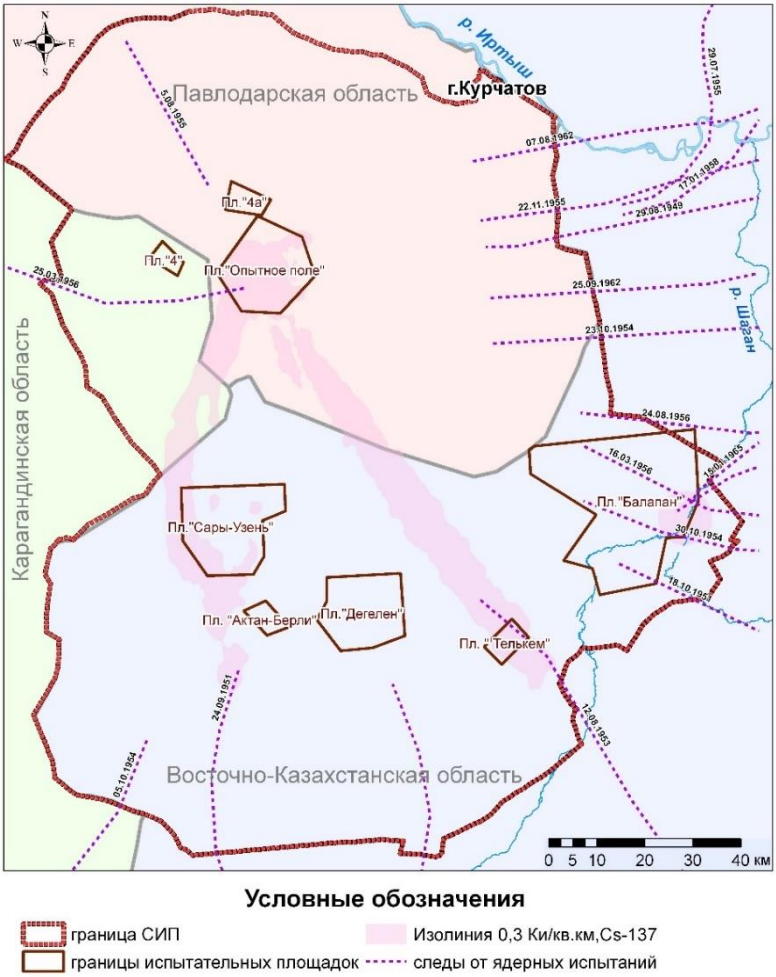


Рисунок 10 – Оси основных дозообразующих следов радиоактивных выпадений

В настоящее время радиометрическими методами на местности хорошо детектируются следы радиоактивных выпадений от наземных испытаний, проведенных 24.09.51 г. и 12.08.53 г., и подземных испытаний 15.01.65 г. и 14.10.65 г., а лабораторные анализы отобранных проб природной среды подтверждают наличие техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$ в количествах сотни и тысячи Бк/кг, что в десятки и сотни раз превышает фон глобальных выпадений радионуклидов.

*Река Шаган***.** Река Шаган является единственным поверхностным водотоком в пределах СИП. При проведении радиоэкологических исследований водной среды СИП было обнаружено загрязнение реки

Шаган радиоактивными продуктами ядерных взрывов. Основным радиоактивным загрязнителем является радионуклид тритий. Максимальные значения трития $40*10^4$ Бк/л в водах реки установлены в 4,7 км от "Атомного" озера, что более чем в 50 раз превышает допустимый уровень для питьевой воды. По мере удаления от "Атомного" озера концентрация трития в водах реки Шаган заметно снижается и, на участке слияния ее с рекой Иртыш, содержание трития находится на уровне в 1000 раз меньше уровня вмешательства в соответствии с нормами, принятыми в РК.

Сложившаяся ситуация осложняется тем, что в пределах береговой зоны реки Шаган в настоящее время ведется активное пастбищное скотоводство и проводятся заготовки кормовых трав. Установлен факт высоких концентраций трития и в береговой растительности реки – до 24000 Бк/л. Отмечено присутствие трития в продуктах животноводства, получаемых в крестьянских хозяйствах, расположенных на берегах р. Шаган. Содержания трития в пробах молока достигает $5,0*10^3$ Бк/л, что не превышает допустимых значений, но требует проведения более тщательного исследования этого вопроса, поскольку концентрация трития в водах р. Шаган может изменяться в широком диапазоне значений.

"Атомное" озеро. Одними из первых направлений Программы промышленного использования подземных ядерных взрывов с выбросом грунта были создание искусственных водоемов для засушливых районов страны и каналов для переброски вод северных рек в те южные районы, где постоянно ощущался недостаток воды. В результате нештатных ситуаций при проведении испытаний в скважинах №101, №125 (пл. "Сары-Узень"), № 1204 (пл. "Балапан") и целенаправленных испытаний в местах подрыва ядерных зарядов (скважины №1004 (пл. "Балапан"), №1003 (пл. "Сары-Узень"), Телькем–1, Телькем–2) образовались воронки радиусом в сотни и глубиной несколько десятков метров.

В месте слияния основных водных артерий региона – рек Шаган и Ащису 15.01.65 г. был произведен подземный ядерный взрыв мощностью 140 кт, в результате которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м. При заполнении воронки паводковыми водами весной этого же года образовалось "Атомное" озеро (Рисунок 12).

Основная часть радионуклидов, образовавшихся во время взрывов, выпала непосредственно в местах проведения испытаний. Следы движения облаков от испытаний в скважинах №1004, №1003, №101 выходили за пределы полигона, но в настоящее время обнаружить радиоактивное загрязнение природной среды от этих испытаний за пределами полигона не удается.

Наиболее загрязненной в настоящее время является территория вблизи скважин №101 и №1004 (значения МЭД достигают 7 мкЗв/ч, удельной активности: ^{137}Cs – $9*10^3$ и $3*10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr – $1,2*10^4$ и $8,5*10^3$ Бк/кг, соответственно). Удельная активность $^{239+240}Pu$ в почвах на некоторых участках "Атомного" озера достигает $2*10^4$ Бк/кг.

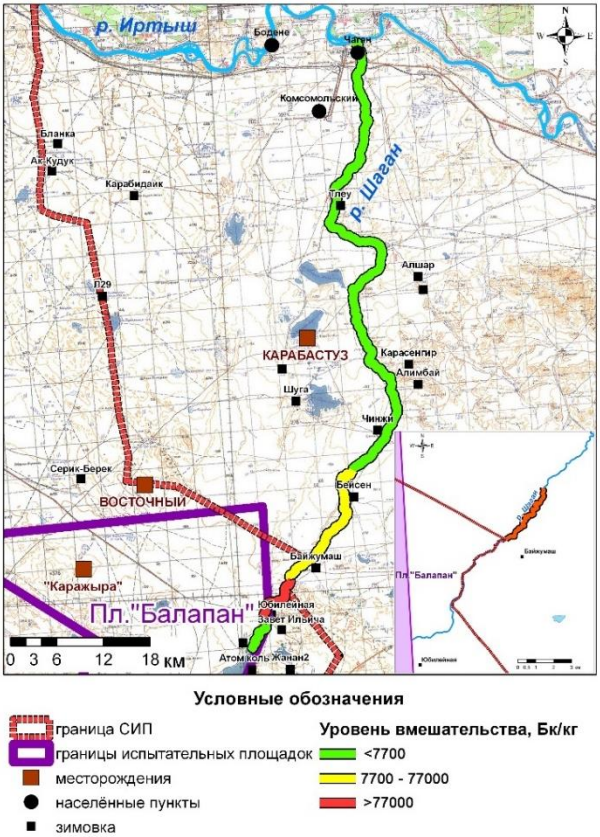


Рисунок 4 – Распределения трития в воде р. Шаган, в зависимости от расстояния до "Атомного" озера

Рисунок 12 – "Атомное" озеро

С увеличением расстояния от эпицентров взрывов удельная активность радионуклидов на всех скважинах заметно понижается. Уже через 200-500 м от воронок радиационные параметры находятся на уровне фоновых значений. Однако в районе "Атомного" озера радионуклидное загрязнение почв наблюдается на расстоянии до 3-4 км в северном направлении.

При обследовании скважины №1003 максимальные значения МЭД составили 2 мкЗв/ч, плотность потока β-частиц 140 част/(мин*см^2). Максимальная удельная активность радионуклидов в почве, отобранной в точках вдоль профиля, проходящего через центр воронки, составила: по ^{137}Cs - 7*10^3, ^{90}Sr и ^{241}Am – 2,5*10^3 Бк/кг.

След радионуклидного загрязнения прошел в северо-восточном направлении, что хорошо детектируется на карте. Загрязнение в юго-западном направлении обусловлено испытанием, проведенным в скважине №215.

В юго-восточной части Семипалатинского полигона было проведено два подземных ядерных испытания с выбросом грунта: одиночный взрыв "Телькем-1" (21.10.1968 г.) и групповой (из трех линейно расположенных зарядов) - "Телькем-2" (12.11.1968 г.). Образованная групповым взрывом воронка заполнилась водой.

В ходе проведения экспериментов отрабатывались технологии сооружения каналов, которые можно было бы использовать для отвода воды из арктических районов страны в бассейн реки Волга и в Каспийское море. Были получены важные данные, необходимые для планирования работ по созданию канала Печора-Кама. Радиоактивные следы от взрывов имели протяженность несколько десятков километров и не вышли за пределы полигона

Результаты радиоэкологических исследований территории показали, что содержание радионуклидов заметно понижается с увеличением расстояния от эпицентров взрывов. Уже через 200 м от воронки трудно обнаружить содержание радионуклидов, которое бы значительно превышало значения уровней глобальных выпадений

Для комплексного решения проблем СИП необходимо проведение следующих мероприятий:

– Комплексные экологические исследования и поэтапная передача земель в хозяйственный оборот.

– Инвентаризация источников радиоактивного загрязнения, разработка и осуществление мероприятий по снижению их негативного влияния.

– Приведение административных границ бывшего СИП в соответствие с радиоэкологической обстановкой (радиоэкологическим статусом).

– Обеспечение безопасности радиационно-опасных объектов различного типа. Создание хранилища низко- и среднеактивных радиоактивных отходов и проведение реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий.

– Реализация природоохранных мероприятий по контролю распространения радионуклидного загрязнения, локализации и

устранению радиационно-опасных ситуаций в местах техногенной деятельности.

Работу по поэтапному обследованию СИП с целью приведения в соответствие административной границы СИП его реальному радиоэкологическому статусу. предполагается завершить к 2021-ому году, 30-летию Независимости Казахстана (Рисунок 13).

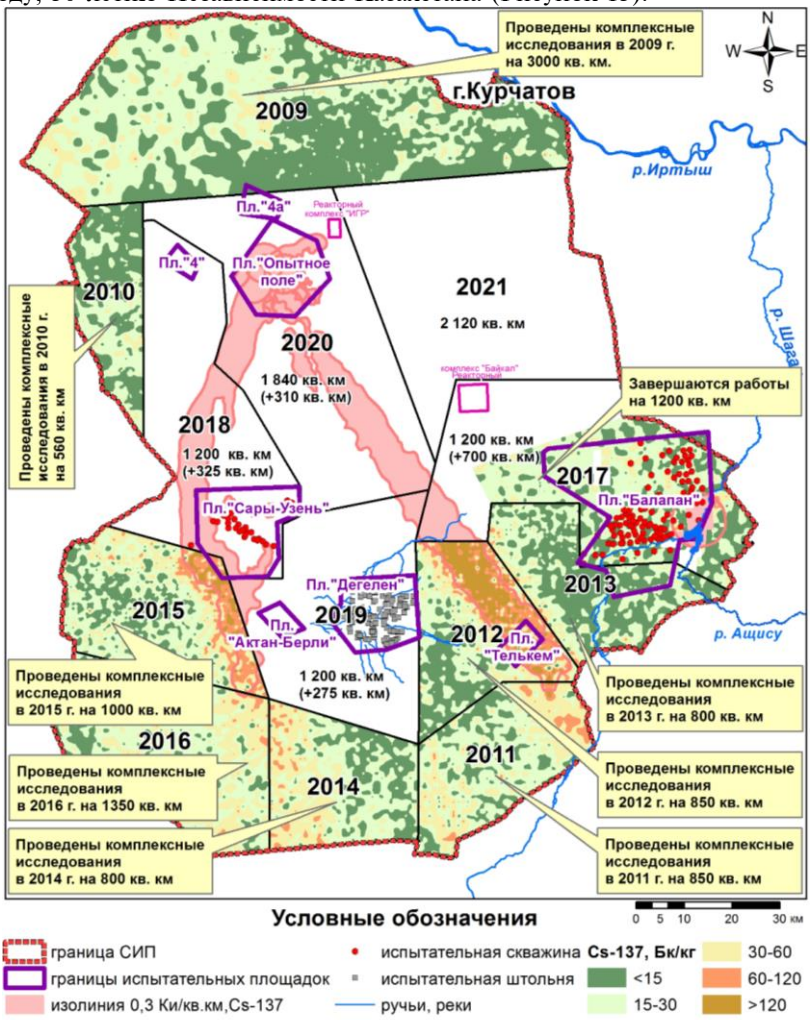


Рисунок 13 – Карта исследования территории СИП по годам

В 2008–2016 гг. проведено комплексное экологическое обследование части территории площадью 6 860 км^2 (37 % от общей площади полигона), в том числе: Северная часть СИП в 2009 г. – 3 000 км^2, Западная часть СИП - в 2010 г. – 560 км^2, Юго-восточная часть

СИП в 2011 г. – 850 км^2, в 2012 г. – 850 км^2, в 2013 г. – 800 км^2, в 2014 г. – 800 км^2 (южная часть). Начато обследование юго-западной части – 1000 км^2 (2014 г.) и 1350 км^2 (2015 г.), восточной части – 1200 км^2 (2015 г.).

Определено, что:

– территория в районе следа радиоактивных выпадений от первого термоядерного испытания, проведенного 12 августа 1953 года, площадью 336 км^2 может использоваться в народном хозяйстве с ограничениями (промышленное использование).

– в составе земель запаса должны остаться радиоактивно загрязненные территории площадью 20,5 км^2, расположенные в пределах «могильника», площадок «4а» и «Телькем», части русла ручья Узынбулак;

– остальная территория площадью более 6500 км^2 может быть передана в хозяйственный оборот без ограничений.

Прилегающие к СИП территории. Выполнены радиологические исследования части территорий, прилегающих к границам бывшего СИП. По результатам исследований установлено, что территория Майского, Баянаульского, Лебяженского районов Павлодарской области, Актогайского района Карагандинской области подверглась незначительному радиоактивному воздействию. Техногенное загрязнение имеет неравномерный локализованный мозаичный характер. Современные уровни радиационных загрязнителей не представляют реальную опасность для хозяйственного использования исследованной территории.

Иная картина наблюдается на территориях Абайского, Бескарагайского районов Восточно-Казахстанской области.

По предварительным исследованиям, проведенным в 2004–2005 гг. на территории ленточных боров Прииртышья (Бескарагайский район) и на территории Абайского района (между населёнными пунктами Саржал и Караул), было обнаружено загрязнение почвенного покрова техногенным радионуклидом ^{137}Cs на уровне сотен беккерелей на килограмм. Дальнейшие исследования территории ленточных боров (2006–2010 гг.) в рамках бюджетной программы 044 "Сохранение лесов и увеличение лесистости территории республики" показало, что вдоль следов радиоактивных выпадений загрязнение почвенного покрова техногенными радионуклидами ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu находится на уровне сотен беккерелей на килограмм. На территории Бескарагайского и Абайского районов вблизи следов радиоактивных выпадений расположены десятки населенных пунктов. Радиоактивное загрязнение почвенного покрова в пределах следов неравномерное, поэтому необходимо провести комплексные радиоэкологические исследования территорий с целью оценки радиационной обстановки в населенных пунктах, выявления пятен радиоактивного загрязнения и проведения их инвентаризации.

В 2014–2015 гг. проведены комплексные радиоэкологические исследования на территории Бескарагайского района Восточно-Казахстанской области площадью 340 км^2. Полученные, к настоящему моменту данные, позволили выявить участки, загрязнение почвенного

покрова которых, техногенными радионуклидами ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$, находится на уровнях, значительно превышающих содержание радионуклидов в почвах северной и западной частей СИП.

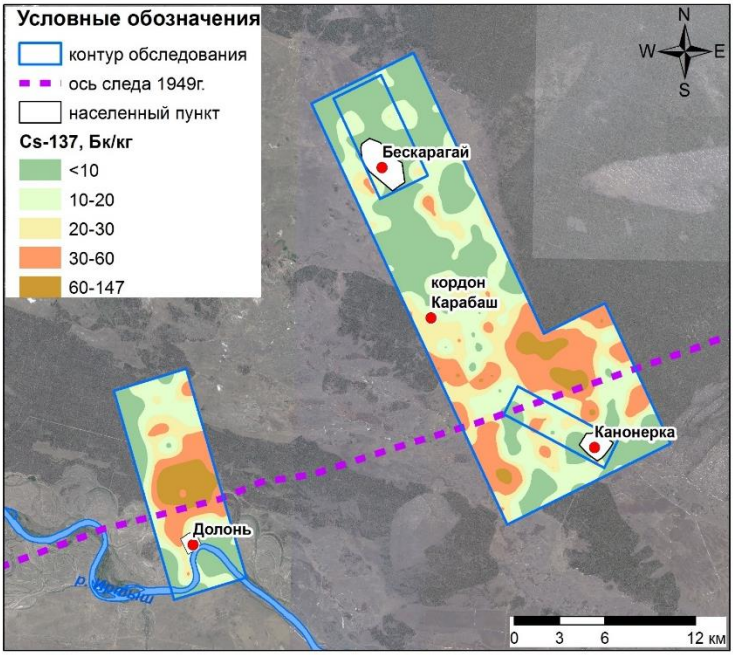


Рисунок 14 – Карта-схема распределения ^{137}Cs на территории Бескарагайского района ВКО

Поскольку основным показателем радиационной безопасности населения является ожидаемая годовая эффективная доза облучения, необходимо провести оценку дозовых нагрузок как прямыми методами (измерение на счетчике излучения человека), так и косвенными (оценка содержания радионуклидов в биосубстратах), а также провести расчет доз, исходя из содержания радионуклидов в объектах природной среды и продуктах питания, производимых в пределах исследуемых территорий.

Проведенные исследования позволят разработать мероприятия по контролю хозяйственного использования исследуемых территорий и снижению дозовых нагрузок на население региона.

Полигоны Лира и Азгир. Карачаганакское нефтегазоконденсатное месторождение (КНГКМ) расположено на территории Западного Казахстана в 30 км от города Аксай Западно-Казахстанской области Республики Казахстан.

В конце 70-х гг. прошлого столетия в первоначальном проекте по разработке и освоению КНГКМ одной из составных частей единого технологического комплекса было предусмотрено создание буферных

подземных ёмкостей, предназначавшихся для технологического регулирования процесса транспортировки газа и конденсата на Оренбургский газоперерабатывающий завод. Традиционным методом подземного размыва построить требуемые емкости было невозможно из-за малого времени, отпускаемого на строительство, отсутствия на территории КНГКМ необходимых объёмов воды для размыва, намечаемого экологического загрязнения больших территорий земельных угодий нарабатываемыми солями. Поэтому было принято решение об использовании для строительства подземных ёмкостей специальной технологии с применением подземных ядерных взрывов.

В связи с этим на основании постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР № 239-96 от 25.03.83 года и № 424-107 от 08.05.84 года по проекту Всесоюзного научно-исследовательского и проектного института промышленных технологий "ВНИПИпромтехнология", согласованного 3-м Главным Управлением Минздрава СССР, Госгидрометом СССР и утверждённого Министерствами среднего машиностроения и газовой промышленности в 1983 и 1984 гг. в соляной толще северного крыла КНГКМ на глубинах 840-960 м в заранее пробуренных вдоль реки Берёзовка скважинах были осуществлены взрывы ядерных зарядов. Созданные подземные ёмкости в соответствии кодовому названию взрывной конструкции, получили название – объекты "Лира-1" и "Лира-2" (Рисунки 15-16).

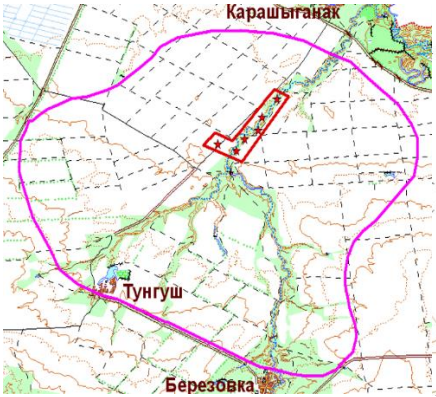


Рисунок 15 – Месторождение Карачаганак и контуры объектов ЛИРА

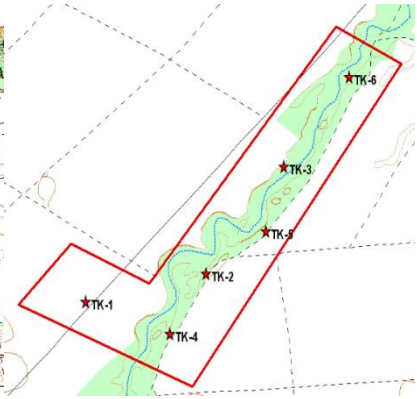


Рисунок 16 – Схема объектов ЛИРА

По официальным данным, предоставленным институтом "ВНИПИпромтехнология" подземные ядерные взрывы на объекте ЛИРА и образованные полости характеризуются параметрами (Таблица 1).

Таблица 1 – Характеристики ядерных взрывов и полостей на объекте ЛИРА

Подземная полость	**Дата и время взрыва**	**Географ. координаты широта долгота**	**Мощность взрыва, кт**	**Глубина, м**	**Объем, тыс. м^3**	**Состояние резервуара**
ТК-1	10.07.83 03.59.57	51°21'47' 53°18'21"	15	881	55	Использовалась для приема конденсата. Хранится 13.6 тыс.т конденсата
ТК-2	10.07.83 04.04.57	51°21'52' 53°19'21"	15	888	66	Использовалась для приема конденсата. Хранится 50 тыс.т конденсата
ТК-3	10.07.83 04.09.57	51°22'49' 53°20'19"	15	796	45	Использовалась для приема конденсата. Хранится 15.2 тыс.т конденсата
ТК-4	21.07.84 02.59.57	51°21'33" 53°19'09"	15	820	47	Использовалась для приема конденсата. Хранится 4.6 тыс.т конденсата
ТК-5	21.07.84 03.05.57	51°22'13" 53°20'11"	15	844	49	При вскрытии оказалась заполнена водой
ТК-6	21.07.84 03.09.57	51°23'31" 53°21'00"	15	931	49	В настоящее время имеется завал в скважине

По предоставленной институтом "ВНИПИпромтехнология" информации и в соответствии с принятой классификацией проведенные ядерные взрывы были определены как взрывы полного камуфлета, то есть взрывы, при которых не наблюдалось выбросов радиоактивных веществ в количествах, способных нанести вред здоровью населения прилегающих населенных пунктов. Вместе с тем, по неофициальной информации очевидцев наблюдалось истечение газов при проведении взрыва при создании полости ТК-2.

К тому же подземный резервуар 5ТК при вскрытии оказался полностью обводненным. Вскрытие подземного резервуара 5ТК было произведено через пробуренную рядом скважину 5РТК "бис".

После проведения предварительных работ, взрыва и последующего вскрытия и обследования подземные резервуары на скважинах 1ТК,

2ТК, 3ТК, 4ТК, 6ТК были сухими и соответствовали проектным объемам.

Уровень радионуклидной загрязненности территорий (в радиусе более 20 км) объектов ЛИРА находится в пределах фоновых значений. Мощность экспозиционной дозы также соответствует фону: 0,09-0,15 мкЗв/час. Признаков следа радиоактивных выпадений от истечения радиоактивных газов на ТК-2 (по свидетельству очевидцев) на всей обследованной территории не обнаружено. Признаков привнесения дополнительного (к глобальным выпадениям) радионуклидного загрязнения от объектов ЛИРА на окрестные территории, вплоть до населенных пунктов, также не обнаружено. Установлено, что в целом радиационная обстановка в населенных пунктах, примыкающих к объектам ЛИРА, нормальная. Наибольший вклад в дозовую нагрузку (43,6 %) связан с ингаляционным поступлением радона и торона, вклад от излучения искусственных радионуклидов незначителен – 0,1 %. Влияния объектов ЛИРА на радиоэкологическую ситуацию в поселках не обнаружено.

Полигон Азгир находится на территории бывшего совхоза "Балкудук", административно входящего в состав Курмангазинского района Атырауской области Республики Казахстан. Ближайшая железнодорожная станция Харабалинская (Астраханская обл. РФ) находится в 75 км от объекта. Полигон расположен в полупустынной зоне на окраине Рын-песков, где встречаются редкие фермы и кошары. К востоку на расстоянии 400 км расположен полигон Тайсойган, к северу на расстоянии 250 км – полигон Капустин Яр, к югу на расстоянии 60 км – полигон Ашулук. Географической особенностью региона являются относительная близость Волги и Каспийского моря.

Подземные ядерные взрывы проводились с целью отработки технологии создания в массивах каменной соли подземных полостей – хранилищ большого объема и многоцелевого назначения. В небольших масштабах проводились и другие эксперименты: декаплинг – изучение сейсмических последствий и получение трансплутониевых элементов. Всего за период с 22.04.1966 г. по 24.10.1979 г. в 10 скважинах было осуществлено 17 подземных ядерных взрывов различной мощности на глубинах от 161 до 1491 м, в результате чего образовались 9 полостей разного объема (от 10000 м^3 до 240000 м^3) и провальная воронка глубиной 30 м и диаметром 500 м. На площадке А9 скважина значительно отклонилась от вертикали и на рабочей глубине 630 м (место заложения заряда) близко подошла к границе соль-глина на склоне купола, поэтому большая часть энергии взрыва после отдачи от соляного тела образовала неустойчивую полость на стыке соляного и глинистого массивов, после обрушения которой и образовалась провальная воронка, заполненная паводковыми и дождевыми водами объемом 20000 м^3, связанная с подземными водоносными горизонтами, т.е. происходит частичная подпитка водоема подземными водами.

Полости А1÷А5 заполнены водой, полости А8 и А11 сухие, полости А7 и А10 заполнены водой частично. Полости А7, А8, А10 и А11 образованы групповыми взрывами - одновременными подрывами

нескольких зарядов. Полость А5 на глубине ~ 1500 м создана для изучения стабильности существования хранилищ в условиях поддержания в них постоянного противодавления. В полости А2 дополнительно было проведено 6 ядерных взрывов.

Все взрывы проектировались как камуфлетные, т.е. без выхода радиоактивных продуктов взрыва на поверхность. Однако это не удалось, о чем свидетельствуют данные о продолжительности выбросов радиоактивных инертных газов из полостей – от нескольких дней до нескольких месяцев и об их суммарных активностях до $10^{17} \div 10^{18}$ Бк. Общая активность, находящаяся в подземных полостях, составляет 0,5÷1,0 млн. Ки. При вскрытиях полостей в атмосферу было инжектировано 10 млн. Ки радиоактивных газов.

В настоящее время радиационная обстановка на технологических площадках полигона Азгир и прилегающих территориях не выходит за пределы установленных санитарно-гигиенических нормативов. Необходимо продолжение постоянного радиоэкологического мониторинга на полигоне Азгир ввиду рисков появления рецидивных локальных пятен грунтов с повышенной радиоактивностью в пределах технологических площадок и распространения радионуклидов с подземными водами. Основным неблагоприятным экологическим фактором в поселках Азгир и Балкудук является обусловленное природными факторами качество питьевой воды

Полигоны Сай-Утес и Капустин Яр. В местах проведения ядерных испытаний Сай-Утес и Капустин Яр исследования проведены специалистами РГП НЯЦ РК в 2002–2005 гг. Цель подземных ядерных взрывов на плато Устюрт – создание водохранилищ в провальных воронках и изучение инженерной сейсмологии. Предполагалось, что провальные воронки, образованные обрушенной полостью, будут заполняться из первых водоносных горизонтов на участке, где были расположены боевые скважины. Однако этого не произошло, дно воронок заполняется талыми водами на короткое время, затем высыхает, превращаясь в такыр.

Механическое воздействие взрыва на массив могло установить гидравлическую связь между водоносным горизонтом сеноманского комплекса (-600) и обрушенной полостью, с дальнейшим радионуклидным загрязнением указанных вод. Оценки показали, что радиус распространения радионуклидов по подземным водоносным сеноманским горизонтам составит ~400 от центра взрыва, а с учетом сорбции глинистых пород ~110 м.

Получены данные о содержании техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды. Современную радиационную обстановку в местах проведения подземных ядерных испытаний в Мангыстауской области можно характеризовать как удовлетворительную.

Проведение испытаний на полигоне Капустин Яр было начато в 1956 г. На полигоне было произведено 10 ядерных взрывов в атмосфере, при этом, 2 взрыва произведено на высоте менее 10 км. Площадки полигона (Хаки и Новая Казанка), расположенные на территории Казахстана предназначались для падения на них отделяющихся частей

ракет. На них падали ступени ракет, использующих в качестве компонентов ракетного топлива гептил и азотную кислоту, которые являются веществами первого класса опасности. Имеются сведения, что территория площадок полигона загрязнена продуктами распада гептила и тяжелыми металлами, что может оказать негативное влияние на окружающую среду. Деятельность полигона Капустин Яр, включая уничтожение ракет на его территории методом подрыва, судя по результатам анализов на загрязнении почв практически не отразилось, хотя в момент проведения ядерных взрывов и подрыва ракет формирование неблагополучной экологической обстановки было возможным в связи с выбросом радиоактивных аэрозолей. Результаты обследования в районе полигона Капустин Яр показали, что радионуклидное загрязнение обследованной территории, в основном, на уровне фона глобальных выпадений. В тоже время было выявлено локальное загрязнение почвы долгоживущими биологически опасными радионуклидами, превышающее фоновые значения, но не представляющее опасности для населения.

Меридиан-3. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по профилю, проходящему через северную и центральную часть Казахстана. Место проведения взрыва – Кзылкумский район Южно-Казахстанской области, в 40 км к северу от пос. Табак-Булак. Дата проведения взрыва 15 августа 1973 г. Мощность взрыва составила до 10 кт. Глубина заложения заряда – 599,9 м. Конструкция скважины (металлические трубы разных диаметров, цементный раствор, техническая вода, осадок ЖРК, спецконтейнер). В результате взрыва разрушений и повреждений хозяйственных зданий, сооружений и жилых помещений не отмечено.

Работы по определению радиационной обстановки в месте испытания проведены специалистами РГП НЯЦ РК в 2004 г. Результаты выполненных исследований дают основание для предварительного вывода о том, что ядерный взрыв на объекте "Меридиан-3" сопровождался истечением благородных газов, в частности ^{137}Xe, что привело к незначительному дополнительному загрязнению окрестных территорий искусственным радионуклидом ^{137}Cs. Для подтверждения этого вывода необходимо проведение более детального обследования в соответствии с установленным регламентом.

Места проведения испытаний с неизвестной с радиационной обстановкой. Полной и достоверной информации о радиоэкологическом состоянии территорий в 6 местах проведения ядерных испытаний не имеется:

- Регион-3 (ЗКО),
- Регион-5 (Кустанайская область),
- Меридиан-1 (Акмолинская область),
- Меридиан-2 (ЮКО),
- Батолит-2 (Актюбинская область),
- "Байкал" (Приаральские Каракумы, восточнее г. Аральска).

Регион 3. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по региональному профилю "Элиста-Сорочинск-Кушмурун" протяженностью 2400 км. Место

проведения взрыва – Джаныбекский район Западно-Казахстанской области, в 90 км к востоку от п. Джаныбек. Дата проведения взрыва – 20 августа 1972 г. Мощность – до 10 кт. Глубина заложения заряда – 489,7 м. В результате взрыва разрушений и повреждений хозяйственных зданий, сооружений и жилых помещений не отмечено.

Регион-5. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по региональному профилю "Элиста-Сорочинск-Кушмурун" протяженностью 2400 км. Место проведения взрыва: Наурызумский район Кустанайской обл., в 21 км к северу от п. Докучаевска. Дата проведения взрыва – 24 ноября 1972 г. Мощность – до 10 кт. Глубина заложения заряда – 423,5 м. В результате взрыва разрушений и повреждений хозяйственных зданий, сооружений и жилых помещений не отмечено.

Меридиан-1. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по профилю, проходящему через северную и центральную часть Казахстана. Место проведения взрыва – Кургальджинский район Акмолинской области, в 110 км к востоку от г. Аркалык. Дата проведения взрыва – 28 августа 1973 г. Мощность – до 10 кт. Глубина заложения заряда – 395 м. В результате взрыва разрушений и повреждений хозяйственных зданий, сооружений и жилых помещений не отмечено.

Меридиан-2. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по профилю, проходящему через северную и центральную часть Казахстана. Место проведения взрыва – Сузакский район Южно-Казахстанской области, в 260 км к северу от пос. Чулаккурган. Дата проведения взрыва – 19 сентября 1973 г. Мощность – до 10 кт. Глубина заложения заряда – 640 м. В результате взрыва разрушений и повреждений хозяйственных зданий, сооружений и жилых помещений не отмечено.

Батолит-2. Цель проведения подземного взрыва – глубинное сейсмическое зондирование земной коры по региональному профилю "Краснодар-Эмба-Колпашево" протяженностью около 5500 км. Место проведения взрыва: Байганинский район Актюбинской области, в 40 км на юго-восток от п. Жаркамыс (5 км на юг от оз. Сорколь). Дата проведения взрыва – 03 октября 1987 г. Мощность – до 10 кт. Глубина заложения заряда – 1002,55 м. Сейсмическое действие взрыва: разрушений и повреждений административно-хозяйственных, производственных и жилых зданий и сооружений не отмечено.

Байкал. Наземный ЯВ в песках Приаральских Каракумов (восточнее Аральска) был произведен 2 февраля 1956г. Ядерный заряд (РДС-4) был доставлен ракетой Р-5М, запущенной с полигона Капустин Яр (дальность ≈1200 км, мощность – 0,3 кт).

Радиоактивные отходы реакторов. Жидкие радиоактивные отходы, образовавшиеся в результате деятельности реактора БН-350 находятся, в настоящее время в г. Актау на Мангистауском атомном энергокомбинате, где накоплено около 5000 м^3 жидких радиоактивных отходов (ЖРО) с суммарной объемной активностью 10^7-10^8 Бк/л. Радиоактивность ЖРО, в основном, обусловлена радионуклидами ^{134,137}Cs, ^{60}Co, ^{54}Mn, ^{90}Sr, ^{241}Am, изотопами плутония. При длительном

хранении ЖРО различного химического состава, с высоким солесодержанием происходит коррозия конструкционных материалов резервуаров. Таким образом, длительное хранение больших объемов ЖРО представляет радиационную и экологическую опасность для региона. Данная проблема требует решений и значительных капиталовложений. Объект находится в ведении НАК "Казатомпром" и более полная информация по данному вопросу отсутствует.

2. Техногенные источники загрязнения

Предприятия урановорудной промышленности. Специалистами АО "Волковгеология" в 2004–2007 гг. проведена радиогидролитохимическая съемка территории Республики Казахстан миллионного масштаба, обеспечивающая большой охват исследуемых площадей, который с учетом прошлых аналогичных исследований достиг 56%, где проживает 81% населения Казахстана. Основными целями данных работ являлось – радиоэкологическая оценка безопасности ситуации для населения, включая, зонирование радиационно-загрязненных территорий и определение мест дальнейшего радиологического мониторинга. Столь широкий спектр исследований позволил выделить целые районы, а также отдельные участки территорий, связанные с техногенной деятельностью ранее и повышенными уровнями радионуклидного загрязнения грунтов, поверхностных и подземных вод, а также выявить зоны их влияния на качество окружающей среды и здоровье людей. Результаты, требующие выполнения реабилитационных мероприятий, оперативно передавались в ГП "Уранликвидрудник" для включения их в национальную программу по реабилитации бывших урановых предприятий.

В ходе выполнения работ были обследованы 80 радиоактивных объектов (участки радиоактивного загрязнения, отвалы радиоактивных пород), по которым составлены радиационно-гигиенические паспорта с детальной характеристикой объекта (Таблица 2).

Основным результатом от реализации этих мероприятий стало: выявление наиболее загрязненных районов, закрытие старых шахт, выполнение реабилитационных мероприятий на многих урановых рудниках и местах расположения горных отвалов, а также мероприятия по ограждению и охране загрязненных территорий и мест захоронений с целью ограничить на них доступ населения и выпас скота.

Все работы по реабилитации территорий бывших урановых рудников в РК в проведены специализированным предприятием "Уранликвидрудник" в рамках Программы "Консервация уранодобывающих предприятий и ликвидация последствий разработки урановых месторождений на 2001-2010 гг."

Главный вывод, полученный в результате выполнения вышеуказанных работ, позволил специалистам АО "Волковгеология" считать, что основные радиационно-опасные зоны на территории Казахстана выявлены. Но этот вывод был справедлив на текущий момент. Вновь появляющиеся данные могут внести свои заметные коррективы. Например, при выполнении одного из проектов

Министерства охраны окружающей среды в 2008 г. установлено, что при рекогносцировочном изучении радоноопасности Кызылординской, Южно-Казахстанской и Алматинской областей в каждом восьмом поселке отмечалось превышение концентрации радона в воздухе помещений, хотя по имеющемуся предварительному прогнозу радоноопасности Казахстана эти территории не относились к радоноопасным.

Таблица 2 – Результаты детальных радиоэкологических работ

Название области	Название радиоактивных (р/а) объектов	Кол-во р/а объектов	Площадь, га	Объем РАО, тыс. куб. м	Активность РАО, ТБк
Восточно-Казахстанская	Отвалы	3	0,6	68,5	2,7
Карагандинская	Отвалы, участок радиоактивного загрязнения	5	0,9	2,3	0,1
Кызылординская	Участок радиоактивного загрязнения	3	0,6	6,6	0,0
Южно-Казахстанская	Участок радиоактивного загрязнения	17	23,1	70,7	24,0
Жамбылская	Отвалы	21	4,0	99,1	4,8
Алматинская	Отвалы	3	0,9	4,8	0,4
Акмолинская	Отвалы	4	0,3	2,1	0,2
Атырауская	Участок радиоактивного загрязнения	4	5,8	5,2	0,1
Мангистауская	Участок радиоактивного загрязнения, отвалы	20	1,8	19,5	0,4
Всего		80	37,8	278,8	32,7

Рисунок 17 – Ограждение рекультивированного участка бывшего рудника № 8 в поселке Заозерный (Степногорского ГХК)

Все это свидетельствует о необходимости продолжения работ по оценке радиационной опасности РК с охватом большей территории, с одной стороны, и проведения более детальных работ – с другой. Следует заметить, что стандартные отклонения для выявленных

аномальных значений радиоактивности достигают 100%, что говорит о неоднородности выявленных аномальных площадей и также свидетельствует о необходимости их более детального изучения.

На многих участках, где находились старые шахты, наблюдаются провалы, которые заполнятся водой (Рисунок 18). Стволы шахт и подземные горные выработки затоплены, а загрязненные дренажные воды поступают на поверхность, что ставит задачу комплексного решения проблемы, необходимость дальнейшего изучения проблемы и обоснования наиболее приемлемых стратегий реабилитации.

Рисунок 18 – Провал на одной из шахт

Особо следует выделить проблему хвостохранилищ, которые образовались в результате применения экстракционных химических технологий производства уранового концентрата на горнохимических комбинатах и гидрометаллургических заводах. Опыта рекультивации такого типа хвостохранилищ в Казахстане нет. Наибольшим из таких хвостохранилищ является Кошкар-Ата.

Кроме того, по официальной информации на месторождении Кызыл, рудопроявлениях Майтас и Октябрьское Карагандинской области в 2000 г были проведены рекультивационные работы. Однако, в ходе более поздних радиологических исследований на отвале месторождения Кызыл обнаружены участки с мощностью эквивалентной дозы превышающей 0,3 мкЗв/ч и достигающей максимального значения 2,4 мкЗв/ч, на участке, расположенном в 20 метрах от устья шахты (Рисунок 19). На расстоянии около 100 метров в северном направлении расположен участок бульдозерной расчистки и шурф глубиной до 1,5 метров. На этом участке МЭД превышает 0,3 мкЗв/ч, а на дне шурфа мощность эквивалентной дозы достигает 27 мкЗв/ч. Подобная картина наблюдалась также на участках Майтас и Октябрьское.

Еще одной важной проблемой, является поиск оптимального решения безопасной утилизации большого количества радиоактивно-загрязненного металла на площадке бывшего Прикаспийского гидрометаллургического комбината. В настоящее время металл складирован на площадке, огражден бетонным забором, однако окончательного решения, как его утилизировать пока нет.

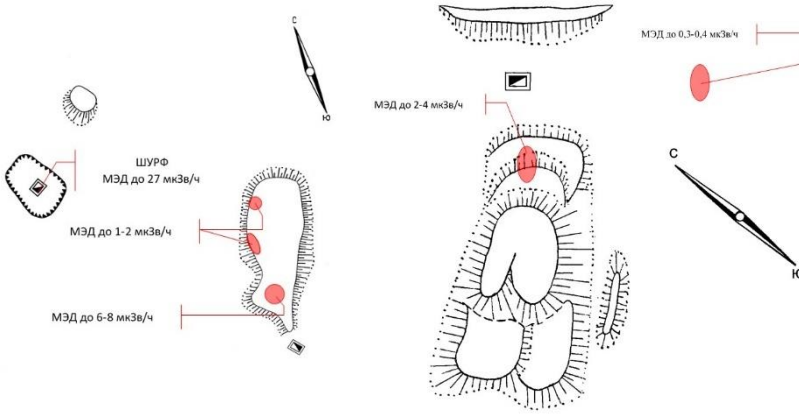


Рисунок 19 – Схема отвала месторождений

а) Кызыл б) Майтас

В хвостохранилище Прикаспийского горнометаллургического комбината сконцентрировано 173 млн. тонн отходов, активностью 187 тыс. Кюри (Рисунок 20). Похожая ситуация сложилась на бывшем Иртышском химико-металлургическом заводе (ВКО, п. Первомайское), где имеются территории бесхозных цехов с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения (Рисунок 21).

Рисунок 20 – Площадка складирования радиоактивного металла на Прикаспийском ГМК

Рисунок 21 – Общий вид хранилища АИИИ на ИХМЗ

Предприятия нефтедобычи. Источником радиационной опасности, постоянно сопровождающим технологические процессы по добыче и переработке нефти, является почва и пластовые воды в районах добычи нефти, которые содержат повышенную концентрацию природных радионуклидов урана, тория, а также продуктов их распада. Природные радионуклиды концентрируются и осаждаются в местах сбросов нефтяных вод, а также на стенках технологического оборудования и трубопроводов, достигая активностей по альфа- и гамма-излучению в сотни и тысячи раз превышающие фоновые значения и сопоставимы с классами низко и среднеактивных радиоактивных отходов. Так содержания ^{226}Ra и ^{232}Th в верхнем слое почвы на полях испарения составляют десятки тысяч Бк/кг. Таким образом, в нефтеносных регионах Казахстана существует серьезная проблема радиационной опасности, требующая разработки методов дезактивации и обеззараживания почв и бывших в употреблении технологических труб.

По некоторым подсчетам, радиоактивные отходы от неурановых предприятий составляют 2,36 млн. тонн с активностью 128 Кюри. Основная часть этих отходов (98%) образуется на нефтепромыслах Западного Казахстана.

Полная и достоверная информация об объемах радиоактивного загрязнения, в настоящее время, отсутствует.

Использование ИИИ в промышленности, медицине. В 1989 – 1994 гг. АО "Волковгеология" полностью или частично обследованы 34 города, в т. ч. 18 областных центров и целый ряд (порядка 63) промышленных центров, населенных пунктов, зон отдыха. В этих работах в северной части Казахстана также принимало участие АО "Степгеология".

Крайне важным результатом работ явилось то, что во многих городах и других объектах были обнаружены неконтролируемые, утерянные ампульные источники ионизирующих излучений (ИИИ) с изотопами ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{226}Ra. В восьми областных центрах: гг. Алматы, Кзыл-Орде, Семее, Усть-Каменогорске, Атырау, Астане, Актюбинске и Петропавловске выявлены 17 источников с мощностью экспозиционной дозы (МЭД) от 3,8 мкЗв/ч до 2 Зв/ч, в том числе 13 источников с МЭД более 0,01 Зв/ч. Наибольшее количество таких участков радиоактивного загрязнения (УРЗ) выявлено в г. Алматы – 7 ампул ^{137}Cs с максимальной МЭД 2 Зв/ч. Кроме находок самих ампульных источников, выявлен также характерный тип загрязнения, обусловленный разрушенными ампульными источниками ^{137}Cs. Так, автомобильной гамма-спектрометрической съемкой на улицах и дорогах гг. Семей, Атырау, Актюбинска, Хромтау зарегистрировано 18 участков с МЭД от 0,1 до 1 мЗв/ч, площадь которых составляет до десятков и сотен квадратных метров. В промышленной зоне г. Семей в отвалах шлака на территории арматурного завода зарегистрировано загрязнение с МЭД до 0,1 мЗв/ч; шлак этих отвалов и использовался для отсыпки дорожного полотна.

Особое внимание было обращено на радиационные условия детских учреждений. В 1990–94 гг. проверено состояние радиационной обстановки в помещениях 1092 школ и детских садов в 17 населенных пунктах 10 областей, в т. ч. в 9 областных центрах, включая г. Алматы.

Обращает внимание значительное количество – 607 единиц ИИИ со значениями МЭД до 250 мкЗв/ч, которые находились в физических и технических кабинетах и частично использовались в учебном процессе. Все ИИИ изъяты из школьных помещений.

При проведении работ на нефтепромыслах Прикаспия, где мощные источники широко используются в уровнемерах на групповых установках, были выявлены четыре участка радиационного загрязнения поверхности (УРЗ) с мощностью дозы до 5 Зв/ч. Все выявленные УРЗ упомянутых типов были дезактивированы, ампульные источники ионизирующих излучений собраны для захоронения.

3. Природные типы загрязнения

Казахстан относится к числу стран с крайне напряженной радиогеохимической и радиогидрохимической обстановкой, которую в значительной мере определяют геолого-металлогенические, а также ландшафтно-климатические особенности крупных регионов (Рисунок 22).

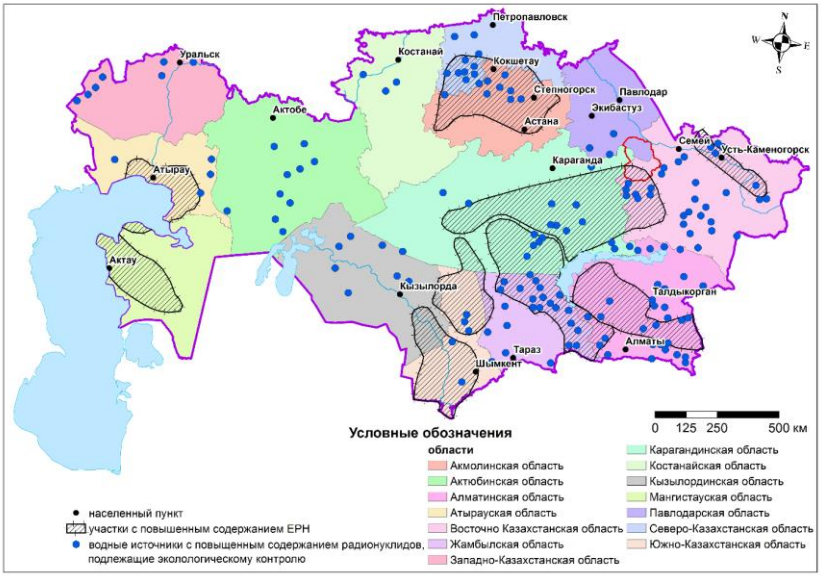


Рисунок 22 – Карта размещения природных радиационно-опасных объектов

Исходя из природных особенностей, по степени влияния на население, эти регионы разделяются на две группы:

– опасные (в различной степени) даже при условии отсутствия антропогенных воздействий в их пределах, нарушающих изоляцию недр. Природные объекты выходят на поверхность или в приповерхностную зону аэрации;

– потенциально опасные только в результате промышленного освоения этих территорий (разработка и использование полезных ископаемых, водозаборы и др.). Объекты залегают в глубоко погружённых горизонтах мезокайнозойского чехла.

К первой группе относятся территории урановорудных (Северо-Казахстанская, Бетпакдала-Чу-Илийская, Чингиз-Тарбагатайская) и торий-редкометальных провинций эндогенного типа (Атасуйская, Калба-Нарынская), расположенных в наиболее густо населенной восточной части страны (Северо-Казахстанская, Акмолинская, Карагандинская, Жамбылская, Восточно-Казахстанская и Алматинская области).

Все эти регионы приурочены к мелкосопочным и низко-среднегорным ландшафтам, где, на значительной части площади, на поверхность или в приповерхностную зону аэрации выходят породы с высоким природным фоном урана и тория – 125–150 Бк/кг, ^{40}K – до 1500 Бк/кг, а в пределах рудных районов и месторождений эти значения (урана и тория) возрастают в десятки раз.

Мощность экспозиционной дозы (МЭД) в пределах активных пород 0,5–1 мкЗв/час, в ореолах – 2–3 мкЗв/час и на месторождениях – до 30–50 мкЗв/час. Активность радона в почвенном воздухе – до $1x10^6$ Бк/м^3. Характерны и очень высокие активности радионуклидов в подземных (трещинных и грунтовых) пресных водах – ^{238}U до 5 мг/л (62 Бк/л), ^{226}Ra до 4–5 Бк/л и ^{222}Rn – до первых тысяч Бк/л. При эрозии и денудации высокоактивных пород и остаточных кор выветривания, слагающих автономные формы ландшафтов, происходит миграция, отложение и переотложение радионуклидов и образование на равнинных частях территорий (обычно освоенных населением), формирование их широких аномальных ореолов в грунтах, почвах, почвенном воздухе, грунтовых и поверхностных водах.

Радиоактивное облучение населения в пределах этих площадных природных аномальных объектов происходит по следующим путям:

- внешнее облучение;

– внутреннее облучение за счет накопления радона в жилых домах, помещениях различного назначения (диффузия из грунтов, вод и стройматериалов);

– внутреннее облучение за счет использования природных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения;

– внутреннее облучение за счет ингаляции пыли с атмосферным воздухом;

– внутреннее облучение за счет потребления местной сельхозпродукции.

Надо отметить, что значимое увеличение дозовых нагрузок на население при этих видах деятельности практически всегда возникает в случае отсутствия данных радиоэкологического мониторинга и разработанной системы мероприятий по предотвращению этих последствий.

Ко второй группе регионов можно отнести урановорудные провинции в мезо-кайназойских отложениях платформенного чехла (Чу-Сарысуйская, Сырдарьинская, Илийская, Прикаспийская) и

основные нефтяные районы с установленным повышенным содержанием природных радионуклидов в пластовых водах (месторождения Северного Прикаспия, полуострова Бузачи и Мангышлак). В первом случае радиационное воздействие на население может возникнуть при бесконтрольном использовании для хозяйственно-питьевого водоснабжения пресных пластовых вод с аномальными природными активностями ^{238}U (до 2,5 Бк/л) и ^{226}Ra (до 20 Бк/л), а также локальные (от сотни $м^2$ до первых тысяч), но очень интенсивные участки загрязнения поверхности при отсутствии рекультивации отработанных методом подземного выщелачивания месторождений урана, связанных с зонами пластового окисления. Во втором случае техногенные загрязнения поверхности образуются в результате технологических сбросов высокоактивных нефтяных вод (^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{232}Th).

Заключение

Накопленные к настоящему моменту результаты всех радиоэкологических исследований позволяют получить общую картину характера радиационной обстановки на территории Республики Казахстан. Четко определены факторы, оказывающие влияние на ее формирование. Выявлены основные источники загрязнения и места их расположения.

Имеется достаточно полное представление о характере и степени радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды на СИП и других местах проведения ядерных испытаний. Составлен план дальнейших исследований, направленных на уточнение деталей радиационной обстановки.

Исключения составляют ряд участков проведения "мирных" ядерных испытаний, а также территории, прилегающие к СИП, где необходимо выполнить радиоэкологические исследования для получения первичных данных о состоянии окружающей среды.

Практически абсолютно неизученным остается вопрос с общим количеством радиоактивных отходов на нефтедобывающих предприятиях и пути его решения. В связи с чем, предлагается проработать на законодательном уровне реализацию природоохранных мероприятий, направленных на строгий учет и контроль объемов радиоактивных отходов, образовавшихся в результате нефтедобычи. Такая же ситуация и с рядом заброшенных предприятий уранодобывающей промышленности, где образовались значительные объемы РАО в виде металлолома и производственных площадей.

Ограничение площади проведенных исследований 2004–2007 гг. 59% от общей площади территории Казахстана, на которой проживает 81% населения следует признать правильным, исходя из возможностей того времени. Сейчас, необходимо понимание, что проведенные исследования нуждаются в продолжении и расширении площади исследований по следующим причинам:

– на неизученной территории проживает 19% населения республики, воздействие радиационного фактора на которое должно также получить оценку;

– необжитые в настоящее время районы могут получить развитие в будущем (примером может явиться Сузакский район Южно-Казахстанской области, где идет бурное развитие уранодобывающей отрасли);

– для понимания значимости радиационно-опасных зон на территории Республики необходимо целостное восприятие их параметров и пространственного размещения как на изученных, так и на неизученных площадях.

В настоящее время, РГП НЯЦ РК располагает всеми возможностями для проведения экологических исследований начиная от разработки проекта, проведения работ по определению радиационной обстановки, изъятию и перевозки РАО, до размещения их у себя на пункте долговременного хранения. Материально-техническая база НЯЦ РК располагает уникальным оборудованием, позволяющими проводить абсолютно все виды исследований радиоэкологической и экологической направленности в регионах Республики. Кадровому составу НЯЦ РК под силу решать поставленные задачи любой сложности на всех этапах исполнения. В ведении НЯЦ РК находится хранилище ИИИ и РАО. Однако, учитывая, значительные предполагаемые объемы РАО, следует рассматривать вопрос о создании на территории СИП пунктов приповерхностного захоронения. Подобные работы в РГП НЯЦ РК уже проводились и показали положительный результат.

Кроме того, в стадии реализации находится проект по созданию Республиканского центра комплексной дозиметрии в г. Курчатов, ВКО. Создание Центра позволит вести учет и контроль доз, получаемых жителями Республики Казахстан за весь период проживания.

Следует отметить, что выполнение столь масштабных мероприятий было бы невозможным без участия мирового сообщества. Большой вклад в изучение и оценку радиоэкологического состояния внесли специалисты Российской Федерации, Европейского союза, США. Огромную аппаратурно-методическую и консультационную поддержку оказало Международное агентство по атомной энергии. Специалисты НЯЦ РК успешно защищают диссертации в НИИ Российской Федерации и, в частности, в ГНУ ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии академии Россельхозакадемии. Результаты исследований представляются и обсуждаются на международных конференциях.

УДК 574: 577.346

ФОРМЫ ВЫПАДЕНИЯ И ДИНАМИКА ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ^{137}Cs В ПОЧВАХ ПОСТОЯННЫХ ПРОБНЫХ ПЛОЩАДОК 30-КМ ЗОНЫ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В ПЕРИОД 1987-1992 ГГ.

В. С. Анисимов, Р. М. Алексахин, Н. И. Санжарова

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация

FALLOUT FORMS AND DYNAMICS OF ^{137}Cs FORMS IN SOILS OF PERMANENT TEST SITES OF 30-KM ZONE OF CHERNOBYL NPP DURING THE PERIOD OF 1987-1992

V. S. Anisimov, R.M. Alexakhin, N. I. Sanzharova

Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation

e-mail: vsanisimov@list.ru

Радионуклиды, выпавшие на почву в результате аварии на ЧАЭС, были выброшены в атмосферу в виде конденсационной и топливной компонент. Последняя, в свою очередь, была представлена частицами топливной матрицы и композитных материалов (графит, цирконий, и др.) [1]. В результате, поведение "чернобыльских" радионуклидов в почве оказалось существенно отличным от поведения радионуклидов глобальных выпадений, характеризуясь меньшей подвижностью.

В результате анализа растворимости "чернобыльского" ^{137}Cs в почве [2-6] оказалось, что 55-79% от общего содержания нуклида в почве в течение 3 лет после аварии на ЧАЭС находилось в "фиксированной" форме и не выщелачивалось даже 6н HCl. Причем, наибольший вклад "фиксированного" ^{137}Cs в суммарное загрязнение почвы отмечался в ближней к реактору 30-км зоне загрязнения, что, по мнению авторов, объясняется значительной долей малорастворимых частиц топливной матрицы в выпадениях ближней зоны ЧАЭС. Аналогичные результаты получены в исследованиях других авторов

С увеличением времени контакта радионуклида с почвенной системой происходила трансформация топливных частиц и перераспределение отдельных форм нахождения его в почве [2, 7-14].

Определение подвижных форм ^{137}Cs, экстрагируемых 1н раствором CH_3COONH_4 при pH 4,8 и 1н раствором HCl в естественных почвах Украины на следе аварии ЧАЭС в течение 1988-1989 гг. показало, что подвижная фракция ^{137}Cs в разных почвах составляла 2-30%, в том числе, в ацетатно-аммонийной вытяжке было 1-16%. в кислотной -1-14% [15].

Переход радионуклидов в водную фазу почв уже спустя год после аварии был незначительным. Величины коэффициентов распределения ^{137}Cs для почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению, колебались от 14.3 до 370 [*9*]. Согласно данным, приведенным в работе [7], вынос ^{137}Cs из слоя 0-5 см лесных почв за 8 месяцев 1989 года с лизиметрическими водами не превышал 0,1% от общего количества радионуклида в этом слое.

Целью работы было установление форм выпадения ^{137}Cs на различном удалении от Чернобыльской АЭС (в пределах 30-км зоны) и исследование динамики форм нахождения радионуклида в почвах в начальный период (3-5 лет) после аварии.

Характеристика района исследования. Район проведения исследований располагался в зоне Украинского и Белорусского Полесий на границе Киевской и Гомельской областей (Рисунок 1). Основными типами почв в данной зоне являются дерново-подзолистые связно-песчаные и супесчаные в комплексе с торфяно-болотными. В поймах рек распространены различные типы аллювиальных почв. Рельеф местности слабопересеченный с преобладанием равнинных участков. Среднегодовое количество осадков 586 мм. Среднемесячная температура января − 4.7°С, июля + 18.6 °С.

В результате аварии на ЧАЭС в пределах исследуемого района выпало наибольшее количество искусственных радионуклидов как в топливной, так и в конденсационной формах. При этом в составе радиоактивных выпадений спустя год после аварии преобладали радионуклиды ^{137}Cs - 62%, ^{134}Cs - 30% и ^{90}Sr - 7-8% [1].

Характеристика экспериментальных участков. Для оценки динамики трансформации форм ^{137}Cs и его биологической доступности для растений в 1988 г. в пределах зоны 0-35 километров на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных стационарных полигонов, или реперных участков (всего 12) [16-20]: один - на почве автоморфного ряда, другой - на почве гидроморфного ряда. При выборе участков учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип, и плотность выпадений (Рисунок 1). Экспериментальные полигоны были заложены на естественных суходольных, низинных и пойменных лугах с разнотравно-злаковой растительностью с преобладанием злаковых трав. В таблице 1 приводится общая характеристика экспериментальных площадок.

Отбор проб почвы. Для изучения радиационно-экологической обстановки на опытных полигонах по общепринятым методикам [21-23] производился отбор почвенных и растительных проб. Почвенные пробы отбирались при помощи кольца диаметром 15 см и высотой 5 см. При изучении вертикальной миграции почва отбиралась послойно через 1 - 2 см с помощью совка с площадки 20х20 см [16-18].

Y-спектрометрия проб. Концентрацию ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и лизиметрических водах и растениях определяли на γ-спектрометрической установке типа IN-1200 (Франция) с

полупроводниковым детектором типа JEM-1200 (США). Ошибка измерения составляла ± 10%.

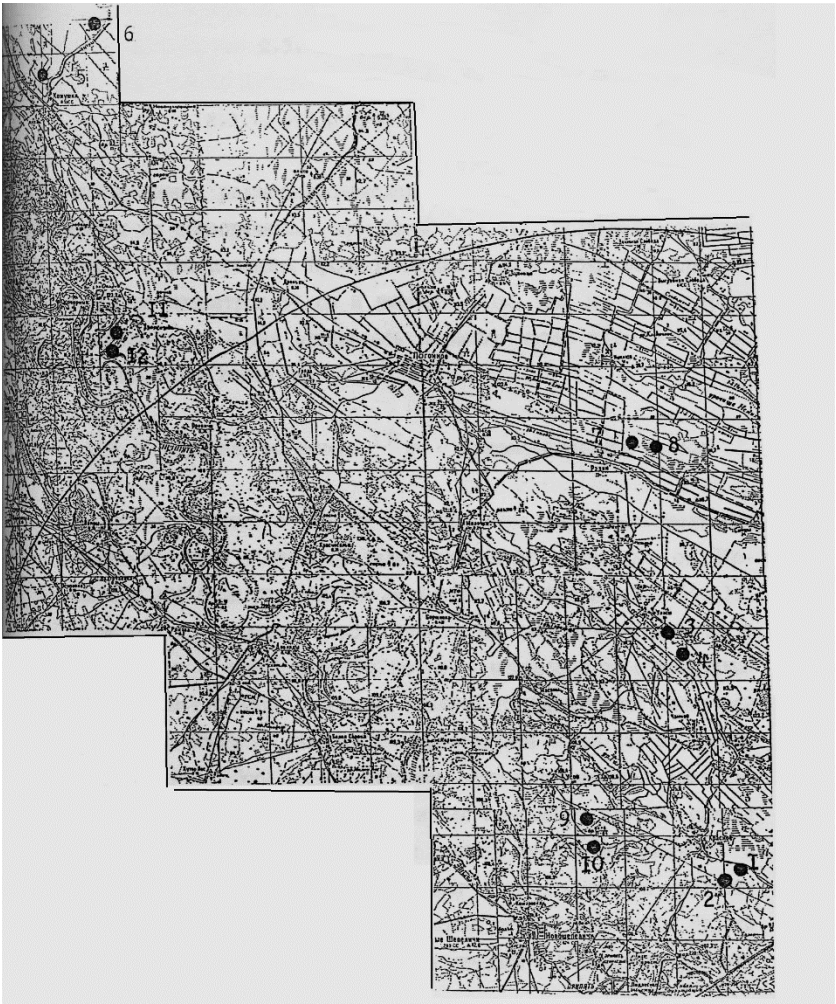


Рисунок 1 – Схема расположения экспериментальных полигонов

Определение подвижных форм макроэлементов в почве. Содержание подвижных форм макроэлементов находили, извлекая последние из почв 0,2 н. раствором HC1 в динамическом режиме до отрицательной пробы на Ca^{2+} в фильтрате. Объем пропущенного через навеску почвы массой 5-10 г. исходного раствора был не менее 400 мл [16-17].

Определение форм нахождения радионуклидов в почвах. Содержание различных форм ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{144}Ce определялось в серии последовательных вытяжек [26]: водной (т : ж = 1:5), 1 н раствором CH_3OOONH_4, pH 7 (т : ж = 1 : 10), 1 Н раствором НС1 (т : ж = 1:10), 3 н раствором НС1 (т : ж = 1:10). Для образцов торфяных почв отношение твердой и жидкой фаз расширялось в 10 раз по сравнению с минеральными образцами [16-17, 24].

Таблица 1 – Характеристика почв экспериментальных полигонов

Площадка, номер	Расстояние от ЧАЭС, км	Ближайший населенный пункт	Тип почвы	Гранулометрический состав
1 2	5	с. Красное с. Красное	дерново-подзолистая дерново-подзолистая грунтово-оглеенная	песок связанный супесь
3 4	15 15	д. Уласы д. Уласы	дерново-подзолистая перегнойно-подзолистая грунтово-оглеенная	песок связанный супесь
5 6	35 35	д. Кажушки д. Кажушки	дерново-подзолистая торфяная низинная освоенная	песок связанный глина средняя*
7 8	20 20	д. Радин д. Радин	дерново-подзолистая торфяная низинная освоенная	супесь глина легкая*
9 10	7 7	с. Красное с. Красное	дерново-подзолистая аллювиальная лугово-болотная	супесь суглинок средний
11 12	25 25	д. Хвощевка д. Хвощевка	дерново-подзолистая дерново-подзолистая грунтово-оглеенная	супесь суглинок легкий

* - гранулометрический состав подстилающих пород

Расчет коэффициентов фракционирования. Коэффициенты фракционирования (обогащения) выпадений нелетучим ^{144}Ce ($t_{кип}$ = 3700°С) относительно легколетучего ^{137}Cs ($t_{кип}$ = 672°С) находили по формуле:

$$f144/137 = \frac{(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{эксп.}}{(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{теор.}} \times \exp[-(\lambda_{137} - \lambda_{144})\Delta t], \quad (1)$$

где $(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{эксп.}$ - соотношение концентраций радионуклидов в образцах почв, $(A_{144Ce} / A_{137Cs})_{теор.}$ - соотношение концентраций радионуклидов в ядерном топливе в момент аварии для реактора РБМК-1000 с обогащением ядерного топлива ^{235}U 2% и выдержкой ядерного топлива 1 сут. По данным справочника [25] эта величина составляет 8.72. λ137 и λ144 - постоянные радиоактивного распада ^{137}Cs и ^{144}Ce, Δt - время (сут.), прошедшее с момента аварии до измерения

концентрации радионуклидов в почвенных образцах. Чем выше величина *f* 144/137, тем больше обогащены выпадения тугоплавкими топливными компонентами, т.к. ^{144}Ce в выпадениях ЧАЭС находится преимущественно в топливных частицах. Аналогичным образом определяется и *f* 90/137.

Статистическая обработка экспериментальных данных производилась общепринятыми методами [27], как правило, для уровня значимости 5 %, правда, в некоторых случаях данные обрабатывались, исходя из уровня значимости 10%, что каждый раз особо оговаривалось.

Особенности радиоактивных выпадений аварийного выброса ЧАЭС на экспериментальных участках. В 1988-1990-м годах было проведено определение содержания в почвах четырех основных дозообразующих к этому моменту радионуклидов радиоактивных выпадений Чернобыльской катастрофы (^{90}Sr, ^{144}Ce, ^{134}Cs и ^{137}Cs) в пределах 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по ходу северного следа выброса. Результаты представлены в таблице 5 в пересчете на момент аварии. Из таблицы 5 видно, что концентрация вышеупомянутых радионуклидов в слое 0-5 см почв, значительно различается в зависимости от удаленности от ЧАЭС (для наиболее удаленных площадок 5, 6 и 11, 12 она на один - два порядка ниже, чем для остальных).

Анализ экспериментальных данных позволил выделить в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС две подзоны, различающиеся характером выпадений радионуклидов - "ближнюю" и "дальнюю" [16-18, 20]. "Ближняя" зона, где изучение поведения радионуклидов в почвах и их переход естественно произрастающую злаковую растительность проводились на реперных участках 1, 2, 9 и 10, расположенных на расстоянии 5-7 км от ЧАЭС вблизи с. Красное, характеризуется преобладанием в выпадениях тугоплавких, топливных компонент, обогащенных нелетучими продуктами деления ядерного топлива, на что указывают высокие значения коэффициентов фракционирования ^{144}Ce относительно ^{137}Cs и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs (*f* 144/137 и *f* 90/137 > 1). В выпадениях "дальней" зоны, преобладает конденсационная компонента. Они характеризуются низкими значениями *f* 144/137 и *f* 90/137 (<1). К этой зоне относятся площадки 3, 4. 5, 6, 7, 8, 11, 12, расположенные на расстоянии 15-35 км от ЧАЭС (Таблица 2).

В связи с тем, что нелетучие радионуклиды ^{90}Sr и ^{144}Ce входят преимущественно в состав топливной матрицы, изучение динамики содержания различных форм этих радионуклидов в почвах позволяет оценить степень разрушения топливной компоненты. Полученные нами данные показывают, что в 1990 г. по сравнению с 1987 г. содержание обменной и подвижной форм ^{90}Sr в почвах “ближней” зоны (участок №1) увеличилось соответственно в 6.9 и 3.6 раза, в то время как в “дальней” зоне эти значения не превышали 2 раз (Таблица 3).

Аналогичные данные получены для ^{144}Ce. 1н. раствором HCl из почв в “ближней” зоне извлекается 79 – 97 % всего ^{144}Ce (Таблица 3). Разрушение топливных частиц при pH около нуля говорит об их сильной трансформации.

Для почв же “дальней” зоны аналогичная процедура позволяет извлечь 33 – 66 % от валового количества ^{144}Ce. Остальная часть радионуклида находится в фиксированном почвенными частицами состоянии.

Таблица 2 – Радиоэкологическая характеристика почв загрязненных участков

Участок №	Расстояние от ЧАЭС, км	Содержание радионуклидов кБк/кг почвы				Коэффициенты фракционирования, *f*	
		^{90}Sr	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	144,137	90,137
1	5	43.4	1432	28.9	60.1	2.14	1.14
2	5	57.4	1734	39.4	83.5	2.19	0.91
3	15	14.0	325.0	72.1	144.2	0.29	0.14
4	15	17.4	662.0	96.2	194.3	0.31	0.16
5	35	2.2	33.0	7.8	15.6	0.26	0.23
6	35	6.2	223.0	46.0	91.9	0.24	0.13
7	20	9.9	291.0	73.8	152.8	0.17	0.12
8	20	33.0	1027	281 .4	582.4	0.17	0.06
9	7	139.2	2747	59.8	133.9	2.35	0.94
10	7	338.5	8426	193.1	419.0	2.69	1.22
11	30	5.2	162.0	12.5	25.5	0.59	0.32
12	30	2.7	72.0	9.5	19.3	0.33	0.31

Таблица 3 – Содержание различных форм ^{90}Sr и ^{144}Ce в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС

Участок, №	Содержание различных форм $^{90}Sr/^{144}Ce$ в почвах, %						
	1987 г.			1990 г.			
	Реагенты						
	1н. NH_4Ac	1н. HCl	6н. HCl	1н. NH_4Ac	1н. HCl	6н. HCl	Остаток (^{144}Ce)
1	10.0/ –	16.8/ –	73.2/ –	69.1/1.7	28.5/84.6	2.4/7.3	6.4
2	– / –	– / –	– / –	68.4/2.9	28.4/85.4	3.2/8.1	3.5
3	– / –	– / –	– / –	27.6/нет	15.7/46.9	56.7/53.1	нет
4	– / –	– / –	– / –	52.0/нет	22.7/65.8	25.3/34.3	нет
5	– / –	– / –	– / –	28.2/нет	15.2/57.8	56.7/42.2	нет
6	– / –	– / –	– / –	20.1/нет	23.7/57.5	56.2/42.5	нет
7	20.7/ –	25.0/ –	54.3/ –	42.8/нет	16.9/32.9	40.3/52.4	14.7
8	– / –	– / –	– / –	18.4/нет	19.8/17.6	61.8/64.9	17.6
9	– / –	– / –	– / –	69.8/нет	26.7/97.5	3.6/нет	2.5
10	– / –	– / –	– / –	58.0/1.8	26.9/77.6	15.1/18.2	2.4
11	– / –	– / –	– / –	43.0/нет	24.6/58.4	32.5/41.6	нет
12	– / –	– / –	– / –	59.6/нет	28.0/58.0	12.5/42.0	нет

Содержание ^{137}Cs, не извлекаемого 6н. HCl из почв в 1990 г., было в 2.2 – 3.0 раза меньше, чем в 1987, что также подтверждает факт трансформации топливной матрицы (Таблица 4). Разрушение топливных частиц вероятно связано с переходом диоксида урана (UO_2), имеющего ромбическую кристаллическую структуру, в аморфную закись – окись урана U_3O_8 [28] под влиянием воды и кислорода воздуха. Таким образом, полученные результаты убедительно показывают, что

процесс трансформации топливных частиц практически завершился к 1990 г. на территории северного следа аварийного выброса.

Можно предположить, что наличие топливной компоненты определяло различие в подвижности ^{137}Cs в почвах.

Таблица 4 – Динамика различных форм нахождения ^{137}Cs в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС

Участок, №	Содержание различных форм ^{137}Cs в слое почв 0–5 см в 1987/88/90гг., %			
	РЕАГЕНТЫ			
	1н. NH_4Ac	1н. HCl	3н. HCl	6н. HCl
1	9.3/2.4/2.2	5.3/4.5/3.9	17.7/17.7/23.0	38.6/55.4/61.1
2	5.9/3.5/2.4	3.1/4.0/1.9	18.6/19.3/9.3	51.6/61.9/77.0
3	– /16.8/5.2	– /14.9/7.5	– /28.8/23.1	– /36.6/57.2
4	– /14.2/11.0	– /10.1/7.8	– /19.4/18.5	– /42.9/45.7
5	– /10.8/8.5	– /17.1/11.5	– /17.5/ 21.2	– /75.8/54.4
6	– /0.8/4.9	– /2.1/4.9	– /7.1/13.2	– /61.4/58.1
7	– / – /13.5	– / – /11.7	– / – /18.0	– / – /54.0
8	– / – /8.1	– / – /7.6	– / – /16.4	– / – /62.8
9	– / – /8.4	– / – /5.9	– / – /не опр.	– / – /81.3
10	– / – /3.5	– / – /2.1	– / – /не опр.	– / – /79.2
11	– / – /2.6	– / – /3.0	– / – /7.0	– / – /77.5
12	– / – /1.7	– / – /1.1	– / – /4.1	– / – /83.7

Для получения обобщенных закономерностей фиксации ^{137}Cs в почвах автоморфного и гидроморфного ряда, а также в перегнойно-торфяных почвах, расположенных на различном удалении от ЧАЭС по ходу северного следа аварийного выброса, мы использовали обширную выборку, в которую наряду с данными по 12 экспериментальным участкам, включили материалы исследований, опубликованные в работе [*Sanzharova, 1994*]. Снижение относительного содержания обменного и подвижного (сумма обменного и экстрагируемого 1н раствором HCl) ^{137}Cs с течением времени для разных типов почв в зависимости от расстояния от в 30-км зоне ЧАЭС приведены на рисунке 2.

Установлено, что с течением времени количество обменной и подвижной форм ^{137}Cs в “ближней” зоне на протяжении всего периода наблюдений было в 1.5 – 2.0 раза ниже по сравнению с “дальней” зоной (Рисунок 2). Однако, необходимо отметить, что в 1989 г. в “ближней” зоне было отмечено увеличение содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах, что, вероятно, связано с активным разрушением топливной матрицы в этот период.

Динамика форм ^{137}Cs зависит от типа и степени гидроморфности почв. Для автоморфных почв “ближней” зоны количество обменного и подвижного ^{137}Cs снизилось, в среднем, в 2 раза, а для “дальней” зоны – от 4 до 6 раз с 1986 по 1992 гг. Для гидроморфных почв эти различия были выше и составили для “ближней” зоны 2 – 3 раза, а для “дальней” – 10 – 18 раз (Рисунок 2).

Содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs было довольно высоким в течение первого года после аварии (9.5 – 30.1 и 12.7 – 41.2%

соответственно) вследствие разложения очеса и верхнего слоя дернины, сорбировавших основную часть выпавшего в результате аварии радионуклида и перехода большей его части в ППК, а затем снижалось согласно экспоненциальному закону: $dC/dt=-bC$, где C – содержание соответствующей формы радионуклида в почве; b - коэффициент пропорциональности вследствие процесса необратимой фиксации радионуклида почвой (Рисунок 2).

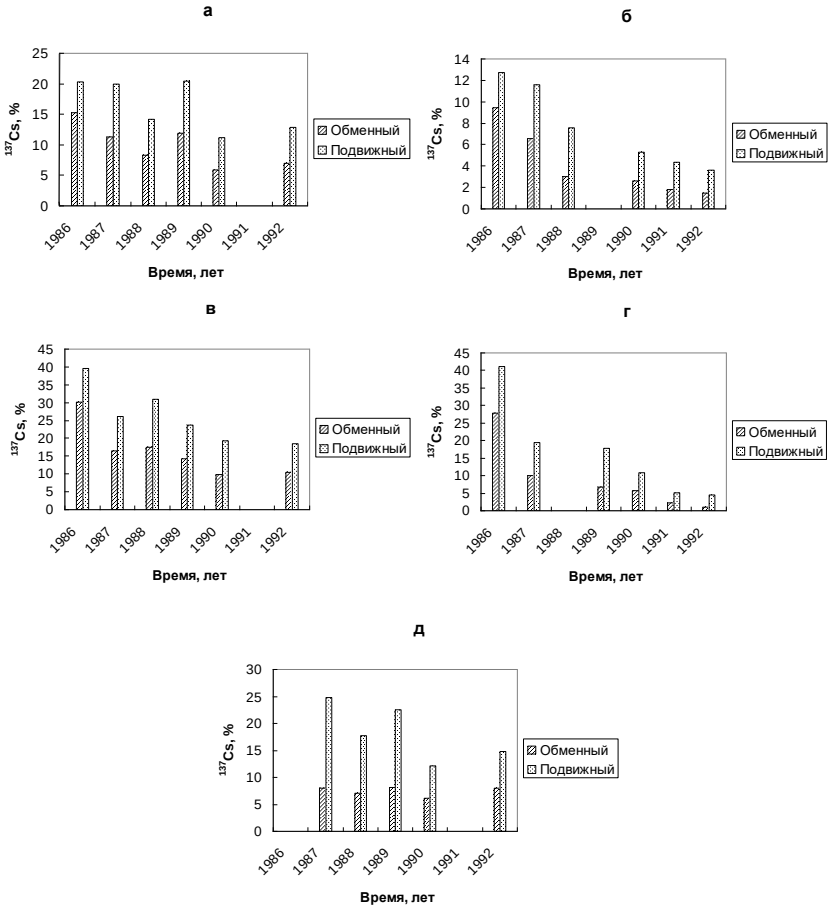


Рисунок 2 – Изменение относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах 30-кило метровой зоны ЧАЭС: а) автоморфные почвы “ближней” (2-15 км) зоны; б) гидроморфные почвы “ближней” (2-15 км) зоны; в) автоморфные почвы “дальней” (15-50 км) зоны; г) гидроморфные почвы “дальней” (15-50 км) зоны; д) перегнойно-торфяные почвы “дальней” (15-50 км) зоны

Учитывая этот факт, были использованы регрессионные модели процессов уменьшения содержания обменной и подвижной форм радиоцезия в почве, описываемые экспоненциальными уравнениями с двумя различными параметрами вида: $C\ (^{137}Cs),\ \% = exp(C_0 + b \times t)$, где $C\ (^{137}Cs),\ \%$ - процентное содержание соответствующей формы ^{137}Cs в почве; C_0, b - различные параметры; t - время, прошедшее с момента аварии. Для автоморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне (2-15 км), коэффициенты C_0 и b для относительного содержания в почвах обменного и подвижного ^{137}Cs за период 1986 - 1992 гг. равны, соответственна, 2.6, -0.15 и 3.0, -0.1. Периоды полуумеьшения относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах равны 3.7 и 7.0 лет соответственно. Для гидроморфных почв "ближней" зоны вследствие высокой скорости процессов разложения растительных остатков, разрушения наименее устойчивых топливных частиц и выщелачивания из них ^{137}Cs в течение первого периода после аварии, наблюдается повышенная скорость процесса уменьшения десорбции обменного и подвижного ^{137}Cs в течение периода (1986 - 1992 гг.). Коэффициенты C_0 и b равны 2.1,-0.3 и 2.6, -0.2 соответственно да обменной и подвижной форм, а периоды полуумеьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs составляют 1.8 и 3.2 года.

Для автоморфных почв "дальней" зоны параметры C_0 и b для обменной и подвижной форм ^{137}Cs равны 3.2, -0.2 и 3.5, -0.1 соответственно. Периоды полуумеьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs: 2.7 и 4.8 года. Для гидроморфных почв “дальней" зоны коэффициенты C_0 и b равны 3.3, -0.5 для обменного и 3.7, -0.4 для подвижного ^{137}Cs (периоды полуумеьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs: 1.4 и 1.9 года.

Значения периодов полуумеьшения содержания вышеуказанных форм ^{137}Cs в почвах 30-км зоны ЧАЭС приведены в таблице 5.

Таблица 5 – Периоды полуумеьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах

Расстояние от ЧАЭС, км									
2-15				15-55					
Тип почвы									
Автоморфные		Гидроморфные		Автоморфные		Гидроморфные		Торфяные	
О	П	О	П	О	П	О	П	О	П
3.7	7.0	1.8	3.2	2.7	4.8	1.4	1.9	24.9	6.3

О – обменная форма, П – подвижная форма

Полученные количественные значения показывают, что периоды полуумеьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs зависят от форм выпадений и свойств почв. Для “ближней” зоны эти периоды в 1.5 – 2.0 раза длиннее, чем для “дальней”, а для гидроморфных почв они короче, в среднем, в 1.5 – 2.0 раза, чем для автоморфных почв (Рисунок 2).

Анализ данных по концентрации ^{137}Cs в лизиметрических водах в 1988 и в 1990 гг. подтверждает факт большей подвижности ^{137}Cs в почвах “ближней” зоны по сравнению с “дальней” (Таблица 6).

Так, например, при приблизительно равном содержании обменной формы этого радионуклида в верхнем слое почв участков №1 (расположен в “ближней” зоне) и № 5 (расположен в “дальней” зоне) в концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах, собранных на участке №1, была в 12,5 раз выше в 1988 г. и в 10 раз в 1990 г., чем в лизиметрических водах, собранных на участке № 5.

Таблица 6 – Содержание обменного ^{137}Cs в почвах и вынос с лизиметрическими водами

Учас-ток,	Содержание обменной формы ^{137}Cs в слое почвы 0 – 2 см				Вынос ^{137}Cs за пределы слоя почвы 0 – 2 см				Концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах,	
№	1988 г.		1990 г.		1988 г.		1990 г.		1988 г.	1990 г.
	кБк/м^2	%	кБк/м^2	%	кБк/м^2	%	кБк/м^2	%	Бк/дм^3	
1	83	2.4	74	1.7	1195	0.036	470	0.015	5.0	2.0
3	1449	16.8	601	7.0	5200	0.06	1610	0.019	21.0	6.6
4	759	14.2	221	4.1	2500	0.048	1310	0.026	11.0	5.9
5	92	10.8	61	7.2	98	0.011	48	0.006	0.4	0.2

Таким образом, ничтожная концентрация ^{137}Cs в лизиметрических водах определяет крайне незначительный вынос радионуклида с гравитационным током влаги из верхнего слоя почв. Вынос ^{137}Cs за пределы слоя 0-2 см с гравитационным током влаги в течение вегетационного периода в 1988-м и в 1990-м гг. составлял соответственно $1.1x10^{-2} \div 6.0x10^{-2}$% и $6.0x10^{-3} \div 2.6x10^{-2}$% от запасов ^{137}Cs в слое почв 0-2 см.

Заключение

В результате проведения комплекса полевых работ в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и лабораторных исследований [16-18, 20] по изучению поведения основных радиологически значимых радионуклидов - продуктов деления ядерного топлива» и прежде всего ^{137}Cs, в природных экосистемах, были получены результаты, свидетельствующие о существенном различии в миграционной способности ^{137}Cs глобальных выпадений и "чернобыльского", Это обусловлено тем, что радионуклид "чернобыльских" выпадений, в отличие от глобального, поступил на поверхность земли не только в водорастворимой форме, но и в составе частиц ядерного топлива и композитных материалов различной дисперсности. Образованию большого количества мелкодисперсных частиц способствовал бризантный (объемный) характер взрыва реактора. На территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС были выделены 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной, преобладала топливная компонента

(коэффициенты фракционирования нелетучих ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно легколетучего ^{137}Cs больше или равны 1); во второй, названной "дальней" зоной, преобладала конденсационная компонента (коэффициенты фракционирования ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs < 1).

В пределах двух выделенных зон поведение радионуклидов в системе "почва-растение" весьма различно. В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{144}Ce в значительной степени определяются вхождением их помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц.

В течение первого периода после аварии (1986 - 1988 гг.) частицы ядерного топлива претерпели значительные метаморфические изменения под влиянием, прежде всего, кислорода воздуха и воды, находящиеся в них радионуклиды - продукты деления стали более доступны для корневой системы растений. Так, содержание в почвах подвижного ^{90}Sr, находящегося, в основном, в топливной матрице, в 1987 г. было 26.8 % в "ближней" зоне (с. Красно) и 45.7% в "дальней" зоне (д. Радин), что в 3.6 и 1.3 раза меньше содержания подвижного ^{90}Sr в 1990 г. О практически полной трансформации топливной матрицы в 1990 г. свидетельствуют данные об относительном содержании различных форм нахождения ^{144}Ce в почвах "ближней" зоны. При помощи вытяжки 1н. раствором HCl удалось извлечь из этих почв от 77.6 до 97.5 % валового количества радионуклида. Подтверждают также факт трансформации топливных частиц и данные по количеству ^{137}Cs, не извлекаемого из автоморфной и гидроморфной почв "ближней" зоны (с. Красное) после двукратного кипячения с 6н. HCl с предварительным озолением почвы при 450° С в течение 6 час. Если в 1987 году эти величины составляли 29.2 и 20.8 % соответственно, то уже в 1988 г: 11.4 % (есть достоверные данные только для гидроморфной почвы), а в 1990 году: 9.7 и 9.4 %. Естественно предположить, что основная часть радиоцезия в остатке, не поддающемся выщелачиванию, в 1987 году входила в состав первичной топливной матрицы. Вследствие трансформации топливных частиц уже в 1988 г. подвижность в почве и, как следствие, доступность для корневого усвоения растениями ^{137}Cs, входящего в состав трансформированной топливной матрицы, была выше, чем подвижность радионуклида, находящегося в ППК.

Радиоцезий, входящий в состав частиц композитных материалов (прежде всего, графита), максимальное количество которых сосредоточено в "ближней" к реактору зоне, в течение всего периода исследований (1986 - 1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в почвенный поглощающий комплекс, стала более труднодоступной для растений вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы. Таким образом, в течение периода исследований (1988 - 1992 гг.) подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" должна быть выше в "ближней" к реактору зоне, где преобладают топливные частицы, в том числе и композитных материалов, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы выпадения, что было подтверждено экспериментальными данными [16-18, 20].

На основании результатов проведенных исследований, можно сделать следующие выводы:

1) свойства выпадений являются ведущим фактором, определяющим подвижность радионуклидов "чернобыльского" происхождения в течение первых 6 лет после аварии, следующим по значимости фактором является характер водного режима почв, и лишь затем следуют остальные свойства почв;

2) к 1990 г. происходит полная трансформация первичных топливных частиц, на что указывают данные о практически полном извлечении ^{144}Ce из почв 1 н. раствором соляной кислоты в 1990 г., об уменьшении количества невыщелачиваемого ^{137}Cs в почвах в 1988 и, особенно, в 1990 гг. по сравнению с 1987 г., а также факт резкого увеличения содержания подвижного ^{90}Sr в 1990 г. по сравнению с 1987 годом в почвах "ближней" зоны, где в выпадениях преобладала топливная компонента.

3) полученные количественные значения показывают, что периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs зависят от форм выпадений и свойств почв. Для “ближней” зоны эти периоды в 1.5 – 2.0 раза длиннее, чем для “дальней”, а для гидроморфных почв они короче, в среднем, в 1.5 – 2.0 раза, чем для автоморфных почв;

4) ничтожный вынос ^{137}Cs из верхних слоев исследованных почв с гравитационным током влаги позволяет сделать вывод о второстепенном значении механизма конвективного переноса радионуклида вглубь почвы и ограничиться рассмотрением квазидиффузионного механизма вертикальной миграции ^{137}Cs.

Список литературы

1. *Крышев И.И.*, Алексахин Р.М., Рябов И.М., Махонько К.П., Таскаев А.И. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. Крышева И.И. Ядерное общество СССР. Серия "Радиоэкологические аспекты ядерной энергетики". М.: 1991. 172 с.
2. *Суркова Л.В.*, Погодин Р.И. Состояние и формы нахождения цезия-137 в почвах различных зон аварийного выброса ЧАЭС // Агрохимия. 1991. № 4. С. 84-86.
3. *Новикова Н.Я.*, Химич СЛ., Сапунова Р.Н. и др. Формы нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах районов Гомельской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 104.
4. *Перепелятников Г.П.*, Ильин М.И., Буковская В.С. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых зонах Чернобыльской АЭС // В кн.: Проблемы сельскохозяйственной радиологии. / Под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1991. С. 129-132.
5. *Петряев Е.П.*, Овсянникова С.В., Любкина И.Я. и др. Экспериментальные исследования форм нахождения радионуклидов в почвах загрязненных районов Белоруссии / Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и метода ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 104.

6. Vldal M., Roig M., Rigol A., Llaurado M., Rauret C., Wautere J., Elsen A., Cremers A. Two approaches to the study of radiocaesium partitioning and mobility In agricultural soils from Chernobyl area // Analyst. 1995. V.120. P. 100-106
7. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.В., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение, 1990. № 10. С.41-50.
8. Корнеев Н.А., Поваляев А.II., Алексахин Р.М. и др. Сфера агропромышленного производства - радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия // Атомная энергия, 1988. Т. 65. Вып. 2. С. 129-134.
9. Коноплев А.В., Борзилов В.А., Бобовникова Ц.И. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе "почва-вода" //Метеорология и гидрология, 1988. № 2. С. 63-74.
10. Смеян Н.И., Марцуль И.И. Загрязнение земель сельскохозяйственных угодий БССР радионуклидами, их формы и вертикальная миграция в основных типах почв: /Мат. науч. конф. "Основные положения концепции с.- х. производства в зоне радиационного загрязнения выбросами Чернобыльской АЭС (20-21 июля 1989). Минск, 1990. С.38-46
11. Riise J., Bjornstad H.E., Lien H.N., Oughton D.H., Salbu B. A study on radionuclide association with soil components using a sequental extraction procedure // J. of Rad. Nucl. Chemistry. 1990. V.142. No 2. P. 531-538.
12. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990, № 12. С. 20-25.
13. Орлов П.М., Кузнецов А.В., Андриевский Е.И., Хомич В.К. Формы соединений цезия-137 в почве и его накопление в урожае сельскохозяйственных культур: /Тез докл Всес. радиобиол. съезда, Т. 2. Пущино, 1989. С. 291-292
14. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых, почвах Гомельской области / Тез. докл. 3 Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С.18-19.
15. Иванов Ю.А., Лощилов Н.А., Орешич Л.А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах / В кн.: Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / Под ред. Лощилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 43-56.
16. Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе “почва - растение” в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС /Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск. 1995. 24 с.
17. Анисимов В.С., Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС// Почвоведение, 1991. № 9. С. 31 – 40.
18. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., академик Россельхозакадемии Алексахин Р.М. Миграция ^{137}Cs в почвах с гравитационным потоком влаги// Доклады РАСХН, 1994. № 1. С. 24-26
19. Анисимов В. С, Санжарова Н. И., Алексахнн Р. М. Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм ^{137}Cs, извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент/ Материалы международной конференции «Радиоэкология

торфяных почв» (Санкт-Петербург 7- 11 июня 1994 г.). С.-Петербург, 1994. С. 101-104
20. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of -'Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // The Science of the Total Environment. 1994. No 154. P. 9-22
21. Методические рекомендации (по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды) / Под общ. редакцией А.Н. Марея и А.С. Зыковой. М.: МЗ СССР, 1980. 336 с.
22. Методические указания по контролю за радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий, прилегающих к атомным электростанциям. М.: ЦИНАО,1990. 15 с.
23. *Руководство* по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / под ред. Махонько К.П. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. 264 с.
24. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.; Изд-во МГУ, 1970. 488 с.
25. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива /Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1983. 384 с.
26. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат 1974. 215 с.
27. Доспехов Б.А. Методика полевого метода. М.: Агропромиздат, 1985. 352 с.
28. Химическая энциклопедия/Под ред. И.Л. Кнунянца. М.: Изд-во "Советская энциклопедия", 1988. Т.1. 1220 с.

УДК 636:619:57.084.1

ИССЛЕДОВАНИЕ ПАРАМЕТРОВ ПЕРЕХОДА ^{90}Sr В СКЕЛЕТ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ И ЕГО РАСПРЕДЕЛЕНИЕ В РАЗЛИЧНЫЕ ЧАСТИ КОСТНОЙ ТКАНИ

С. А. Байгазы, Ж. А. Байгазинов, А. В. Паницкий, С. С. Каратаев

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

INVESTIGATION OF TRANSFER ^{90}Sr TO SKELETON IN FARM ANIMALS AND ITS DISTRIBUTION IN THE VARIOUS PARTS OF THE BONE TISSUE

S. A. Baygazy, Zh. A. Baigazinov, A. V. Panitsky, S. S. Karataev

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: baigazinov@nnc.kz

В данной работе представлены результаты исследований параметров перехода ^{90}Sr в скелет лошадей, мелкого и крупного рогатого скота, и свиней, а также распределение данного радионуклида в различных частях разных видов костей.

Исследования проведены в условиях индивидуального стойлового содержания. Кормление проводилось дважды в сутки, со свободным доступом животных к воде. Отдельным группам животных ежедневно на протяжении 8 и 16 недель скармливали радиоактивную загрязнённую почву с эпицентра наземных ядерных испытаний и искусственно загрязненный радионуклидным раствором корм.

После убоя из скелета животных были отобраны различные типы костей: смешанная (грудной позвонок), трубчатая (бедренная кость) и плоская кость (ребро). После обвали (тщательная очистка от мясосальных частей), каждая кость была разделена на несколько частей. Грудной позвонок – корпус, арка, поперечный отросток, остистый отросток. Бедренная кость – медиальная часть, эпифиз, губчатая ткань. Ребро – головка ребра, (центральная часть) тело ребра, конец ребра (рисунок 1). Определение активности ^{90}Sr проводили на бета-спекторметре «Прогресс» в предварительно озоленных пробах.

Рисунок 1 – Образцы исследуемых частей грудного позвонка (1. корпус, 2. арка, 3. поперечный отросток, 4. остистый отросток), бедренной кости (5. медиальная часть, 6. эпифис, 7. губчатая ткань) и ребра (8. головка ребра, 9. тело ребра, 10. конец ребра).

Результаты спектрометрических измерений различных частей костной ткани животных представлены в таблице 1. Из таблицы видно, что коэффициент неравномерности (отношение минимальной удельной активности радионуклида в костной ткани к максимальной удельной активности) ^{90}Sr в исследуемых частях скелета животных могут отличаться от 1,5 до 11 раз. Было установлено, что распределение ^{90}Sr в различных частях ребра, грудного позвонка и бедренной кости овец и лошадей соизмеримы. Похожей картины для крупнорогатого скота и свиней не установлено.

Выявлено, что медиана значений удельной активности ^{90}Sr в исследуемых частях костной ткани животных наиболее близка к значениям, установленным в грудном позвонке (арка). Данный факт позволяет утверждать, что для определения концентрации ^{90}Sr в целом скелете сельскохозяйственных животных (МРС, КРС, лошади, свиньи) можно использовать удельную активность радионуклида в арке грудного позвонка.

Таблица 1 – Вид и возраст животных, количество суточного поступления ^{90}Sr в организм животных и его удельная активность в различных частях скелета

Вид животного	МРС		лошадь		КРС		свиньи	
Источник поступления ^{90}Sr в организм животных	корм*	почва**	корм*	почва**	почва**	почва**	корм*	почва**
Возраст животных на начало эксперимента, недели	72	72	64	64	480	72	8	8
Длительность затравки, недели	16	16	8	8	8	8	8	8
Суточное поступление ^{90}Sr, кБк/кг	12,0	2,7	15,0	6,7	6,7	6,7	0,08	0,13
Удельная активность ^{90}Sr в различных частях скелета животных, кБк/кг								
Грудной позвонок, корпус	84±9	0,6±0,2	56±7	9±1	10±2	10±1	1,4±0,4	0,7±0,4
Грудной позвонок, арка	83±9	1,0±0,4	30±4	11±2	10±2	9±1	1,2±0,4	0,6±0,3
Грудной позвонок, поперечный отросток	89±10	2,6±0,7	40±5	10±2	12±2	8±1	1,6±0,6	-
Грудной позвонок, остистый отросток	120±10	1,1±0,4	56±6	90±14	10±1	7±1	1,4±0,3	-
Бедренная кость, медиальная часть	-	0,4±0,2	19±3	13±2	3±0,5	14±2	1,4±0,3	0,5±0,2
Бедренная кость, эпифис	120±10	1,0±0,4	28±4	9±2	6±1	9±1	1,7±0,5	<0,1
Бедренная кость, губчатая ткань	150±20	0,9±0,3	28±4	8±1	7±1	9±1	1,4±0,3	<0,1
Ребро, головка ребра	72±9	-	34±5	11±2	12±2	8±2	3,6±0,8	<0,1
Ребро, тело ребра	72±8	0,7±0,3	29±4	11±2	8±1	11±2	1,3±0,4	0,4±0,2
Ребро, конец ребра	110±10	1,0±0,6	76±9	8±2	17±2	5±1	0,9±0,4	<0,1
Коэффициент неравномерности ^{90}Sr	1,5	6,5	4,0	11,3	5,7	2,8	4,0	>7
Me (Медиана)	89,0	0,95	32,0	10,5	9,7	8,8	1,4	0,27

Примечание: * - растительность с мест проведения наземных ядерных испытаний
** - почва с мест проведения наземных испытаний

Определено, что коэффициенты перехода радионуклида (отношение удельной активности ^{90}Sr в ткани к его суточному поступлению в организм) ^{90}Sr в костную ткань сельскохозяйственных животных при поступлении в организм с кормом и почвой отличаются (Таблица 2). Наибольшая биологическая доступность радионуклида организму отмечена при его поступлении с загрязнённым кормом, по сравнению с почвой. При этом, если у овец коэффициент перехода радионуклида с почвой меньше коэффициента перехода с кормом в 20 раз, то для лошадей и свиней данная разница составила порядка 2 и 8 раз, соответственно.

Таблица 2 – Коэффициенты перехода ^{90}Sr в исследуемые кости сельскохозяйственных животных.

Виды животного	МРС		лошади			КРС	свиньи	
источник поступления	корм	почва	корм	почва	почва	почва	корм	почва
грудной позвонок	7,8±1,5	0,5±0,3	3,0±0,9	1,5±0,2	1,5±0,2	1,3±0,2	17,5±2,0	5,3±0,6
бедренная кость	11,3±1,8	0,3±0,1	1,7±0,3	1,5±0,4	0,8±0,4	1,6±0,4	18,8±2,2	1,9±2,0
ребро	7,1±1,8	0,3±0,1	3,1±1,7	1,5±0,2	1,9±0,7	1,2±0,4	24,3±18,0	1,6±1,5

Полученные данные могут быть использованы для оценки доз облучения сельскохозяйственных животных, выпасаемых на загрязненных ^{90}Sr территориях, а также для отработки метода оценки содержания ^{90}Sr в скелете животных.

УДК 577.346; 574: 577.346

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ КРУПНЫХ РАДИАЦИОННЫХ КАТАСТРОФ: ЗАКОНОМЕРНОСТИ И МЕХАНИЗМЫ

С. А. Гераськин

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация

ENVIRONMENTAL CONSEQUENCES OF MAJOR RADIATION ACCIDENTS: PATTERNS AND MECHANISMS

S. A. Geras'kin

Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation

e-mail: stgeraskin@gmail.com

Недавно исполнилось 30 лет с момента аварии на Чернобыльской АЭС, 5 лет прошло после аварии на АЭС Фукусима. Такие даты заставляют задуматься: какие уроки мы извлекли из этих радиационных катастроф? И какие возможности безвозвратно упустили? Как это не странно, но до сих пор у специалистов нет полной ясности относительно медицинских и экологических последствий крупных радиационных аварий.

Так что же нам известно об экологических эффектах облучения? Вопрос этот не праздный. Мы сталкиваемся с ним каждый раз, когда пытаемся оценить последствия крупных радиационных катастроф. А они, к сожалению, происходят с завидным постоянством, опровергая прогнозы теоретиков атомной отрасли, утверждающих, что вот теперь-то мы учли негативный опыт и новые аварии полностью исключены. Вопрос об экологических эффектах облучения встает каждый раз, когда мы пытаемся оценить: влияют ли объекты "ядерного наследия" на окружающую нас природу? Учет экологических эффектов является крайне важным и при разработке принципов, на которых должна базироваться защита природы от действия ионизирующих излучений.

Помимо важности рассматриваемого вопроса, необходимо отметить его чрезвычайную сложность. Дело в том, что первичные эффекты радиационного воздействия формируются на молекулярно-клеточном уровне. Однако на высших уровнях биологической организации в ответную реакцию на облучение вовлекаются все более сложные биологические и экологические механизмы, не сводящиеся к физико-химическим процессам взаимодействия ионизирующего излучения с веществом.

Так что же нам известно об эффектах радиационного воздействия на высших уровнях биологической организации? Экспериментальные подтверждения того, что эффекты радиационного воздействия могут проявляться на популяционном и экосистемном уровне, были получены из четырех основных источников: испытания ядерного оружия, эксперименты с использованием мощных источников ионизирующих излучений, крупные радиационные аварии и наблюдения на территориях с повышенным естественным радиационным фоном (ЕРФ).

В середине прошлого века противостояние ядерных держав было настолько острым, что всерьез рассматривалась возможность глобальной ядерной войны. Жизненно необходимо в этой связи было оценить экологические последствия такого развития событий. Проведенные с этой целью в США, Канаде, Франции и СССР в 60-70 гг. прошлого века эксперименты по облучению природных и искусственных биоценозов позволили описать динамику процессов лучевого поражения и пострадиационного восстановления в ценозах разных типов и установить величину дозовых нагрузок, приводящих к радиационно-индуцированным сдвигам в экосистемах [11, 17, 20, 24, 26, 28,30, 33]. На рисунке 1 из классической работы Вудвелла представлены результаты одного из таких экспериментов по облучению смешанного дубово-соснового леса. Видно, как, в зависимости от расстояния от источника, и, соответственно, дозы, меняется структура ценоза. Чем больше доза, тем проще структура ценоза, а соотношение видов меняется в пользу более радиоустойчивых. В ближней зоне выжили только низшие растения. Далее идет травянистая растительность, затем кустарники, лиственный лес и, наконец, когда мощность дозы существенно снизилась, исходный сосново-дубовый лес. Таким образом, типичными реакциями растительного ценоза на облучение в высокой дозе являются снижение видового разнообразия, изменение доминантности видов, уменьшение продуктивности растений и изменение структуры сообщества.

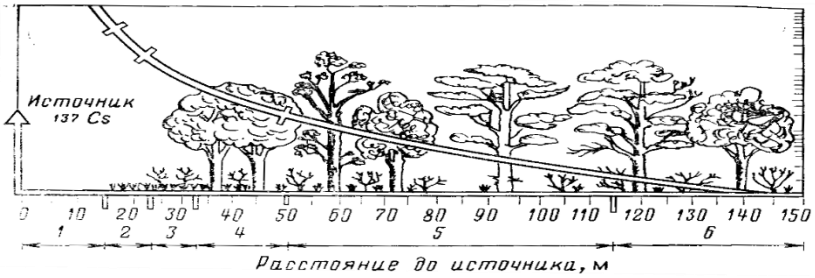


Рисунок 1 – Результаты эксперимента по хроническому облучению сосново-дубового леса (Woodwell, 1967)

Обобщение результатов этих экспериментов позволило классифицировать основные типы биоценозов по радиочувствительности. Согласно этой классификации, одной из

наиболее радиочувствительных экосистем являются хвойные леса, а одной из наиболее устойчивых – луговые фитоценозы.

Все эти закономерности были установлены в ходе анализа результатов крупномасштабных радиоэкологических экспериментов с мощными источниками внешнего облучения. Отдельного рассмотрения заслуживает ситуация, связанная с формированием биологических эффектов в условиях радиоактивных выпадений. Так в чем же уникальность крупных радиационных аварий? И почему нельзя результаты радиоэкологических экспериментов с облучением природных ценозов без существенных корректив перенести на ситуацию, связанную с аварийным выбросом радионуклидов? Дело в том, что закономерности формирования поглощенных доз для этих ситуаций принципиально различны (Таблица 1).

Рассмотрим, как сформулированные закономерности реализуются на примере Чернобыльской катастрофы. Общее количество выброшенных из аварийного реактора радионуклидов даже без учета инертных газов составило огромную величину - 1.85×10^{18} Бк [2]. Причем существенный вклад в радиоактивное загрязнение внесли ^{131}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{90}Sr, $^{238,239}Pu$, ^{240}Pu, которые в значительной степени определили биологические последствия этой аварии.

Таблица 1 – Отличия в формировании поглощенных доз при проведении радиоэкологических экспериментов с мощными источниками облучения и в условиях крупных радиационных аварий

	Облучение от источника	Радиационная авария
Источник излучения	Точечный	Распределенный
Вид излучения	γ или нейтронное	α, β, γ в разных сочетаниях
Вид облучения	Внешнее	Внешнее и внутреннее. Вклад внутреннего облучения увеличивается со временем
Распределение поглощенных доз в биоценозе	Относительно равномерное, доза уменьшается с расстоянием от источника	Крайне гетерогенное
Распределение дозы во времени	Равномерное	Интенсивное кратковременное с последующим хроническим с медленным падением мощности дозы и обусловленное миграцией радионуклидов перераспределение дозовой нагрузки в компонентах экосистем

Выброс такого огромного количества радионуклидов обусловил появление в некоторых местах 30-км зоны участков с плотностью радиоактивного загрязнения в несколько тысяч Ки/км^2, а общая площадь территории с загрязнением выше 1 Ки/км^2 превысила 150 000 км^2 и захватила территории нескольких стран. По масштабам

радиоактивного загрязнения авария на Чернобыльской АЭС не имеет аналогов в истории человеческой цивилизации.

Авария произошла в максимально неблагоприятный период ускоренного роста и формирования репродуктивных органов, когда растительные сообщества и многие представители мезофауны были наиболее радиочувствительны. Максимальное радиационное воздействие на объекты живой природы пришлось на первые 10-20 дней с момента аварии, когда основной вклад в поглощенную дозу вносили короткоживущие изотопы. Далее последовал период быстрого снижения мощности дозы и за лето-осень 1986 она снизилась до 20-25% от исходного уровня, после чего наступил длительный, продолжающийся до настоящего времени этап хронического облучения с низкой мощностью, когда доминирующую роль в формировании поглощенных доз стали играть долгоживущие радионуклиды, главным образом ^{137}Cs. Т.е. характерным признаком крупных радиационных аварий является наличие двух периодов – интенсивного краткосрочного облучения и последующего длительного с медленным падением мощности дозы. Причем наиболее серьезные экологические последствия обусловлены радиационным воздействием в период острого облучения.

Таким серьезным экологическим эффектом в условиях аварии на Чернобыльской АЭС стала гибель сосновых лесов на территории 600 га. Еще большую территорию – порядка 15 тыс. га – заняли леса с серьезной степенью радиационного поражения (Козубов, Таскаев, 1994). В результате аварии на Южном Урале сосновые леса погибли на площади 2000 га. Образовавшийся в результате аварий на Южном Урале и в Чернобыле «рыжий» лес является наиболее ярким и убедительным доказательством того, что аварийный выброс радионуклидов может вести к очень серьезным экологическим последствиям, вплоть до поражения на экосистемном уровне.

Еще одним серьезным, но гораздо реже упоминаемым экологическим эффектом в условиях Чернобыльской аварии стало катастрофическое падение численности мезофауны в 10-км зоне ЧАЭС [25]. Особенно сильно пострадали почвенные животные на ранних стадиях развития, которые гораздо более радиочувствительны, чем взрослые. Та же ситуация характерна и для других обитателей почвы – дождевых червей и насекомых. Важно подчеркнуть, что столь катастрофические последствия радиоактивного загрязнения для почвенной мезофауны не ожидали, исходя из той информации, которой мы обладали до Чернобыльской аварии. Это один из уроков Чернобыля.

Еще один важный урок Чернобыля состоит в осознании острой необходимости адекватной дозиметрической поддержки радиоэкологических исследований. Потому, что нельзя говорить о радиобиологических эффектах в отрыве от оценки индуцировавшей их дозы. Более того, при оценке экологических эффектов радиоактивного загрязнения крайне важно учитывать, что, в силу различий в образе жизни и занимаемых экологических ниш, некоторые виды растений и животных в одной и той же радиоэкологической ситуации могут получать существенно различающиеся дозы. Так, полученные разными

видами биоты в конкретном месте 30-км зоны – деревне Борщевка - дозы различаются в 250 раз и для большинства видов превышают полученную человеком [21]. Экологические последствия радиоактивного загрязнения в значительной степени определяются также тем α-, β- или γ-излучающие РН вносят основной вклад в поглощенную дозу. Особенно велики различия доз в случае загрязнения среды обитания α-излучающими радионуклидами. В случае загрязнения среды обитания продуктами распада урана почвенные животные могут получить дозы почти в 500 раз выше, чем человек [13].

Радиационные эффекты в экосистемах принято делить на первичные и вторичные. Первичные радиационные эффекты зависят от радиочувствительности составляющих экосистемы видов и, в зависимости от дозы, могут изменяться от незначительного торможения развития до гибели организмов и экосистемы в целом. Диапазон летальных доз для основных групп организмов очень широк и превышает 4 порядка, причем для разных групп организмов диапазоны летальных доз лишь частично перекрываются [32]. Из этого следует, что при облучении определенной, достаточно высокой, дозой наиболее радиочувствительные виды погибнут, развитие других видов будет угнетено, а для радиоустойчивых видов такая доза будет безопасной или даже стимулирующей. Это создает предпосылки для формирования вторичных радиационных эффектов в облученных экосистемах.

Вторичные радиационные эффекты объединяют разные по природе процессы, связанные с индуцированным излучением рассогласованием функциональных связей между компонентами биоценоза. Типичным примером вторичных радиационных эффектов является угнетение радиочувствительных и интенсивное развитие радиоустойчивых видов. Так, в пораженном излучением хвойном лесу, вследствие улучшения светового режима и условий минерального питания в благоприятных условиях оказываются и интенсивно развиваются более радиоустойчивые лиственные деревья и травы. К вторичным радиационным эффектам относят также нарушение трофических связей из-за гибели входящих в эти цепочки видов. Достаточно вспомнить катастрофическое падение численности обитателей лесной подстилки в первый год после аварии на Чернобыльской АЭС. Резкое падение численности обитателей лесной подстилки привело существенному замедлению переработки палой листвы, что, в свою очередь, сказалось на вероятности прорастания и скорости развития попавших в почву семян [27]. Среди вторичных радиационных эффектов необходимо также упомянуть массовое размножение насекомых-вредителей, обусловленное появлением большого количества органических остатков, что неоднократно наблюдалось в зонах крупных радиационных аварий [2]. В целом, последствия вторичных радиационных эффектов могут быть даже гораздо значительнее, чем прямое радиационное воздействие.

Еще несколько примеров. В луговых фитоценозах 30-км зоны Чернобыльской АЭС на следующий год после аварии в силу различий в радиочувствительности составляющих их видов резко увеличился относительный вклад радиоустойчивых видов, в то время как общее

число растений на единицу площади и разнообразие видов заметно сократились [12]. Таким образом, выпадение из ценоза радиочувствительных видов ослабляет конкуренцию для оставшихся и создает предпосылки для их интенсивного развития.

На рисунке 2 представлены последствия радиоактивного загрязнения березового леса на Южном Урале для популяций непарного шелкопряда и паразитирующих на них мух-тахинид. Видно, что зараженность гусениц паразитами снижается, а выживаемость растет вместе с уровнем радиоактивного загрязнения. Этот эффект становится очевидным начиная с уровня радиоактивного загрязнения 1 МБк/м^2. То же самое можно сказать о выходе бабочек.

Обнаруженный в ходе этого исследования парадоксальный эффект (увеличение выживаемости гусениц и бабочек с ростом уровня радиоактивного загрязнения) обусловлен экологией связанных между собой видов и особенностями распределения радионуклидов по компонентам лесной экосистемы. Гусеницы и куколки непарного шелкопряда обитают в верхних ярусах лесной экосистемы, где радиационное воздействие от находящегося в почве стронция незначительно. В то же время личинки тахинид зимуют в лесной подстилке, где дозы облучения максимальны и в данном случае достигали величины 70 Гр. Т.е. повышенная выживаемость гусениц и вылет бабочек с увеличением уровня радиоактивного загрязнения обусловлены радиационно-индуцированным угнетением развития их паразитов. Из рассмотренных примеров следует, что во многих ситуациях экологические факторы могут оказывать большее влияние, чем прямое радиационное воздействие.

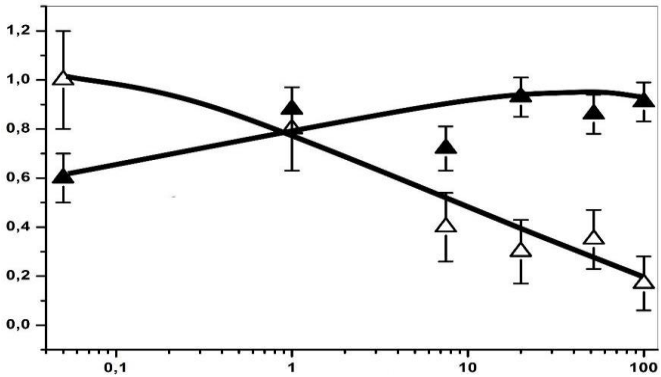


Рисунок 2 − Влияние радиоактивного загрязнения березового леса (^{90}Sr, Южный Урал) на гусениц непарного шелкопряда и паразитирующих на них мух-тахинид [9]

Итак, мы рассмотрели эффекты острого облучения, характерные для первого периода радиационных аварий. Возникает закономерный вопрос: какие эффекты мы можем ждать в отдаленный период после аварийного выброса РН? Начнем с не типичного, но яркого примера.

ПО «Маяк» на Южном Урале производило плутоний для наших первых атомных бомб. Радиоактивные отходы этого производства сбрасывали в р. Теча и непроточные водоемы на территории комплекса. Хотя пик сбросов пришелся на 1950-1952 гг., до сих пор уровень радиоактивного загрязнения водоемов Старое Болото и Карачай самый высокий в мире. Достаточно сказать, что, согласно нашим оценкам, поглощенные фитопланктоном в озере Карачай мощности доз на 8 (!) порядков превышают ЕРФ.

В 2007 г. наши коллеги с Южного Урала приступили к комплексному изучению экосистем этих водоемов [29]. В рамках этого исследования показано, что с ростом поглощенной дозы закономерно снижается биологическое разнообразие и число населяющих водоем видов фитопланктона. В результате из присущего контрольным водоемам огромного разнообразия видов в наиболее загрязненном озере Карачай выживает лишь один вид цианобактерий. Интересно, что общая биомасса фитопланктона статистически значимо не изменяется даже при самых высоких уровнях облучения. Это связано с тем, что гибель радиочувствительных видов ведет к снижению конкуренции и интенсивному развитию наиболее радиоустойчивых видов. Т.е. биологическое разнообразие более чувствительный показатель, чем биомасса.

Все же, как правило, эффекты хронического радиационного воздействия не столь ярко выражены, а всю совокупность действующих на популяции факторов невозможно смоделировать в лаборатории, поэтому для их корректной оценки мы должны оторваться от своих компьютеров, выйти в поле и посмотреть: какие же процессы реально происходят в природных популяциях, населяющих радиоактивно загрязненные территории? В настоящее время 30-км зона ЧАЭС фактически превратилась в полигон, где в отсутствие человека складываются уникальные экосистемы, развивающиеся в условиях хронического радиационного воздействия. Многие виды животных и растений прекрасно себя чувствуют в этих условиях, а их численность превосходит доаварийный уровень, из чего можно сделать не вполне приятный для нас вывод, что присутствие человека гораздо более значимый повреждающий фактор для природы, чем ионизирующая радиация [18].

Тем не менее, несмотря на кажущееся благополучие, происходящие в чернобыльской зоне процессы требуют самого пристального внимания с нашей стороны. Действительно, пораженность мучнистой росой и бурой ржавчиной трех сортов пшеницы, выращенных из собранных в 30-км зоне семян, была в 1.5-2.0 раза выше, чем контрольных [6]. Более того, пораженность растений и степень развития болезни растет с увеличением поглощенной дозы. Т.е. хроническое облучение снижает иммунный потенциал населяющих зону растений и животных. Кроме того, ионизирующее излучение, как мутагенный фактор, способно ускорять процессы расообразования патогенных микроорганизмов. В зоне ЧАЭС была обнаружена новая популяция возбудителя стеблевой ржавчины с высокой частотой встречаемости более вирулентных клонов [6]. Таким образом, в Чернобыльской зоне

создались благоприятные условия для формирования очагов заболеваний, которые в дальнейшем могут распространиться далеко за пределы 30-км зоны.

Загрязненные РН территории предоставляют нам редкий шанс в естественных условиях исследовать долговременные последствия резкого изменения комплекса экологических факторов, направленности и интенсивности естественного отбора. И будет большой ошибкой не воспользоваться этой ситуацией. В этой связи нас будут интересовать ответы на следующие вопросы:

- каков мутагенный эффект хронического радиационного воздействия в низких дозах?
- какова судьба индуцированных мутаций в измененных экологических условиях?
- является ли хроническое радиационное воздействие фактором отбора, изменяющим генетическую структуру популяций?

В чернобыльской зоне было выполнено много исследований, результаты которых можно использовать для ответа на заданные вопросы. Анализ потомства быка и трех коров, обнаруженных в сентябре 1987 г. в 4 км от разрушенного реактора и в дальнейшем содержавшихся в экспериментальном хозяйстве в 10 км от саркофага (плотность радиоактивного загрязнения 7400 кБк/м^2) показал существенные отклонения от равновероятной передачи аллельных вариантов генов от родителей к потомкам [4]. У потомков этих животных зафиксирована элиминация генотипов, типичных для высокоспециализированной родительской голштинской породы. Зато с повышенной частотой встречались варианты генов, характерных для более примитивных, но более устойчивых к неблагоприятным условиям среды пород, таких как серая украинская. В этих условиях действие облучения проявляется главным образом в изменении частоты встречаемости генов, а не индукции новых мутаций. Таким образом, генетические последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС в значительной степени связаны не с увеличением числа мутантных организмов, а с исчезновением из генного пула популяции части генов вследствие направленной против радиочувствительных организмов селекции.

В ходе изучения изоферментного полиморфизма в популяциях сосны обыкновенной, населяющих контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки в Брянской области, которая в наибольшей степени из областей России подверглась радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС, показано, что в условиях хронического радиационного воздействия статистически значимо возрастает частота всех трех изученных типов мутаций изоферментных локусов – нуль-аллели, дупликации и изменение электрофоретической подвижности (Рисунок 3, [3]). Более того, внутрипопуляционное разнообразие на всех экспериментальных участках статистически значимо превышает контрольный уровень и увеличивается вместе с плотностью радиоактивного загрязнения. Для исследованных популяций также характерна повышенная по сравнению с контролем гетерозиготность и превышение наблюдаемой

гетерозиготности над ожидаемой, что свидетельствует о селективном преимуществе гетерозигот в условиях хронического облучения. Т.о., даже спустя 25 лет после аварии на ЧАЭС в исследованных популяциях сосны формируется семенное потомство с высоким уровнем мутационной изменчивости.

Каким же образом меняется генетическая структура популяций, развивающихся в условиях хронического облучения? Ответ на этот вопрос получен при исследовании полиморфизма ключевых ферментов антиоксидантной защиты – супероксиддисмутазы, глутатионредуктазы и глутатионпероксидазы. Из представленных на рисунке 4 результатов следует, что изменение генетической структуры популяций в условиях хронического облучения происходит за счет увеличения частоты встречаемости редких аллелей. Отметим также, что построенная на основе генетических расстояний дендрограмма разделила исследуемые популяции на две группы, населяющие контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки (Рисунок 5). В целом, из представленных данных следует, что генетическая дифференциация популяций в значительной степени обусловлена радиационным воздействием. Следовательно, хроническое радиационное воздействие можно рассматривать в качестве экологического фактора, способного менять генетическую структуру популяции.

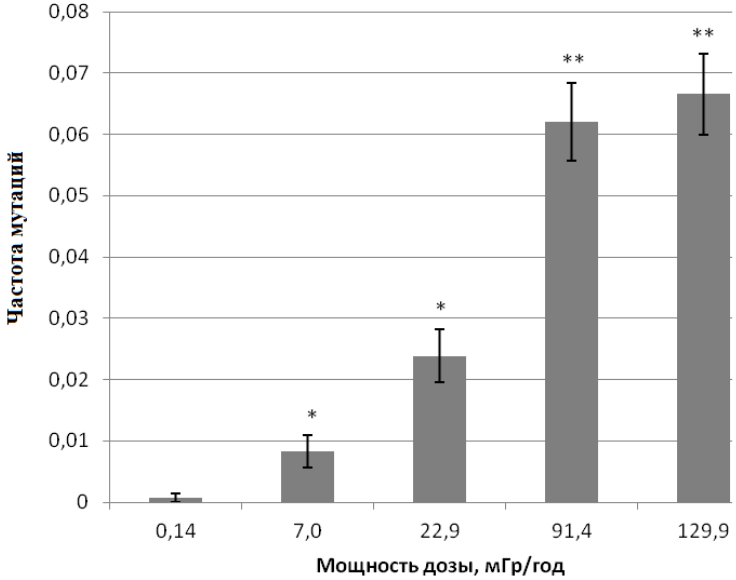


Рисунок 3 – Частота мутаций в эндоспермах семян сосны. Различия с контролем значимы * $p<0.05$; ** $p<0.01$ [3]

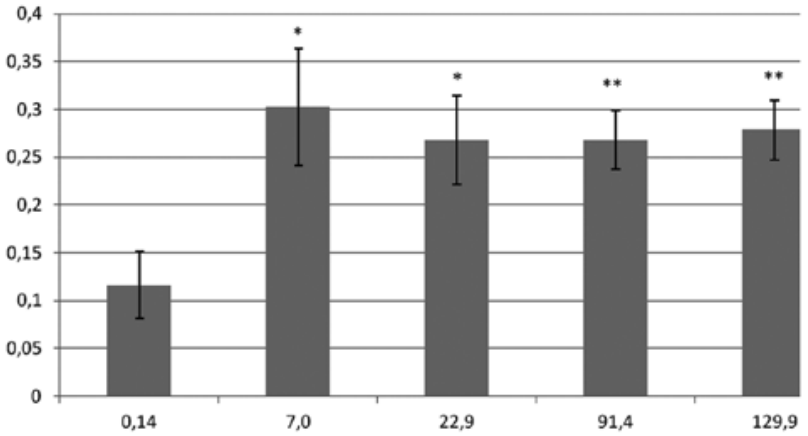


Рисунок 4 – Доля редких морф в популяциях сосны обыкновенной. Различия с контролем значимы * p<0.05; ** p<0.01 [3]

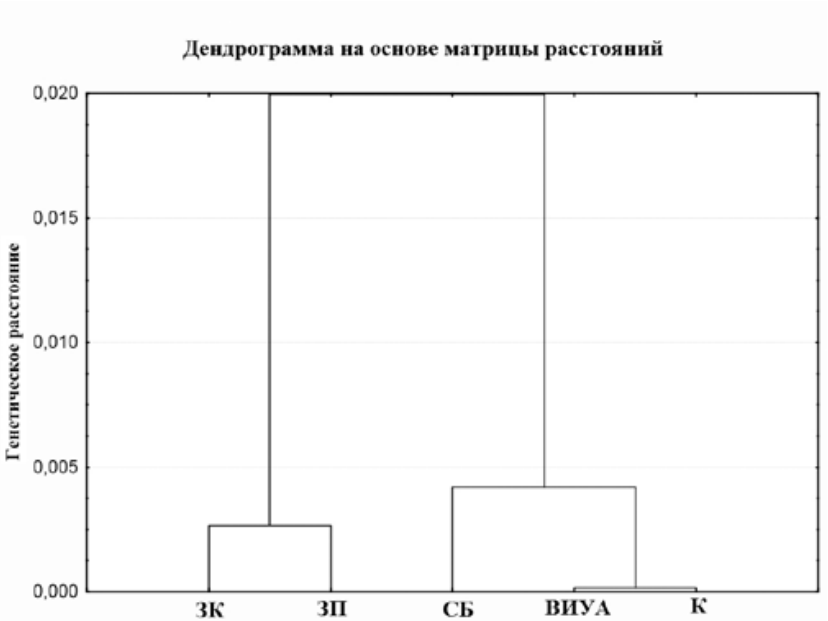


Рисунок 5 – Генетическая дифференциация исследуемых популяций

В каком же направлении меняется генетическая структура популяций, вынужденных развиваться в условиях хронического облучения? Постоянно действующее антропогенное воздействие включает генетические механизмы, результатом работы которых является направленная на повышение устойчивости к действующему фактору эволюция. Удобным объектом для проведения таких

исследований оказалась почвенная водоросль *Chlorella vulgaris*. Именно в исследованиях на этом объекте в 1960-1970 гг. Николаем Петровичем Дубининым и Владимиром Андреевичем Шевченко были установлены основные закономерности динамики мутационного процесса в популяциях. Исследования проводили на водорослях, выделенных из проб почвы, собранных на контрастных по уровню радиоактивного загрязнения участках с территории ВУРС. Уже в первых экспериментах было показано, что частота видимых мутаций у хлореллы (пигментных, морфологических, карликовости) возрастала с увеличением концентрации радионуклидов в почве [15]. В то же время, дополнительное γ-облучение показало, что в условиях повышенных уровней радиоактивного загрязнения обитают популяции хлореллы в 1.5-2.0 раза более радиоустойчивые, чем контрольные. Применение ингибиторов репарации, анализ кривых доза-эффект при действии редко- и плотноионизирующего излучения, а также прямое определение активности репарационных процессов позволили заключить, что обитающие в условиях повышенного радиационного фона популяции хлореллы имеют более эффективные системы репарации. Т.е., дивергенция популяций по устойчивости к облучению была связана с отбором на эффективность систем репарации.

Исследования на хлорелле позволили выявить основные этапы динамики мутационного процесса в хронически облучаемых популяциях [15]:

-увеличение числа мутантных особей. При возрастании мощности дозы продолжительность этапа увеличивается;

-стабилизация числа мутантных особей. Установление равновесия между мутационным процессом и отбором, элиминирующим в каждом поколении часть менее приспособленных особей; возрастание мощности дозы ведет к увеличению значения равновесного уровня;

-адаптивная перестройка генетической структуры популяции. Особи с пониженной радиорезистентностью устраняются из популяции, общая устойчивость популяции к облучению увеличивается;

-стабилизация популяции на новом уровне радиорезистентности, но с меньшей общей частотой мутаций по сравнению с любым из предыдущих этапов.

В исследованиях на Южном Урале было установлено, что не только хлорелла, но и другие растения, а также животные, длительное время населяющие радиоактивно загрязненную территорию, характеризуются повышенной устойчивостью к радиационному воздействию [16]. Аналогичные закономерности были установлены и в ходе исследований в чернобыльской зоне. Так, при дополнительном воздействии γ-облучения на семена сосны из хронически облучаемых популяций было установлено, что радиоустойчивость семян увеличивается с уровнем радиоактивного загрязнения участков. Необходимо отметить, что уровни радиоактивного загрязнения обследованных участков различались в 100 раз, а радиоустойчивость семян возросла всего в 1.7 раза [14].

Анализ продолжительности жизни полевок после дополнительного облучения дозой 14 Гр показал, что их радиоустойчивость увеличивается вместе с числом поколений, прожитых в условиях радиоактивного загрязнения [7]. Важно, что со временем происходит снижение доли радиочувствительных животных и возрастание доли устойчивых к облучению. Суперрезистентные животные, отсутствовавшие в исходной выборке, появляются в 6-10 поколении, к 12 поколению их доля достигает 20%. Аналогичные изменения генетической структуры популяции василька шероховатого были выявлены в исследованиях на ВУРС [16]. На территориях с низким уровнем загрязнения подобные микроэволюционные преобразования происходят медленнее или не происходят вовсе. Таким образом, степень проявления феномена радиоадаптации зависит от интенсивности и продолжительности радиационного воздействия.

Итак, феномен радиоадаптации был обнаружен в исследованиях на самых разных объектах – древесных и травянистых растениях, почвенных водорослях, мышевидных грызунах. Аналогичная реакция проявляется в популяциях на длительное воздействие самых разных факторов – тяжелых металлов, пестицидов и др. Механизмы – отбор (на клеточном и организменном уровнях) на повышение эффективности систем репарации, усиление синтеза антиоксидантов и других защитных веществ, пониженный уровень рекомбинации и повышенный – метилирования генома. Как выявляется? Путем сравнения реакции на дополнительное острое облучение организмов из контрольной и импактной популяции.

Генетическая адаптация природных популяций к неблагоприятным условиям существования может происходить достаточно быстро, буквально в течение нескольких генераций. Однако так происходит далеко не всегда. Об этом свидетельствуют результаты исследований биологических эффектов на свалке отходов радиевого промысла, Республика Коми [1]. Здесь же перерабатывали и урановые руды. Результатом этой активности стало загрязнение прилегающей к предприятию территории высокими концентрациями естественных радионуклидов, тяжелых металлов, солей. Наиболее полная информация имеется для популяций мышиного горошка, заселивших свалку более 50 лет назад [19]. Более того, мы имеем уникальный шанс сопоставить полученные результаты с данными аналогичного исследования, проведенного 30 лет назад, в 1980 году [10]. Сопоставление этих данных показало, что в исследуемых популяциях на протяжении всего этого времени сохраняется высокий уровень генетической и морфологической изменчивости. Т.е. процесс адаптации в этих популяциях не завершился, а, может быть, даже не начинался. Более того, дополнительное острое облучение семян из этой популяции продемонстрировало их повышенную радиочувствительность. В специальном исследовании был показан наследуемый характер этого феномена [10].

Отсутствие эффекта радиоадаптации было обнаружено нами также в популяциях сосны из Брянской области и в популяциях тонконога с территории Семипалатинского испытательного полигона [22, 23].

Причем в последнем случае эффект не удалось выявить даже при существенном (в 70 раз) изменении мощности дозы острого воздействия.

Почему же эффект радиоадаптации не всегда обнаруживается в природных популяциях? Дело в том, что приспособленность к неблагоприятной среде, как правило, ассоциирована с пониженной конкурентоспособностью в благоприятных условиях. Поэтому в условиях гетерогенного загрязнения, как это было, например, на Семипалатинском полигоне, повышенная радиоустойчивость, как правило, не возникает. А возникнув, не сохраняется в поколениях. Что мы и видели на примере тонконога.

Кроме того, радиоадаптация регистрируется только у части видов, населяющих загрязненную территорию, и не обнаруживается у других, несмотря на одинаковые условия существования. Так, на ВУРС радиорезистентность в популяциях радиочувствительных видов растений выросла в 3-4 раза и осталась той же самой у произрастающих рядом более радиорезистентных видов [16].

Более того, ответная реакция популяции на хроническое радиационное воздействие зависит не только от вида организма и ассоциированных с этим занимаемой экологической ниши, радиочувствительности, рациона и способа размножения, но и от биофизических характеристик излучения. Действительно, на участках с повышенным содержанием α-излучающих радионуклидов, которые, как известно, формируют кластерные, плохо репарируемые повреждения ДНК, радиоадаптация, как правило, не наблюдается. Классический пример – полученные в Республике Коми данные [1]. В целом, в силу упомянутых причин, в природе эффект радиоадаптации наблюдается столь же часто, как и его отсутствие.

Радиоадаптация является комплексным процессом, в котором задействованы разные экологические механизмы и уровни биологической организации. Приведу два примера. В нормальных условиях популяция проломника северного состоит из смеси одно- и двулетних форм. При исследовании популяций этих растений на ВУРС были выявлены статистически значимые различия по количественным признакам между одно- и двулетними формами [16]. Более того, с увеличением мощности дозы хронического облучения доля однолетних форм в популяции резко падала. Дело в том, что однолетние формы гораздо более радиочувствительны. Однако двулетние формы контрольных и опытных участков не различаются по радиочувствительности, равно как и однолетние, что указывает на отсутствие отбора по радиорезистентности внутри этих форм. Еще один пример. В ходе исследования интенсивности и характера размножения олигохет в загрязненных радионуклидами водоемах чернобыльской зоны (мощность дозы на поверхности донных отложений 14 мкГр/ч) была обнаружена статистически значимая связь между тяжестью цитогенетического поражения червей и количеством особей в популяции, переходящих к половому размножению [31]. Аналогично, в 30-км зоне ЧАЭС было обнаружено (возрастание доли растений зверобоя, размножающихся половым путем и, соответственно,

уменьшение роли апомиксиса [5]. Бесполое размножение сохраняет ценные гетерозиготные типы, обеспечивая тем самым высокую жизнеспособность в стабильных условиях, но ограничивает возможности генетической изменчивости и снижает адаптивные потенции популяций в меняющейся среде. Неблагоприятные условия стимулируют переход к половому размножению, которое увеличивает генетическую изменчивость повышая, тем самым, адаптивные возможности популяции.

Таким образом, на загрязненных радионуклидами территориях в отсутствие человека складываются уникальные экосистемы, развивающиеся в условиях хронического радиационного воздействия. Исследования биологических эффектов в населяющих эти территории популяциях растений и животных имеют уникальное значение для оценки адаптивных возможностей живого в условиях нарастающего техногенного воздействия и глобальных изменений климата. Даже относительно низкие уровни техногенного воздействия способны увеличивать генетическую изменчивость и нарушать присущие интактным популяциям закономерности саморазвития. Хроническое радиационное воздействие способно играть роль экологического фактора, меняя генетическую структуру природных популяций. В условиях экологического стресса в популяциях происходит отбор на повышение устойчивости к действующему фактору. Но скорость и сама возможность осуществления этого процесса может существенно различаться в разных радиоэкологических условиях. Поскольку радиоадаптация самым существенным образом влияет на ответную реакцию популяций на радиационное воздействие, этот феномен необходимо учитывать при оценке экологического риска и разработке норм, ограничивающих радиационное воздействие на живую природу.

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (соглашение № 14-14-00666).

Список литературы

1. Алексахин, Р.М., Архипов, Н.П., Бархударов, Р.М., Василенко, И.Я., Дричко, В.Ф., Иванов, Ю.А., Маслов, С.И., Маслова, К.И., Никифоров, В.С., Поликарпов, Г.Г., Попова, О.Н., Сироткин, А.Н., Таскаев, А.И., Тестов, Б.В., Титаева, Н.А., Февралева, Л.Т., 1990. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере. Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. М.: Наука. 368 с.
2. Алексахин, Р.М., Булдаков, Л.А., Губанов, В.А., Дрожко, Е.Г., Ильин, Л.А., Крышев, И.И., Линге, И.И., Романов, Г.Н., Савкин, М.Н., Сауров, М.М., Тихомиров, Ф.А., Холина, Ю.В., 2004. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные контрмеры. М.: ИздАТ. 546 с.
3. Волкова, П.Ю., Гераськин, С.А., 2013. Полиморфизм антиоксидантных ферментов в хронически облучаемых популяциях сосны обыкновенной. Экологическая генетика. Т. 11. № 3. С. 48-62.
4. Глазко, Т.Т., Архипов, Н.П., Глазко, В.И., 2008. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере Чернобыльской аварии. М.: ФГОУ ВПО РГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева. 556 с.

5. Гродзинский, Д.М., 2013. Адаптивная стратегия физиологических процессов растений. Киев: Наукова думка. 303 с.
6. Дмитриев, А.П., Гродзинский, Д.М., Гуща, Н.И., Крыжановская, М.С., 2011. Влияние хронического облучения на устойчивость растений к биотическому стрессу в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Физиология растений. Т. 58. С. 922-929.
7. Ильенко, А.И., Крапивко, Т.П., 1998. Результаты радиоэкологического мониторинга популяции рыжей полевки после Чернобыльской аварии. Зоологический журнал. Т. 77. № 1. С. 108-116.
8. Козубов, Г.М., Таскаев, А.И., 1994. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. С.-П.: Наука. 256 с.
9. Криволуцкий, Д.А., Тихомиров, Ф.А., Федоров, Е.А., Покаржевский, А.Д., Таскаев, А.И., 1988. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука. 240 с.
10. Попова, О.Н., Шершунова, В.Н., Коданева, Р.П., Таскаев, А.И., 1985. Изменчивость популяции *Vicia cracca* L. на территории, имитирующей урано-радиевое загрязнение. Научные доклады Коми филиала АН СССР. Вып. 27. 34 с.
11. Смирнов, Е.Г., Шеин, Г.П., Гуро, Н.Б., Мальцева, Л.Н., 1983. Действие острого гамма-облучения на растительность луга. Экология. С. 34-38.
12. Смирнов, Е.Г., Суворова, Л.И., 1996. Оценка и прогноз биологического действия радиоактивного загрязнения на растительный покров в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. В кн.: Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 2. Сыктывкар С. 27-37.
13. Спирин, Е.В., Алексахин, Р.М., Панченко, С.В., 2013. Оценка радиоэкологической безопасности уранового месторождения для биоты. Атомная энергия. Т. 115. Вып. 5. С. 279—284.
14. Федотов, И.С., Кальченко, В.А., 2006. Радиационно—генетические последствия облучения популяции сосны обыкновенной в зоне аварии на ЧАЭС. Радиационная биология. Радиоэкология. Т. 46. № 3. С. 268-278.
15. Шевченко, В.А., 1979. Радиационная генетика одноклеточных водорослей. М.: Наука. 256 с.
16. Шевченко, В.А., Абрамов, В.И., Печкуренков, В.Л., 1993. Генетические исследования на восточноуральском радиоактивном следе. В кн.: Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. С. 258-303.
17. Alexakhin, R.M., Karaban, R.T., Prister, B.S., Spirin, D.A., Romanov, G.N., Mishenkov. N.N., Spiridonov, S.I., Fesenko, S.V., Fyodorov, Ye.A., Tikhomirov, F.A., 1994. The effects of acute irradiation on a forest biogeocenosis; experimental data, model and practical applications for accidental cases. Science Total Environment 157, 357-369.
18. Deryabina, T., Kuchmel, S., Nagorskaya, L., Hinton, T., Beasley, J., Lerebours, A., Smith, J., 2015. Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. Current Biology 25, R824-R826.
19. Evseeva, T., Majstrenko, T., Geras'kin, S., Brown, J.E., Belykh, E., 2009. Estimation of ionizing radiation impact on natural *Vicia cracca* populations inhabiting areas contaminated with uranium mill tailings and radium production wastes. Science Total Environment 407, 5335-5343.

20. Fabries, M., Grauby, A., Trochain, J.L., 1972. Study of Mediterranean type of phytocenose subjected to chronic gamma radiation. Radiation Botany 12, 125-135.
21. Fesenko, S.V., Alexakhin, R.M., Geras'kin, S.A., Sanzharova, N.I., Spirin, Ye.V., Spiridonov, S.I., Gontarenko, I.A., Strand, P., 2005. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. J. Environmental Radioactivity 80, 1-25.
22. Geras'kin, S.A., Oudalova, A.A., Dikareva, N.S., Spiridonov, S.I., Hinton, T., Chernonog, E.V., Garnier-Laplace, J., 2011. Effects of radioactive contamination on Scots pines in the remote period after the Chernobyl accident. Ecotoxicology 20, 1195-1208.
23. Geras'kin, S.A., Oudalova, A.A., Dikarev, V.G., Dikareva, N.S., Mozolin, E.M., Hinton, T., Spiridonov, S.I., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., 2012. Effects of chronic exposure in populations of *Koeleria gracilis* Pers. from the Semipalatinsk Test Site, Kazakhstan. J. Environmental Radioactivity 104, 55-63.
24. Guthrie, J.E., Duole, J.R., 1983. Gamma-ray irradiation of a boreal forest ecosystem: the field irradiator-gamma (FIG) facility and research programs. Canadian Field Naturalist 97, 120-128.
25. Krivolutsky, D.A., Pokarzhevsky, A.D., 1992. Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30-km zone of the Chernobyl atomic power plant. Science Total Environment 112, 69-77.
26. McCormick, J.F., Colley, F.B., 1966. Irradiation of natural vegetation. An experimental facility procedures and dosimetry. Health Physics 12, 1467-1474.
27. Mousseau, T.A., Milinevsky, G., Kenney-Hunt, J., Mшller, A.P., 2014. Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas. Oecologia 175, 429-437.
28. Odum, H.T., Pigeon, R.F., 1970. A tropical rain forest: a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico. TID24270, United States Atomic Energy Commission, Division of Technical Information Extension, Oak Ridge, TN.
29. Pryakhin, E.A., Mokrov, Yu.G., Tryapitsina, G.A., Ivanov, I.A., Osipov, D.I., Atamanyuk, N.I., Deryabina L.N., Shaposhnikova, I.A., Shishkina, E.A., Obvintseva, N.A., Egoreichenkov, E.A., Styazhkina, E.V., Osipova, O.F., Mogilnikova, N.I., Andreev, S.S., Tarasov, O.V., Geras'kin, S.A., Trapeznikov, A.V., Akleyev, A.V., 2016. Characterization of biocenoses in the storage reservoirs of liquid radioactive wastes of Mayak PA. Initial descriptive report. J. Environmental Radioactivity 151, 449-460.
30. Sparrow, A.H., 1966. Research uses of the γ-field and related radiation facilities at Brookhaven National Laboratory. Radiation Botany 6, 377-405.
31. Tsytsugina, V.G., Polikarpov, G.G., 2003. Radiological effects on populations of Oligochaeta in the Chernobyl contaminated zone. J. Environmental Radioactivity 66, 141-154.
32. Whicker, F.W., Schultz, V., 1982. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Florida: CRC Press Ink. Boca Ration.
33. Woodwell, G.M., 1967. Radiation and the patterns of nature. Science 156, 461-470.
34. Zavitovski, J. (ed)., 1977. The enterprise, Wisconsin Radiation Forest. Radioecological studies. Technical information for Energy Research and Development Administration, TID-26113-p2.

УДК 631.43.631.58

АНТРОПОГЕННАЯ НАГРУЗКА НА ПОЧВЫ И КРИТЕРИИ ЕЕ ОЦЕНКИ

М. Ю. Дегтева, Н. В. Афонченко

Всероссийский научно-исследовательский институт земледелия и защиты почв от эрозии
305021, Курск, Карла Маркса, 70-б
Российская Федерация

ANTHROPOGENIC IMPACT TO SOILS AND CRITERIA OF ITS ASSESSMENT

M. Yu. Degteva, N. V. Afonchenko

All-Russia Research Institute of Agriculture and Protection of Soils from Erosion
305021 Kursk, K. Marxa St, 70-b
Russian Federation

e-mail: mdegtewa@mail.ru

На примере типичных черноземов предложен подход для оценки допустимых антропогенных нагрузок на почвы, суть которого состоит в том, чтобы использовать в качестве эталона состояние почвы абсолютно заповедных территорий или территорий с наименьшей антропогенной нагрузкой. Критерии допустимой антропогенной нагрузки должны разрабатываться с учетом положения почвы в рельефе.

Антропогенная нагрузка – это всегда воздействие, прямо или косвенно производимое на ту или иную геосистему с участием человека.

Для оценки нарушенности (измененности) необходимо понятие «норма», поскольку оценка всегда предполагает соотнесение измеренных состояний или изменений с нормативным состоянием системы. Норма – наиболее вероятное состояние системы.

За норму или эталон почвы целесообразно использовать либо утвержденные зональные эталоны пахотных почв, либо модели плодородия региональных подтипов почв, либо объекты базового агроэкологического мониторинга с наименьшей антропогенной нагрузкой (целина, многолетняя залежь).

Близость Центрально-Черноземного биосферного заповедника и опытно-производственного хозяйства ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии позволяет использовать в качестве эталона почвы абсолютно заповедных ландшафтных территориальных структур для изучения допустимых антропогенных нагрузок на почвенный компонент агроландшафта.

Допустимая антропогенная нагрузка – такая степень нагрузки на почвенный компонент агроландшафта, при которой система сохраняет

способность практически бесконечно функционировать без резких изменений структуры.

В зоне «недопустимой нагрузки» мы предлагаем выделять несколько степеней антропогенной нагрузки на систему: умеренная антропогенная нагрузка, сильная и критическая антропогенная нагрузка.

Умеренная антропогенная нагрузка – такая степень антропогенной нагрузки, при которой слабо меняются функции и структура системы, а при определенном воздействии можно приостановить деградационные процессы.

Сильная антропогенная нагрузка – в значительной степени затронуты деградационными процессами основные параметры системы, сильно изменяются ее функции и структура.

Критическая антропогенная нагрузка – такая степень антропогенной нагрузки, при которой при длительном однонаправленном действии человека происходит необратимая утрата функций и структуры данной системой. По отношению к почвенному компоненту ландшафта – это образование нового типа или подтипа почвы, например, замена типичного, более плодородного чернозема, выщелоченным под действием постоянно возрастающего процесса выщелачивания.

Объектами исследований явились черноземы типичные в пределах склоновых ландшафтов с различной степенью антропогенной нагрузки на территории Центрально-Черноземного государственного природного биосферного заповедника имени профессора В.В. Алехина и опытно-производственного хозяйства ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии (Медвенский район Курской области):

1 - черноземы в пределах склонового ландшафта, не испытывающего антропогенную нагрузку (абсолютно заповедный, целинный ландшафт);

2 - черноземы в пределах склонового ландшафта, испытывающего наименьшую антропогенную нагрузку (заповедный косимый ландшафт);

3 - черноземы в пределах склоновых ландшафтов, испытывающих значительную антропогенную нагрузку.

Склоновые объекты находятся в относительной близости друг от друга, имеют близкую протяженность и форму, являются склонами одной экспозиции – южной. С 1999 года на всех этих объектах ведется ежегодно мониторинг основных параметров согласно рекомендациям и собственным разработкам [4]. Рассматривая эти объекты, мы пришли к выводу, что пример устойчивого существования системы – абсолютно-заповедный ландшафт Центрально-Черноземного государственного природного биосферного заповедника (Таблица 1).

Ландшафт ежегодно косимой степи заповедника также является системой высокого качества (Таблица 2).

Таблица 1 – Основные параметры черноземов абсолютно заповедного ландшафта

Nпп	Параметры	Min	Max	Квар., %
1.	Длина склона, м	800		
2.	Перепад высот, м	26,4		
3.	Экспозиция	южная		
4.	Структура почвенного покрова	чернозем типичный сверхмощный		
5.	Мощность гумусового гор-та, см	110	150	11.4
6.	Плотность почвы, г/см^3	0,88	0,98	4,7
7.	Глубина вскипания от HCl, см	30	80	19,5
8.	Влажность почвы, %	44,4	50,7	3,7
9.	Гумус, %	7,01	7,77	3,9
10.	PH	5,4	6,9	8,5
11.	Подвижный фосфор, мг/100г	3,7	6,2	16,4
12.	Обменный калий, мг/100г	6,8	8,4	8,4

Таблица 2 – Основные параметры черноземов заповедного косимого ландшафта, испытывающего наименьшую антропогенную нагрузку

Nпп	Параметры	Min	Max	Квар., %
1.	Длина склона, м	800		
2.	Перепад высот, м	26,4		
3.	Экспозиция	южная		
4.	Структура почвенного покрова	чернозем типичный сверхмощный		
5.	Мощность гумусового гор-та, см	110	150	13,5
6.	Плотность почвы, г/см^3	0,96	1,10	4,9
7.	Глубина вскипания от HCl, см	30	80	35,0
8.	Влажность почвы, %	43,8	59,1	12,3
9.	Гумус, %	7,12	7,60	2,3
10.	PH	5,3	6,9	9,8
11.	Подвижный фосфор, мг/100г	3,7	6,2	16,3
12.	Обменный калий, мг/100г	6,8	11,6	16,4

О его устойчивости говорит то, что структура почвенного покрова несмотря на постоянное действие ландшафтного фактора остается однородной. Распространены сверхмощные и мощные типичные черноземы, характерные для этих мест. За период более 50 лет не возникло смытых разностей и тем более других типов и подтипов почв.

Этого нельзя сказать об изучаемых черноземах на однотипных сельскохозяйственных вариантах ландшафтов (Таблица 3). Здесь мы наблюдаем более сильное действие ландшафтного фактора и, как следствие, типичные черноземы различной степени смытости.

Ландшафты абсолютно заповедной степи и ежегодно косимой степи в почвенном отношении являются ландшафтами высокого качества и могут служить критерием допустимых антропогенных нагрузок на почвенный компонент агроландшафта.

Таблица 3 - Основные параметры черноземов освоенного распаханного ландшафта

Nпп	Параметры	Min	Max	Квар., %
1.	Длина склона, м	380		
2.	Перепад высот, м	26,9		
3.	Экспозиция	южная		
4.	Структура почвенного покрова	чернозем типичный сверхмощный, чернозем типичный мощный, чернозем типичный мощный слабосмытый		
5.	Мощность гумусового гор-та, см	80	130	18,5
6.	Плотность почвы, г/см^3	1.08	1,18	2,8
7.	Глубина вскипания от HCl, см	40	110	23,5
8.	Влажность почвы, %	33,3	47,4	7,0
9.	Гумус, %	5,19	6,65	8,9
10.	PH	5,3	7,3	14,5
11.	Подвижный фосфор, мг/100г	19,7	44,3	24,7
12.	Обменный калий, мг/100г	6,8	9,7	10,5

Для разработки критериев допустимых антропогенных нагрузок на компоненты агроландшафта мы взяли средние за годы исследований значения параметров абсолютно заповедного ландшафта и ежегодно косимого ландшафта Центрально-Черноземного государственного природного биосферного заповедника. Эти критерии могут служить для оценки степени антропогенной нагрузки на типичные черноземы склонов юга Центрально-Черноземной зоны России. В таблице 4 даны критерии допустимых антропогенных нагрузок на почвенный компонент агроландшафта, представленный типичными черноземами для различных элементов ландшафта: плакор, склон 1-3 градуса, склон 3-5 градусов и подошва склона (>7 градусов).

Таблица 4 – Параметры и критерии допустимых антропогенных нагрузок на почвенный компонент агроландшафта, представленный типичными черноземами для различных элементов ландшафта

N пп	Параметры	Плакор	Склон 1-3°	Склон 3-5°	Склон> 7°
1.	Мощность гумусового гор-та, см	120	120	120	110
2.	Плотность почвы, г/см^3	0,92	0,99	1,00	0,90
3.	Глубина вскипания, см	70	45	80	80
4.	Влажность, %	33,5	31,8	30,5	31,8
5.	Гумус по Тюрину, %	8,57	8,24	7,68	7,46
6.	Обменная кислотность	5,4	5,4	5,4	6,1
7.	Подвижный фосфор, мг/100г	5,9	5,4	4,8	4,5
8.	Обменный калий, мг/100г	10,9	9,3	7,5	9,7
9.	Обменный кальций, мг-экв./100г	27,7	27,1	27,0	30,0
10.	Обменный магний, мг-экв./100г	4,6	5,0	4,7	4,0
11.	Щелочногидролизуемый азот, мг/100г	24,5	23,8	21,9	21,9
12.	Биологическая активность, кг/га/час	7,0	6,9	6,8	8,1

Выводы

1. Критерием допустимой антропогенной нагрузки на почвенный компонент агроландшафта может служить состояние почвы однотипного ландшафта, не испытывающего или испытывающего наименьшую антропогенную нагрузку.

2. Критерии допустимой антропогенной нагрузки на почвы должны разрабатываться для каждого отдельного элемента ландшафта (плакор, склон 1-3 градуса, склон 3-5 градусов, склон >7 градусов).

Список литературы

1. Васенев И.И., Дегтева М.Ю., Бойко О.С. и др. Задачи исследования и опорные объекты для базового агроэкологического мониторинга черноземов в ЦЧО // Труды ассоциации особо охраняемых природных территорий Центрального Черноземья России. Тула: Центрально-Черноземный государственный заповедник. 2000. С. 175-181.
2. Дегтева М.Ю., Афонченко Н.В. Мониторинг основных параметров и режимов функционирования черноземных почв в условиях склоновых ландшафтов с различной агрогенной нагрузкой // Труды десятой Всероссийской школы «Экология и почвы». Пущино. 2001.
3. Дегтева М.Ю., Здоровцов И.П. и др. Эколого-экономические аспекты проведения мониторинга свойств целинных и пахотных черноземов для оценки контурно-мелиоративной организации территории агроландшафтов // Материалы научно-практической конференции, посвященной 120-летию со дня рождения В.В. Алехина. Тула: Центрально-Черноземный государственный заповедник. 2002. С. 135-138.
4. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды // Ленинград: Гидрометиздат. 1979. С. 67-78.
5. Щеглов Д.И., Брехова Л.И. Черноземы Центральной России: происхождение и направление эволюции // Сборник докладов Международной научно-практической конференции «Модели и технологии оптимизации земледелия». Курск: ВНИИЗиЗПЭ. 2003. С.206-208.

УДК 577.34:636.4:57.084.1

ИССЛЕДОВАНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ ПЕРЕХОДА ИССКУСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ СВИНОВОДСТВА ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ФОРМАХ ПОСТУПЛЕНИЯ

С. С. Каратаев, Ж. А. Байгазинов, С. Н. Лукашенко, А. В. Паницкий

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

A STUDY OF THE TRANSFER OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES TO THE PORK PRODUCTS DEPENDING ON THE FORM OF CONSUMPTION

S. S. Karataev, Zh. A. Baigazinov, S.N. Lukashenko, A. V. Panitsky

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: karataev@nnc.kz

Анализ мировых данных показал, что исследование перехода радионуклида ^{137}Cs в продукцию свиноводства изучено достаточно хорошо. Можно отметить работы Никитина З.А., Панченко И.Я., Бурова Н.И. (1972 г.), которые исследовали накопление и распределение ^{137}Cs в организме свиней при длительном поступлении. Работу Шилова В.П. (1980 г.) по исследованию метаболизма ^{137}Cs у свиней разного возраста. В работе Винника Л.И. (2004 г.) представлены результаты исследований перехода радионуклида в продукцию свиноводства из разных рационов кормления.

Как правило, в мировой литературе приводятся параметры перехода радионуклидов в продукцию животноводства, полученные при кормлении растительным кормом. Однако, для корректной оценки возможности ведения животноводческой деятельности в условиях радиоактивного загрязнения необходимо располагать сведениями и о других путях поступления радионуклидов в организм животных (почва, вода).

В данной работе представлены результаты исследований параметров перехода радионуклида ^{137}Cs в органы и ткани поросят при длительном поступлении радионуклидов с загрязненной почвой, водой и кормом.

В качестве исследуемых животных использовалось 48 голов поросят в возрасте 1,5–2,0 месяца, живым весом 10–12 кг. Все животные были схожие по клиническому состоянию и экстерьерно-

конституциональным данным. Эксперименты проводились в летний период, животные находились в условиях стойлового содержания.

При исследовании особенностей поступления радионуклидов поросята были разбиты на 3 группы по 8 голов на каждый вид источника поступления радионуклидов (с почвой, водой или растительным кормом). Поросят кормили радиоактивно-загрязненным рационом в течение 56 суток. Через 7, 14, 28, 56 суток, после 12 часовой голодной выдержкой проводился забой по 2 головы поросят в каждой группе. После убоя животных были отобраны органы и ткани (почки, печень, селезенка, мышечная и костная ткань, хрящевая ткань ушей) на радионуклидные анализы.

При исследовании особенностей выведения радионуклидов из организма животных поросята также были разбиты на 3 группы по 8 голов на каждый вид источников поступления радионуклидов (с почвой, водой или растительным кормом). Поросят кормили радиоактивно-загрязненным рационом в течение 56 суток. После 56 суток животные переведены на "чистый" рацион. Через 7, 14, 28, 56 суток, после перевода на "чистый" рацион проводился забой по 2 головы поросят. С каждого животного на радионуклидные анализы отбирались все органы.

Заготовка почвы для вскармливания животных проводилась в местах проведения наземных ядерных испытаний. Отобранная почва была просеяна через сито с размером ячеек 1,5 мм. Вся масса просеянной почвы была тщательно гомогенизирована. Средняя удельная активность ^{137}Cs в пробах почвы составила $(2,6\pm0,6)x10^3$ Бк/кг.

Заготовка травяной муки проводилась в местах с высоким содержанием ^{137}Cs. Далее, отобранная растительность была тщательно измельчена до состояния травяной муки. Весь объем заготовленной травяной муки гомогенизирован. Средняя удельная активность ^{137}Cs в растительном корме составила $(2,9\pm0,6)x10^4$ Бк/кг.

Вода для спаивания животным заготавливалась еженедельно с водотоков, загрязненных радионуклидами. Радиоактивно-загрязненный раствор был приготовлен в лабораторных условиях. Средняя удельная активность ^{137}Cs в воде составила – 41,6 Бк/л, удельная активность в растворе ^{137}Cs – $(2,0\pm0,4)x10^4$ Бк/л.

В ходе эксперимента проводился контроль поступления радионуклидов в организм каждого животного.

На основании средних значений удельной активности радионуклидов в корме, воде, почве, а также объема суточного потребления загрязненного источника рассчитано суточное поступление радионуклидов в организм каждого животного. Так, суточное поступление ^{137}Cs с почвой в организм животных из первой группы составил 130 Бк/сут/гол, с кормом (2-я группа) – 2900 Бк/сут/гол., с водой – 82 Бк/сут/гол (3-я группа).

Результаты исследований показали, что в условиях длительного ежедневного поступления ^{137}Cs в организм животных с различными компонентами окружающей среды (почва, вода, корм), динамика его накопления и выведения в органах и тканях может отличаться в зависимости от источника поступления. Равновесное состояние

удельной активности ^{137}Cs в органах и тканях животных при поступлении радионуклида с кормом наступает после 14 суток, с почвой и водой после 28 суток. Выведение ^{137}Cs из организма животных происходит быстрее после длительного поступления радионуклида с кормом, чем с почвой и водой. Параметры перехода ^{137}Cs в органы и ткани животных представлены в таблице (Таблица 1).

Таблица 1– Параметры перехода ^{137}Cs в органы и ткани животных при различных формах поступления (в равновесном состоянии)

Органы и ткани	**Источник поступления**		
	ПОЧВА	**ВОДА**	**КОРМ**
Коэффициенты перехода			
Мышечная ткань, почки, язык	0,12±0,03	0,74±0,1	3,8±0,6
Сердце, печень, костная ткань, селезенка, легкие	0,083±0,03	0,50±0,1	2,3±0,8
Головной мозг	0,056±0,02	0,21±0,08	1,3±0,5
Время выхода на плато			
Мышечная ткань	28 суток	30 суток	12 суток
Субпродукты	28 суток	29 суток	14 суток
Головной мозг	56 суток	56 суток	50 суток
Динамика выведения			
Мышечная ткань	$y=0,9e^{-0,05x}$	$y=1,1e^{-0,04x}$	$y=1,1e^{-0,08x}$
Субпродукты	$y=0,6e^{-0,06x}$	$y=0,9e^{-0,06x}$	$y=0,9e^{-0,1x}$
Головной мозг	$y=0,8e^{-0,05x}$	$y=1,0e^{-0,04x}$	$y=1,2e^{-0,06x}$

В период наступления равновесного состояния ^{137}Cs в органах и тканях животных были рассчитан его коэффициент перехода ($K_п$), который рассчитывался как отношение удельной активности радионуклида в органе или ткани (Бк/кг) к его количеству, поступившему в течение дня (Бк/сут). Концентрации ^{137}Cs в почках, мышечной ткани и языке были идентичны, но отличает от сердца, печени, костной ткани, селезенки и легких. Поэтому, для данных групп органов и тканей были рассчитаны отдельные $K_п$.

Как показано в таблице 1, что $K_п$ ^{137}Cs в органы и ткани поросят при поступлении его в организм с различными источниками (корм, вода, почва) отличаются. Наибольшая биологическая доступность радионуклида ^{137}Cs для организма отмечена при поступлении с кормом, наименьшая с водой и почвой.

Распределение ^{137}Cs в органах и тканях поросят, в отличие от тропных радионуклидов, достаточно равномерное. Однако, разница между наибольшей и наименьшей активностью ^{137}Cs в организме может составить до 8 раз. При длительном поступлении наибольшие

концентрации ^{137}Cs установлены в мышечной ткани и почках, наименьшие в головном мозге. В равновесном состоянии ^{137}Cs в организме его распределение имеет следующий порядок: почки > мышцы > язык > сердце > печень > костная ткань > селезенка > легкие > головной мозг.

Установленные параметры перехода искусственных радионуклидов используются для оценки дозовых нагрузок на население, потребляющее полученную на загрязненных территориях продукцию и для научного обоснования возможности ведения животноводства в условиях радиационного загрязнения (СИП, Фукусима).

Данная работа была выполнена в рамках Республиканский бюджетной программы 038 Республики Казахстан, а также в рамках проекта К-2085 Международного научно технического центра.

ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF CHORNOBYL AND FUKUSHIMA NPPs DISASTER

S. Kireev[1], I. Chizhevsky[1], G. Milinevsky[2], T. Mousseau[3], A. Moller[4], T. Mappes[5], Zb. Boratynsky[6], E. Tukalenko1[2], A. Bonisoli-Alquati[3], A. Lavrinenko[2], V. Krasnov[7], A. Peklo[8]

[1]State specialized enterprise "Ecocentre", Chornobyl, Ukraine;
[2]Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine;
[3]University of South Carolina, Columbia, SC USA;
[4]Universite Paris-Sud, Orsay Cedex, France;
[5]University of Jyvaskyla, Finland;
[6]University of Porto, Vairεo, Portugal;
[7]Institute for Safety Problems NPP, Kyiv, Ukraine;
[8]Zoological Museum, Kyiv, Ukraine

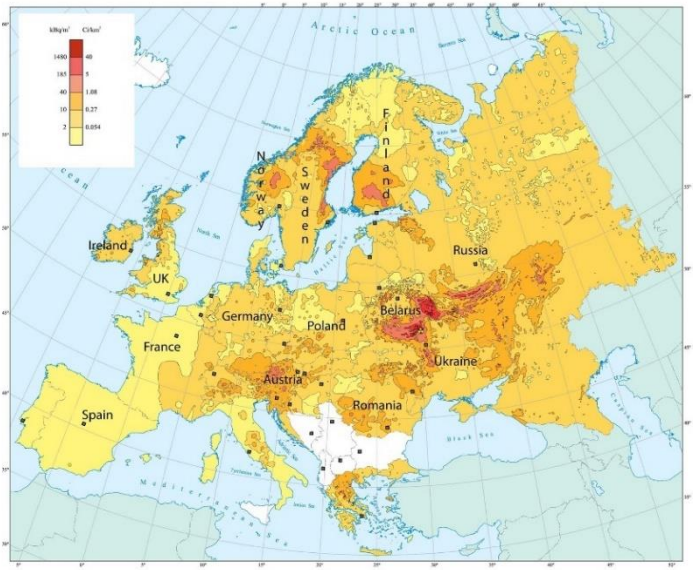
e-mail: chiz@speckombinat.org.ua

Given increasing energy needs, and climate change processes related to CO2 emissions from fossil fuels, there is an urgent requirement for large amount of energy production that does not involve the production of greenhouse gasses. Nuclear energy is one possible solution that has been explored by many developing countries (e.g. China). But the accidents at Three Mile Island, Chernobyl and most recently Fukushima, have demonstrated the vulnerability of this technology to human error, and natural disasters. These accidents have resulted in enormous health, environmental and economic costs that must be factored into any energy policy that includes nuclear as an option. In the past, such analyses have largely ignored the potential costs of accidents for wildlife living in affected regions. Although less tangible than human health or economic costs, impacts to the ecosystem related to the nuclear cycle and nuclear accidents may have large and long term consequences, not only for the plants, animals, and microbes that reside in contaminated regions, but for also for the people who rely on ecosystem services for their livelihoods. Perhaps more importantly, natural systems provide a bellwether for the potential long-term consequences for human populations that by necessity and policy continue to inhabit contaminated regions.

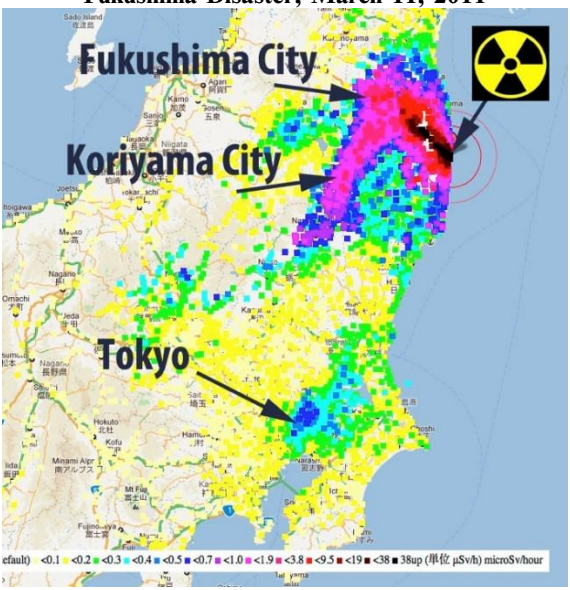
Recent scientific studies of the plants and animals living in Chernobyl, Fukushima and other naturally radioactive regions around the world provide strong evidence that exposure to low dose radiation stemming from radionuclides in the environment can lead to elevated mutation rates, reduced fertility and longevity, increased rates of developmental abnormalities and tumors, reduced biodiversity and population abundances, and broader ecosystem effects. Analysis of these findings indicate that there is no threshold radiation level below which biological consequences are not observed and that even very low levels of exposure can measurably impact natural populations, particularly following multiple generations of chronic exposure. Extensive research on birds, insects, rodents and trees has demonstrated significant injury to individuals, species and ecosystem functioning related to radiation

exposure that had previously been overlooked. We will present an overview of the effects of radiation on birth defects, infertility, cancer, and longevity, and its consequences for the health and long-term prospects of wildlife living in radioactive regions of the world.

Chornobyl disaster, April 26, 1986



Fukushima Disaster, March 11, 2011



Chornobyl Research Initiative 2000

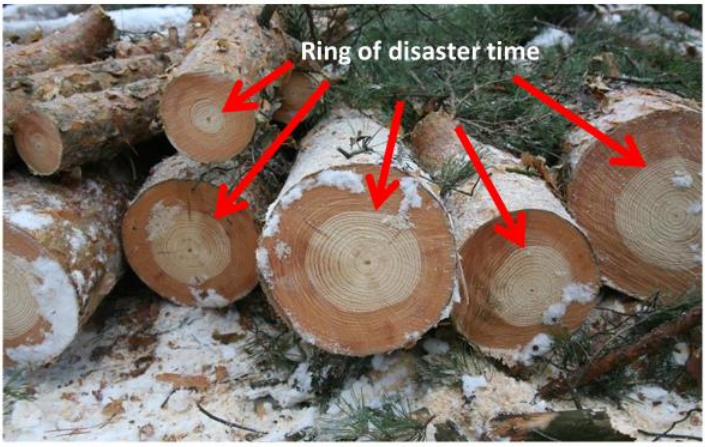
Chornobyl + Fukushima Research Initiative 2011

- **Studies of natural populations of birds, insects, mammals, and plants.**
- **More than 35 research expeditions to Chornobyl, and 14 expeditions to Fukushima.**
- **More than 80 scientific publications related to low-dose radiation effects**

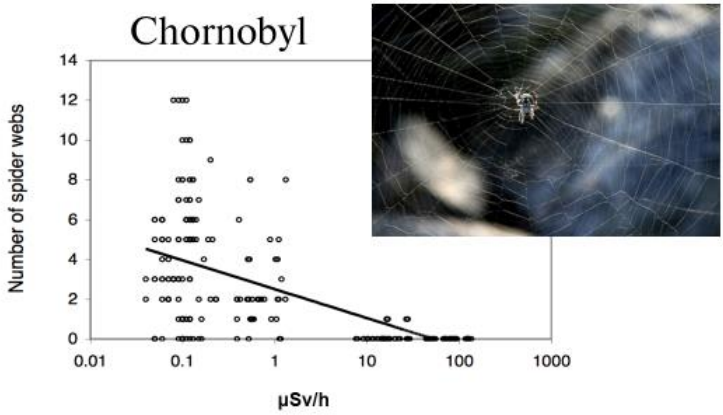
Hypotheses and questions addressed

- **Do low/high doses result in measureable mutation rates in natural populations?**
- **Are there fitness consequences to elevated mutation rates? (i.e. survival, reproduction, or disease).**
- **Is there evidence for adaptation?**
- **Are there ecosystem consequences?**

Tree rings expose year of disaster

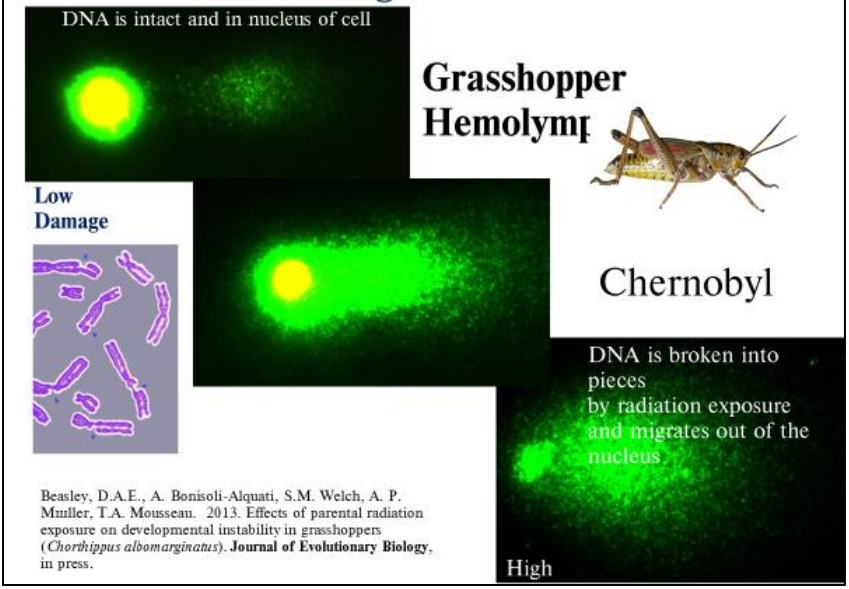


Abundance of spiders and radiation



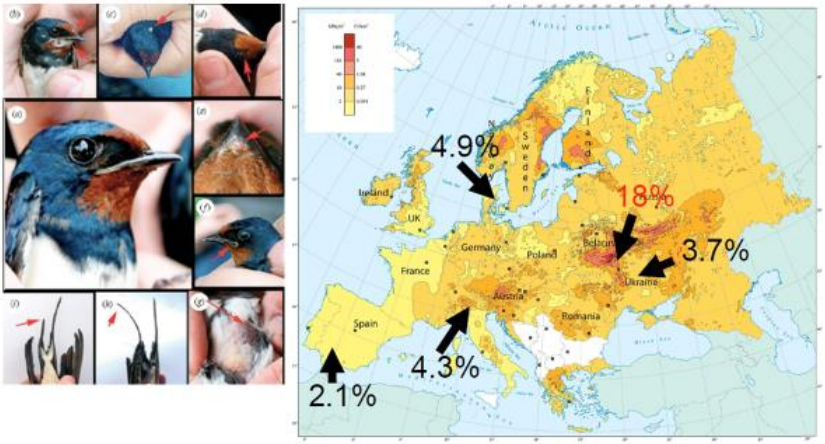
Moller & Mousseau. 2009. Biology Letters of the Royal Society

Genetic damage of chromosomes



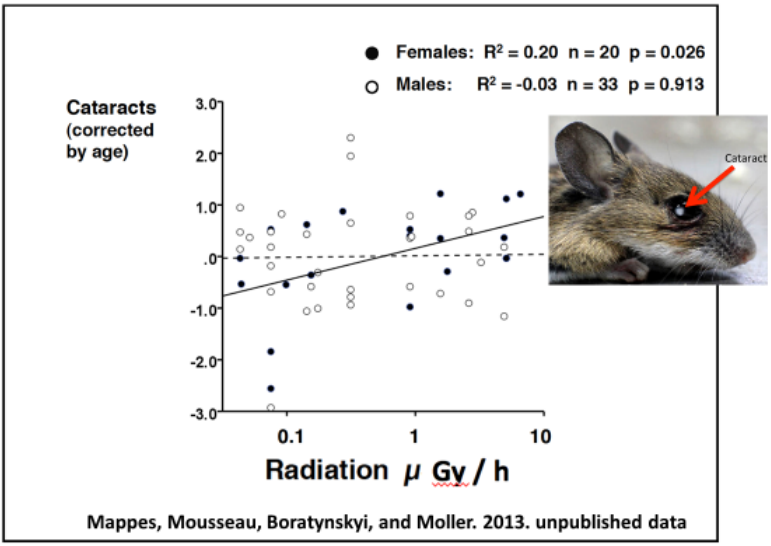
Beasley, D.A.E., A. Bonisoli-Alquati, S.M. Welch, A. P. Müller, T.A. Mousseau. 2013. Effects of parental radiation exposure on developmental instability in grasshoppers (*Chorthippus albomarginatus*). **Journal of Evolutionary Biology**, in press.

Frequency of tumors and other abnormalities



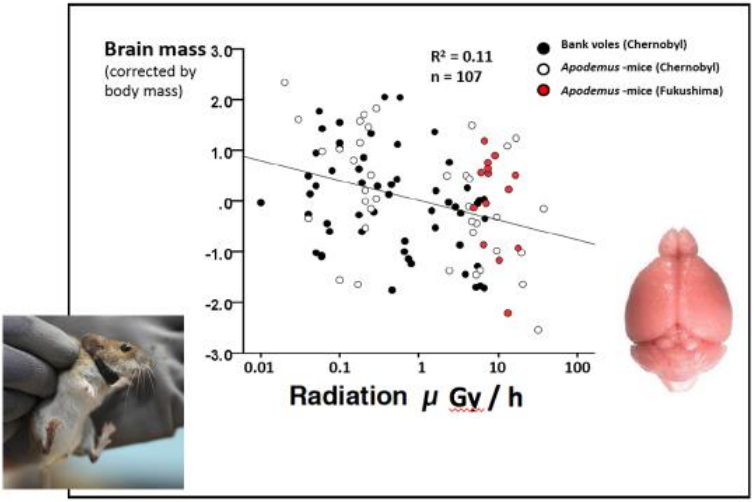
Moller, A.P., A. Bonisoli-Alquati, and T.A. Mousseau. 2013. High frequencies of albinism and tumors in free-living birds at Chernobyl. **Mutation Research**.

Increased cataract frequency of voles



Mappes, Mousseau, Boratynskyi, and Moller. 2013. unpublished data

Rodents from Chernobyl and Fukushima show smaller brains in radioactive areas

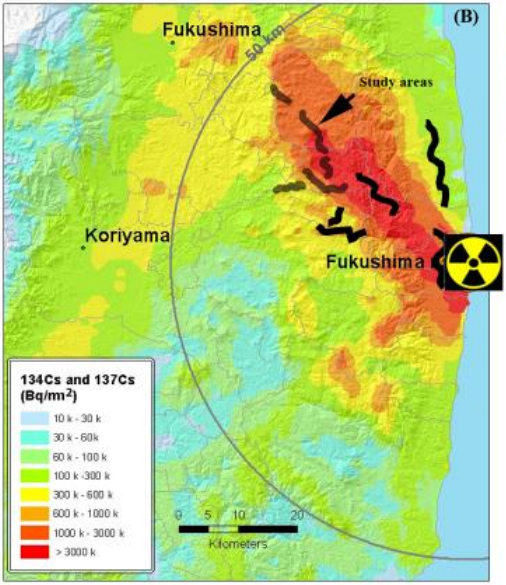


Most of our research includes areas of the highest contamination in addition to control areas

896 bird and insect surveys from about 300 locations in Ukraine and Belarus

Control Populations:

- Italy (Milan)
- Spain (Badajoz)
- Denmark (Aalborg)
- Ukraine

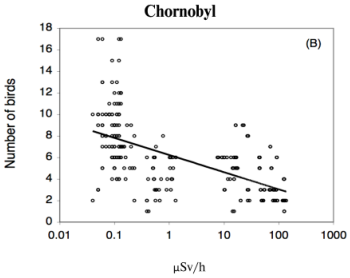


Surveys of birds and insects

400 discrete locations

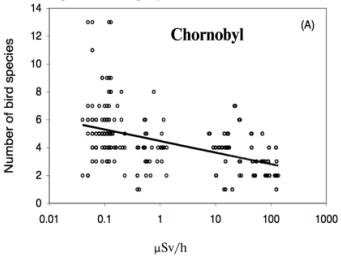
1500 inventories in total to date

Abundance of birds depressed by more than 66%



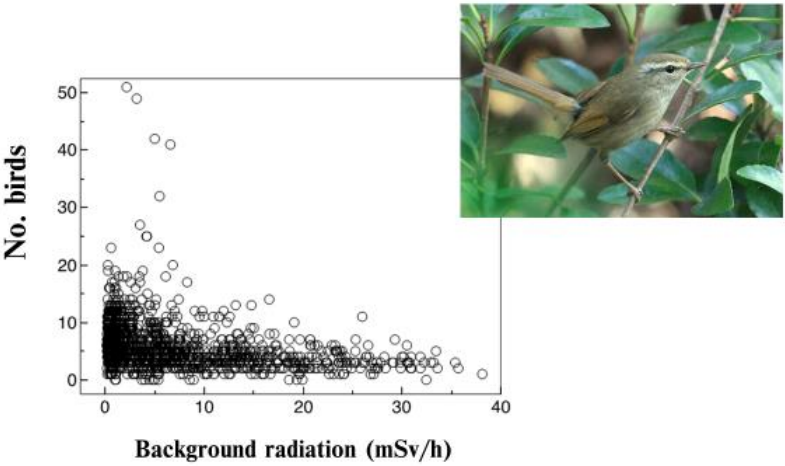
Bird biodiversity depressed by > 50%

Long distance migrants and brightly colored birds are most affected

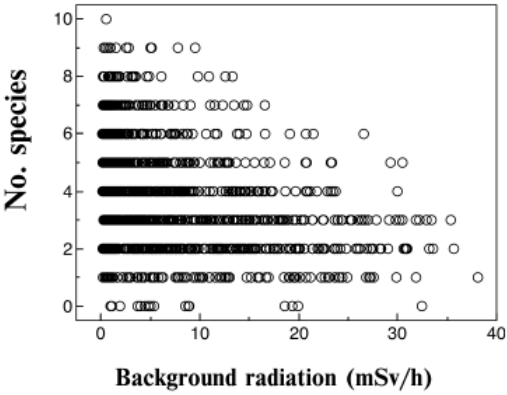


Moller & Mousseau. 2007. J. Applied Ecology

Abundance of Fukushima Birds 2011-14



Species richness and radiation Fukushima Birds 2011-14

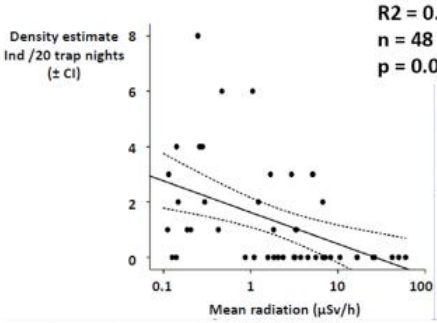


The effects of radiation on mammal diversity and abundance

- **We documented significantly reduced numbers of most mammals in areas of high radiation**
- **Chornobyl studies were conducted by (1) tracking animals from footprints in the snow and by (2) large scale trapping for rodents**

Radiation and voles population density

Radiation effects on populations



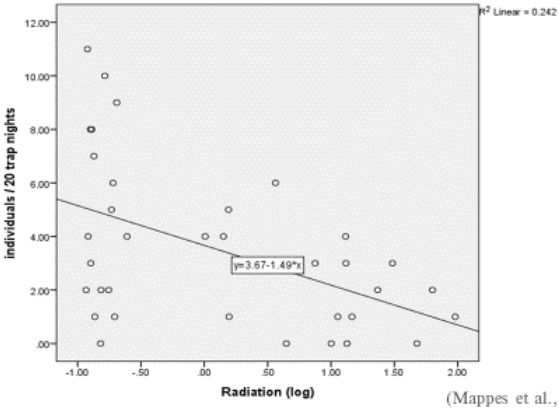
Radiation decrease the densities of voles

no voles in higher than 100 mSv/h

- **48 trapping areas / 20 traps in each**
- **early breeding season**
- **density estimates only 2011**

Mappes, Mousseau & Moller. 2015.

Chornobyl voles density, winter 2016



(Mappes et al., unpublished, 2016)

Using camera traps to assess large mammals abundances in Fukushima and Chornobyl

– 40 camera traps placed across Fukushima Feb 2015 – Jan 2016, in areas from 1 to 30 μSv/h

– Highly significant reductions in abundance and diversity in more radioactive locations

– 39 camera traps placed in Chornobyl Feb 2016

Major findings from studies of wildlife in Chornobyl

– Most organisms show increased rates of genetic damage and abnormalities in proportion to contamination.

– Many organisms show reduced fertility rates, life spans, population sizes.

– Biodiversity is significantly decreased, many species locally extinct.

More speculative, but potentially larger impact:

– Mutations are passed from one generation to the next, and show signs of accumulating over time.

– Mutations are migrating out of affected areas into populations that are not exposed.

УДК 574: 577.346

МЕТОД ВЫЯВЛЕНИЯ ЭПИЦЕНТРОВ ЯДЕРНЫХ СОБЫТИЙ

П. Е. Кривицкий, С. Н. Лукашенко, М. А. Умаров

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

A METHOD OF REVELATION OF NUCLEAR EVENTS

P. E. Krivitsky, S. N. Lukashenko, M. A. Umarov

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

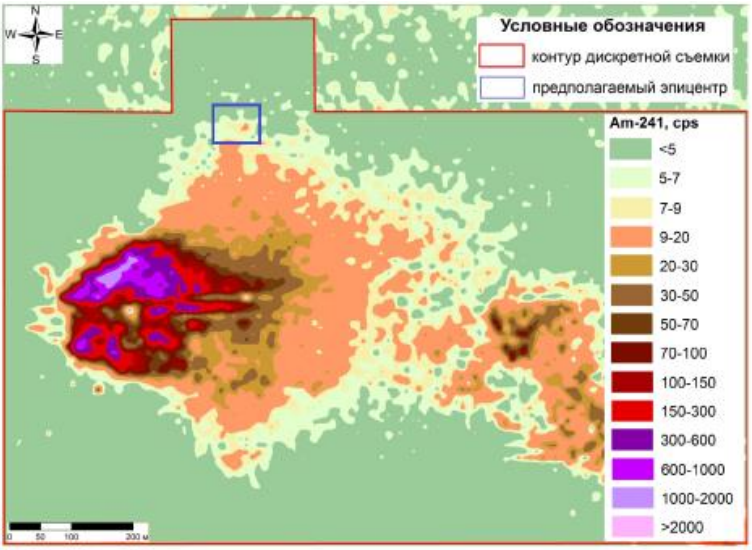
e-mail: Krivitskiy@nnc.kz

На территории площадки «Опытное поле» (ОПП) Семипалатинского испытательного полигона (СИП) имеется большое количество эпицентров ядерных событий, произошедших в период с 1949 по 1962 гг. [1-3]. Эпицентры можно разделить на три вида: эпицентр с воронкой, эпицентр после ремедиации и эпицентр без техногенных нарушенностей.

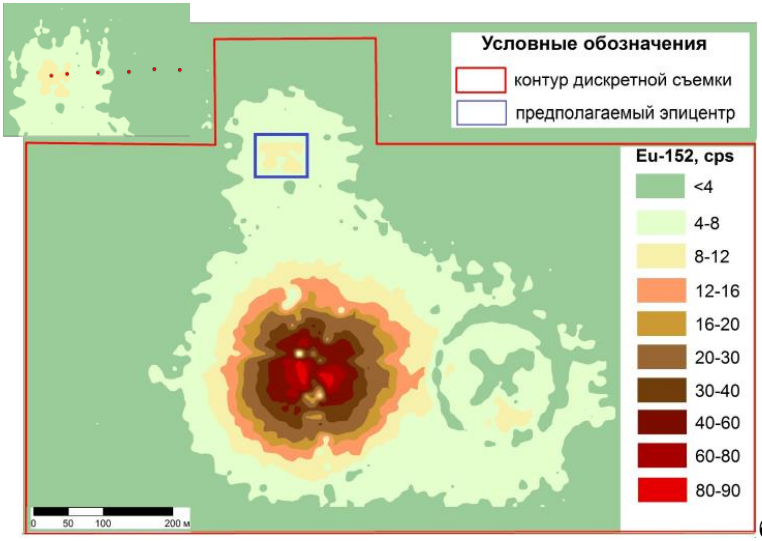
В случае присутствия воронки идентифицировать эпицентр довольно легко, а вот в случае отсутствия техногенных нарушенностей визуально определить эпицентр невозможно. Также детальный анализ ^{137}Cs и ^{241}Am показал, что в связи с метеорологическим перенесением данных продуктов образуется смещение реального эпицентра взрыва, а в ряде случаев эпицентр вообще не детектируется, что не дает возможность идентифицировать эпицентр по данным радионуклидам (Рисунок 1, а). В связи с этим было предположено, что наибольшей продуктивностью для выявления эпицентров ядерных событий будут являться продукты нейтронной активации, а в частности ^{152}Eu (Рисунок 1, б (прямоугольник)).

Основываясь на этом была поставлена цель разработать метод по определению эпицентров ядерных взрывов по продуктам нейтронной активации (^{152}Eu, ^{60}Co, ^{3}H)

Продукты активации, в отличии от ^{137}Cs и ^{241}Am, образуют четкий контур загрязнения и переносу подвержены лишь мелкие частицы (<0,1 мм). ^{152}Eu, ^{60}Co, ^{3}H были выбраны как наиболее долгоживущие радионуклиды, образованные вследствие нейтронной активации. Для отработки метода был взят участок предположительного испытания на площадке П-3.



а.



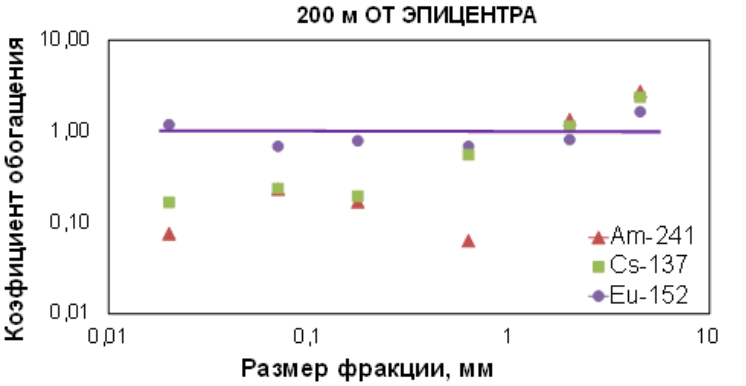
б.

Рисунок 1 – Карта площадного распределения ^{241}Am (а) и ^{152}Eu (б) на площадке П-3 с указанием предположительного эпицентра (прямоугольник)

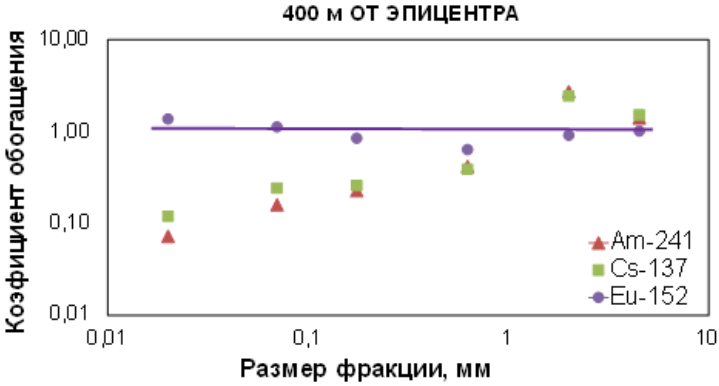
Для отработки метода произведен отбор поверхностных проб почвы на разной удаленности от предполагаемого эпицентра ядерного события. Проведен фракционный и минералогический анализ проб, проведен дополнительный глубинный отбор проб почвы.

На основании фракционного анализа установлено, что содержание ^{152}Eu во всех фракциях примерно одинаково (Рисунок 2), что дает

возможность использования крупной фракции. Крупная фракция меньше всего подвержена переносу, что позволяет минимизировать погрешность для определения эпицентра.



а)



б)

Рисунок 2 - Зависимость коэффициента обогащения ^{152}Eu от размера фракции на удаленности в 200 м (а) и 400 м (б)

На основе минералогического анализа был установлен минерал с максимально концентрацией, этим минералом является песчаник (концентрация ^{152}Eu – 1500 Бк/кг, ^{3}H – 12000 Бк/кг). По результатам глубинного отбора проб установлено, что ^{152}Eu и ^{3}H присутствует на всей глубине, что позволяет делать отбор не с поверхности, а с глубины.

Таким образом, идентификацию мест ядерных испытаний целесообразно проводить на основе данных по радионуклидам, образованным в следствии нейтронной активации (^{152}Eu, ^{60}Co, ^{3}H). Отбор проб следует проводить не с поверхности, а с глубины 5-10 см, так как поверхностный слой подвержен загрязнению вследствие выпадения радионуклидов после взрыва. Для исследования необходимо

использовать крупную фракцию, так как она менее подвержена переносу. Также следует рассматривать определенный минерал, связано это с тем, что содержания продуктов активации в различных минералах сильно варьируется. С использованием данных принципов был обследован и выявлен участок на П-3.

Список литературы

1. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 527с.- ISBN 978-601-7112-32-5.
2. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2010 г.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2011. – Т.2. - Вып. 3. – 395с. - ISBN 978-601-7112-53-0.
3. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Т.2. - Вып. 4. – 396с. - ISBN 978-601-7112-74-5.

УДК 631/635:637.072

ОЦЕНКА РИСКОВ ПРЕВЫШЕНИЯ НОРМАТИВОВ ТЕХНИЧЕСКОГО РЕГЛАМЕНТА ТАМОЖЕННОГО СОЮЗА ПО СОДЕРЖАНИЮ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ ПРОИЗВОДСТВЕ ГОВЯДИНЫ

Е. В. Копыльцова[1], Э. Н. Цуранков[1], В. С. Аверин[2], О. А. Мерзлова[3]

[1] РНИУП «Институт радиологии»
246000 г. Гомель, ул. Федюнинского, 16
[2] Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, г. Гомель
[3] Могилевский филиал РНИУП «Институт радиологии», Могилев
Республика Беларусь

THE RISK ASSESSMENT OF STANDARDS EXCEEDING THE TECHNICAL REGULATIONS OF THE CUSTOMS UNION ON THE CONTENT OF RADIONUCLIDES IN BEEF

E. V. Kopyltsova[1], E. N. Tsurankov, V. S. Averin[2], O. A. Merzlova[3]

[1] Research Institute of Radiology (RIR)
16, Fedyuninskogo, 246000 Gomel, BELARUS
[2] Francisk Skorina Gomel State University, Gomel
[3] Mogilyov branch of Research Institute of Radiology (RIR)
Belarus

e-mail: kev81@tut.by

Значительная часть мяса и продуктов его переработки, произведённых на территории радиоактивного загрязнения Республики Беларусь, экспортируется в страны-участницы Таможенного союза. Наиболее проблемным требованием технического регламента ТР ТС 021/20011 по сравнению с Республиканскими допустимыми уровнями (РДУ-99) является предел в 200 Бк/кг по содержанию ^{137}Cs в мясе. Этот допустимый уровень в 2,5 раза жестче внутриреспубликанских требований. Кроме того, в результате перехода на более жесткий норматив ожидаются сложности с отбраковкой скота по радиологическому фактору на мясокомбинатах на стадии его поступления. Основная причина – работа на пределе детектирования измерительных приборов и увеличение времени измерения одного животного. Без специальных расчетов сложно предсказать потенциальные объемы производства сельскохозяйственной продукции, загрязненной сверх норматива.

При использовании технического регламента Таможенного союза по содержанию радионуклидов в пищевой продукции нарушается базовый принцип согласованности нормативов. Этот принцип основывался на том, что ранее, с учетом «классических» коэффициентов перехода ^{137}Cs в молоко и мясо (1% и 4% от суточного

рациона, соответственно), при кормлении животных одними и теми же видами кормов (рационом), содержание данного радионуклида в молоке на уровне установленных нормативных значений (100 Бк/л) автоматически гарантировало его содержание в мясе менее 500 Бк/кг, т.е. в пределах нормативных значений. Расчеты показывают, что при кормлении лактирующих коров кормами с содержанием в них ^{137}Cs, позволяющими получать молоко с удельной активностью радионуклида выше 50-60 Бк/л, существуют значительные риски того, что в мясе содержание ^{137}Cs превысит установленный норматив (200 Бк/кг).

Основной целью данного исследования было оценить риски производства мяса с превышением нормативов ТР ТС 021/2011 для сельскохозяйственных предприятий Гомельской и Могилевской областей.

Оценка рисков превышения установленных нормативов по содержанию радионуклидов в говядине и кормах осуществлялась как по фактическим данным радиационного контроля на мясокомбинатах, так и методами математического моделирования для 15 районов Гомельской и 5 районов Могилевской области.

Методы и модели, применяемые для моделирования поступления радионуклидов, базируются на экспериментальных данных по содержанию радионуклидов в почве и продукции сельского хозяйства, причем в качестве параметров моделей, как правило, используют средние величины. В то же время эти показатели характеризуются значительной вариабельностью, что обусловлено пространственной неоднородностью радиоактивных выпадений и свойств почвы, определяющих переход радионуклидов в растения, и тем самым снижают точность прогноза. Прогноз средних уровней загрязнения менее информативен, чем оценка рисков, так как не дает представления о варьировании загрязнения продукции, как по элементарным участкам, так и во временном плане в результате изменчивости метеоусловий в разные годы. При различных уровнях загрязнения почв радионуклидами неопределенность прогноза содержания радионуклидов в продукции имеет разные практические выходы и последствия – так называемую цену риска.

Оценка и анализ риска получения продукции с превышением нормативных значений является новым, но интенсивно развиваемым во всём мире междисциплинарным научным направлением, принципиальные положения которого заключаются, в частности, в объединении в единый процесс принятия решений расчет риска и управление им. Риск представляет собой характеристику ситуации, когда возможны различные уровни загрязнения продукции и существует неопределенность в отношении получения нормативно-чистого продукта [1-3].

Созданы модели прогнозирования поступления радионуклидов в товарную продукцию растениеводства и животноводства, позволяющие оценивать, как ожидаемые средние значения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственном сырье и кормах, так и рассчитывать нормативные риски производства продукции, не соответствующей санитарно-гигиеническим нормативам [4-6]. Модель предполагает

условия квазиравновесного состояния поступления радионуклидов в растения и организм животных и учитывает влияние различных факторов на переход радионуклидов в продукцию.

При расчетах использовались данные радиологического контроля сельскохозяйственной продукции, агрохимического и радиологического обследования сельскохозяйственных земель, коэффициенты перехода (и их неопределенности), полученные на фактическом материале в условиях специально спланированных и проведенных производственных экспериментов.

При прогнозе содержания ^{137}Cs в мясе КРС учитывались три типа рационов кормления откормочного поголовья: для зимне-стойлового периода – силосный и сенажный, для летне-пастбищного периода – летний. Кроме того, немаловажными факторами, влияющими на содержание ^{137}Cs в конкретном виде корма, являются кормовые культуры, из которых они произведены, и тип угодий, на которых они возделывались. При расчетах использовались три силосных, два сенажных, два летних рациона.

Расчет вероятности превышения содержания радионуклида для каждого вида корма производился стандартными статистическими методами по плотности вероятности величины распределения удельной активности исходя из агрохимических показателей, типа и гранулометрического состава почвы, на которой была выращена кормовая культура [7]. При оценке риска производства говядины с превышением нормативных значений учитывались неопределенности, связанные с вариабельностью уровней загрязнения радионуклидами кормовых культур и рационов кормления, типом рациона и его составом.

Оценка вероятности реализации опасного фактора (превышение санитарно-гигиенических нормативов) устанавливалась исходя из четырех возможных вариантов: риск отсутствует, незначительный, значительный и высокий [1,3]. В качестве критериев рисков использовались, установленные в Беларуси или ЕАЭС значения допустимых уровней.

Минимальное содержание ^{137}Cs в мясе прогнозируется при кормлении КРС рационами силосного типа, при этом риски превышения норматива Таможенного союза отсутствуют. Наибольшие риски получения продукции, не соответствующей требованиям технического регламента Таможенного союза по содержанию ^{137}Cs, имеют место при использовании в летних рационах зеленой массы с естественных луговых земель и зимне-стойловых рационов сенажного типа. Риск производства мяса КРС с превышением норматива в 200 Бк/кг присутствует в 35 сельскохозяйственных предприятиях Гомельской и Могилевской областей, и оценивается как высокий. В таблице 1 приведен пример расчетов.

Таблица 1 – Прогнозные средние значения удельной активности ^{137}Cs в рационах и мясе КРС, риски превышения норматива Таможенного союза по содержанию ^{137}Cs в мясе для некоторых сельскохозяйственных организаций Гомельской и Могилёвской областей

Прогнозируемый показатель	Разновидность рациона						
	зимне-стойловый					летне-пастбищный	
	рацион 1	рацион 2	рацион 3	рацион 4	рацион 5	рацион 1	рацион 2
Добрушский район							
КСУП "Дубовый Лог"							
Содержание в рационе ^{137}Cs, Бк/кг	3863	-	4600	13776	14562	9492	-
Содержания ^{137}Cs в мясе, Бк/кг	155	-	184	551	582	380	-
Риск превышения 200 Бк/кг	16	-	39	**100**	**100**	**95**	-
Костюковичский район							
СПК «Демидовичский» (все земли)							
Содержание в рационе ^{137}Cs, Бк/кг	427	515	504	1365	1513	941	1291
Содержания ^{137}Cs в мясе, Бк/кг	17	21	20	55	61	38	52
Риск превышения 200 Бк/кг	0	0	0	0	0	0	0
СПК «Демидовичский» (только загрязненные 330 га)							
Содержание в рационе ^{137}Cs, Бк/кг	4163	**6886**	4856	**13797**	**16591**	**9515**	**20404**
Содержания ^{137}Cs в мясе, Бк/кг	167	**275**	194	**552**	**664**	**381**	**816**
Риск превышения 200 Бк/кг	25	**82**	46	**100**	**100**	**95**	**100**
СПК «Дуброва»							
Содержание в рационе ^{137}Cs, Бк/кг	1020	3378	1229	3115	**5101**	2146	**11580**
Содержания 137Cs в мясе, Бк/кг	41	135	49	125	**204**	86	**463**
Риск превышения 200 Бк/кг	0	6	0	2	**53**	0	**98**

Анализ фактических данных по удельной активности ^{137}Cs в говядине (данные 2014 года) показал, что его содержание в мясе большинства сельскохозяйственных предприятий, как правило, не превышает 100 Бк/кг:

– по Гомельской области 94,8% измеренных значений находится в диапазоне менее 37 Бк/кг, 2,7% – в диапазоне 37-50 Бк/кг, 2% – 50-100 Бк/кг, 0,4% – 100-200 Бк/кг, 0,1% – 200-500 Бк/кг (42 тонны);

– по Могилевской области 99,37% измеренных значений находится в диапазоне менее 37 Бк/кг, 0,3% – в диапазоне 37-50 Бк/кг, 0,27% – 50-100 Бк/кг, 0,03 % – 100-200 Бк/кг, 0,03 % – 200-500 Бк/кг (7,9 тонн).

В 2014 году в семи сельскохозяйственных предприятиях Гомельской области и в двух сельскохозяйственных предприятиях Могилевской области зарегистрированы случаи содержания ^{137}Cs в мясе КРС с превышением нормативных значений Технического регламента Таможенного союза в диапазоне 220-400 Бк/кг. Отмечены случаи содержания ^{137}Cs в мясе КРС выше 200 Бк/кг из частного сектора двух районов Гомельской области.

На основании выполненных исследований были выделены как группа сельскохозяйственных предприятий, в которых фактически содержание ^{137}Cs в мясе КРС по данным мясокомбинатов превышает 200 Бк/кг, так и группа предприятий по степени риска получения мяса с превышением норматива. Было принято решение выделить группу предприятий, в которых фактически не отмечены случаи превышения нормативов содержания ^{137}Cs в мясе КРС, однако риски превышения высоки и могут быть реализованы при изменении структуры рационов кормления либо при использовании других видов кормов.

Полученные результаты дают основания для проведения дальнейших исследований с выработкой соответствующих практических рекомендаций по совершенствованию организационно-производственных мероприятий, направленных на оптимизацию кормовой базы «критических» сельскохозяйственных организаций.

Список литературы

1. Управление качеством и безопасностью пищевых продуктов на основе анализа рисков и критических контрольных точек. Общие требования: СТБ 1470-2004. Введ. 30.06.04 № 29. – Минск: Белорус. гос. ин-т стандартизации и сертификации, 2004. – 14 с.

2. Меньшиков В.В. Концептуальные основы оценки экологического риска: учеб. пособие / В.В. Меньшиков. - М.: МНЭПУ, 2001. – 44 с.

3. Методология оценки риска воздействия техногенных факторов различной природы на агроэкосистемы / Отв. за выпуск.: С.И. Спиридонов. – Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2007. - 68 с.

4. Аверин В.С., Буздалкин К.Н., Копыльцова Е.В., Цуранков Э.Н. Применение статистических методов для прогноза загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr сельскохозяйственных культур в отдаленный период после катастрофы на Чернобыльской АЭС //25 лет после Чернобыльской катастрофы. Преодоление ее последствий в рамках Союзного государства. Сб. пленарных

докладов Межд. науч.-практ. конф. Под общ. ред. доктора биол. наук В.С. Аверина. - Гомель. - "Сож". - 2011. - С. 136-144.
5. Аверин В.С., Копыльцова Е.В., Цуранков Э.Н. Оценка рисков производства овощной продукции и картофеля с превышением санитарно-гигиенических нормативов на примере южных районов Гомельской области // Чернобыль: Опыт Международного сотрудничества при ликвидации последствий аварии. Тезисы докладов Междун. конф., Россия, Москва-Обнинск, 23-25 ноября 2011 года. – Обнинск, 2011. – С.221-223.
6. В.С. Аверин, Е.В. Копыльцова, Э.Н. Цуранков, К.Н. Буздалкин Оценка рисков производства говядины с превышением санитарно-гигиенических нормативов Республики Беларусь и Российской Федерации // Повышение интенсивности и конкурентоспособности отраслей животноводства. Тезисы докл. междун. науч.-практ. конф. 14-15 сент. 2011 г. Часть 2. Жодино, 2011, С. 280-282.
7. Закс Л. Статистическое оценивание. М.: Статистика, 1976. 598 с.

УДК 577.391:631.4:504.53:539.16

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ РАЗЛИЧНЫХ ОБЪЕКТОВ СИП

А. Е. Кундузбаева, А. М. Кабдыракова, С. Н. Лукашенко

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

FORMS OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN SOILS OF DIFFERENT OBJECTS OF SEMIPALATINSK TEST SITE

A. E. Kunduzbaeva, A. M. Kabdyrakova, S. N. Lukashenko

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: kunduzbaeva@nnc.kz

В работе проведены данные исследования форм нахождения искусственных радионуклидов ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am и ^{90}Sr в почвах основных испытательных площадок СИП ("Опытное поле", "Дегелен", "4а", объект "Атомное" озеро) и условно "фоновых" территорий СИП. Выявлены закономерности распределения радионуклидов в почвах СИП в зависимости от характера радионуклидного загрязнения почвенного покрова.

The paper provides there search undertaken for speciation of ^{137}Cs, $^{239+240}Pu$ and ^{241}Am and ^{90}Sr artificial radionuclides in soils of the main STS testing sites ("Experimental Field", "Degelen", "4a", "Atomic" lake site) and conventionally "background" territories of STS. Distribution regularities of radionuclides have been revealed in soils of STS depending on the nature of radionuclide contamination in the soil cover.

Введение

Одним из параметров, широко применяемых в комплексных радиоэкологических исследованиях являются формы нахождения радионуклидов в почвах. Формы нахождения радионуклидов применяются для оценки и прогноза биологической доступности и миграционной способности радионуклидов (миграция в пищевой цепи, вымывание поверхностными и грунтовыми водами) в почвах, в качестве научной основы для обоснования выбора метода ремедиации загрязненных территорий и т.д. [1, 2]

Уникальной особенностью территории СИП, определяющей научный интерес к ней, является нахождение на его территории объектов (испытательные площадки, условно "фоновые" территории

СИП) с различным уровнем и характером радиоактивного загрязнения (тип испытания, механизм образования радиоактивных частиц) почвенного покрова. Целью данного исследования являлось выявление особенностей распределения форм нахождения искусственных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}Pu$ в почвах СИП в зависимости от характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова. В ходе проведенных исследований были изучены основные испытательные площадки СИП и условно "фоновые" территории СИП. В работе проведена комплексная оценка и систематизация данных, накопленных в ходе ранних исследований, с целью определения единой целой картины о состоянии и особенностях распределения радионуклидов в почвах СИП с дифференциацией по механизму образования радиоактивного загрязнения. Даный подход расширяет возможности практического применения полученных результатов. Результаты исследования на СИП могут быть применены в оценке и прогнозе поведения радионуклидов в почвах загрязненных территорий с аналогичными механизмами образования радиоактивного загрязнения (территории в зоне влияния объектов атомной промышленности и энергетики (штатный режим деятельности, аварийные выбросы), ядерные полигоны, зоны влияния следов выпадений от ядерных взрывов и т.д.).

Объекты исследования

Объектом исследования являются основные испытательные площадки СИП ("Опытное поле", "Дегелен", "4а", объект "Атомное" озеро) и условно "фоновые" территории СИП.

Исследования площадки "Опытное поле"проводили на эпицентрах наземных ядерных испытаний. Было заложено от 2 до 4 исследовательских площадок на каждом эпицентральном участке. Всего исследовано порядка 30-ти проб почвы [3].

Условно фоновые территории СИП были изучены на примере "северной", "западной", "юго-восточной" и "южной" части СИП. Радиоактивное загрязнение на "северной" и "западной" территориях обусловлено глобальными выпадениями. На территорию "юго-восточной" и "южной" части влияние оказало прохождения следов выпадений от наземных ядерных испытаний. Отбор проб почвы в точках с повышенным содержанием радионуклидов почве, а также в зоне следов выпадений от наземных ядерных испытаний [4].

Объект "Атомное" озеро – результат проведения промышленного подземного ядерного взрыва с выбросом грунта (экскавационный взрыв). Для исследования был выбран участок максимального радиоактивного загрязнения – вдоль направления следа выпадений от базисной волны [5]. Пробы почвы были отобраны последовательно на расстоянии от 60 до 400 м друг от друга по мере удаления от гребня воронки "Атомного" озера.

На площадке "Дегелен" исследования проводили на приустьевых площадках штолен № 176 и № 177 с водопроявлением, загрязнение которых обусловлено выносом радиоактивного загрязнения на дневную

поверхность штольневыми водами [6, 7]. Отбор проб был произведен вдоль русла водотока по мере удаления от портала штольни.

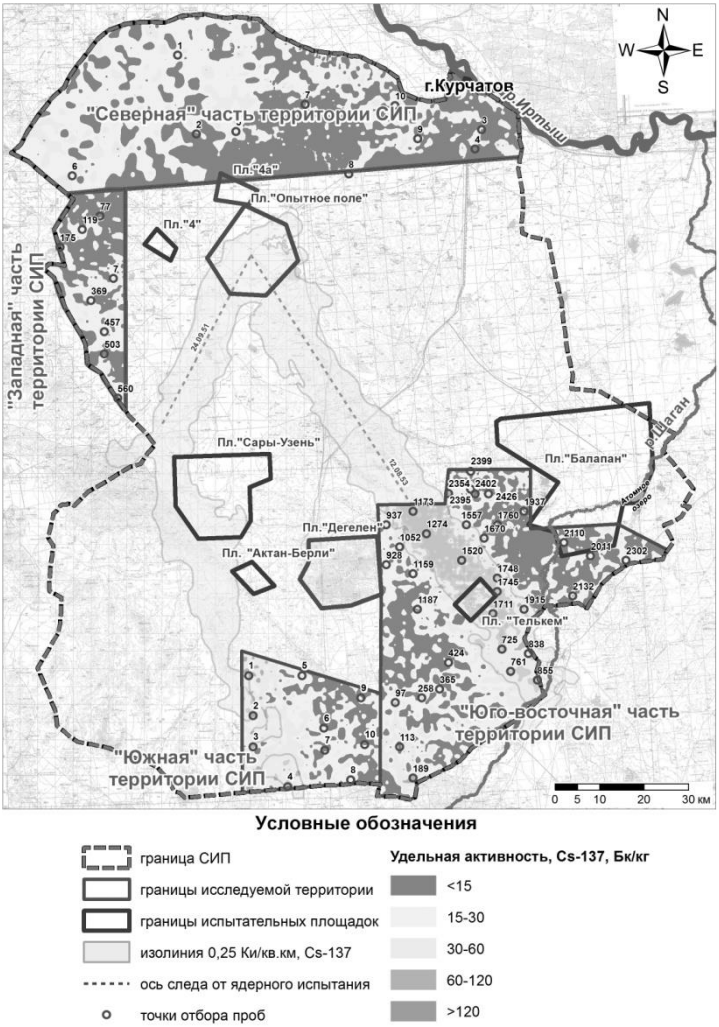


Рисунок 1 – Схема расположения объектов исследования на СИП

Загрязнение площадки "4а" обусловлено испытаниями боевых радиоактивных веществ (БРВ жидкие и порошкообразные). Исследовано 10 участков с максимальным радиоактивным загрязнением. Пробы почвы были отобраны в точках максимального радионуклидного загрязнения [8].

На объектах отбор проб почвы проводили на глубину 0-5 см методом "конверта" (на площадке "Дегелен" - точечно на глубину 0-20 см).

Методика исследования форм нахождения радионуклидов в почве.

Изучение форм нахождения радионуклидов в почвах проводили методом последовательной экстракции в модификации Павлоцкой Ф.И. Определяли водорастворимую (H_2O), обменную (1М CH_3COONH_4, pH=4,8), подвижную (1М HCl) и прочносвязанную (почва после экстракции) формы [9]. Схема была модифицирована добавлением промежуточной стадии определения фракций органически связанных радионуклидов раствором 0,1 NaOH на основе методики, разработанной Тюриным И.В [10]. Соотношение почвы и выщелачивающего раствора составляло 1:5. В полученных вытяжках и в почве после вытяжек определяли содержание радионуклидов в соответствии с аттестованными методиками [11, 12, 13]. Погрешность аналитических измерений не превышала 20 %.

Результаты и обсуждение.
Радионуклид ^{137}Cs

Содержание ^{90}Cs в почвах СИП преимущественно находится в прочносвязанной форме, что является для данного радионуклида характерным (Рисунок 2). Низкая подвижность микроколичеств ^{90}Cs в почвах связана со специфической адсорбцией, которая происходит при взаимодействии с кристаллической решеткой многих глинистых минералов (по аналогии с калием) [14].

Несмотря на низкую подвижность ^{90}Cs в почвах использованной методикой выявлено содержание растворимых форм, обеспечивающих его различную биодоступность в почвах. На площадке "Опытное поле" отмечено наименьшее содержание обменной и подвижной форм, на остальных объектах содержание подвижной формы находится примерно на одинаковом уровне. Максимальное содержание обменной формы ^{90}Cs отмечено в почвах площадки "4а", где также достоверно было определено содержание водорастворимой формы ^{90}Cs.

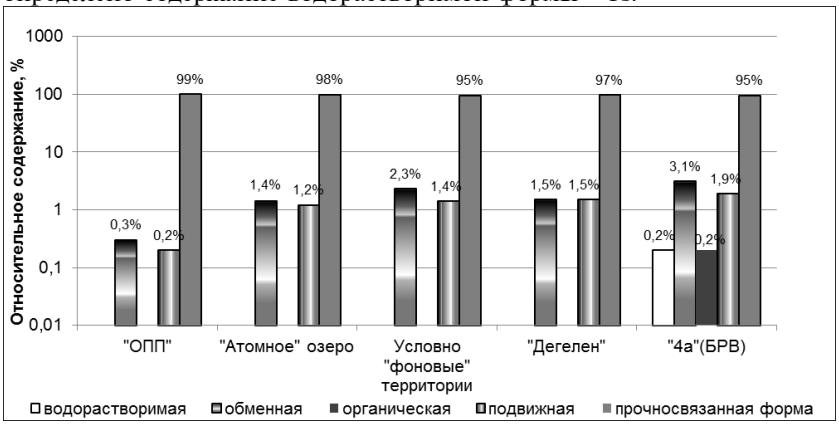


Рисунок 2 – Результаты исследований радионуклида ^{137}Cs

Радионуклид $^{239+240}$Pu

Особенностью поведения $^{239+240}$Pu является его стабильное содержание в составе органической фракции. В условиях СИП содержание органической формы наряду с подвижной формой радионуклида отражает различие подвижности $^{239+240}$Pu в почвах рассматриваемых объектов (Рисунок 3). Отмечено повышенное содержание обменной формы $^{239+240}$Pu на условно "фоновых" территориях СИП и на площадке "Дегелен".

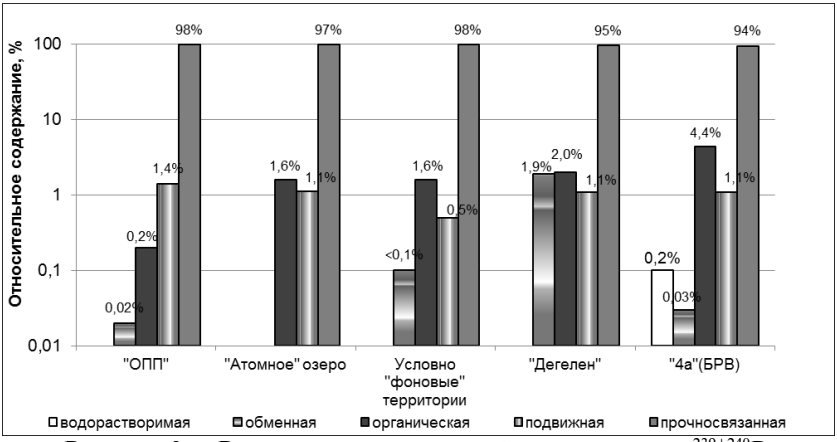


Рисунок 3 – Результаты исследований радионуклида $^{239+240}$Pu

На площадке "4а" определено количественное содержание водорастворимой формы и максимальное содержание органической формы $^{239+240}$Pu.

Радионуклид ^{241}Am

Для ^{241}Am следует отметить преимущественно содержание в подвижной и прочносвязанной формах, соотношение которых варьирует в зависимости от объекта исследования. Наименьшие значения параметров биодоступности определены в почвах площадки "Опытное поле" (Рисунок 4).

В зависимости от объекта исследования отмечено также содержание незначительных количеств органической формы Am с максимальным значением на площадке "4а", а также обменной формы на площадке "Дегелен".

Радионуклид ^{90}Sr

Радионуклид ^{90}Sr в почвах СИП характеризуется максимальными параметрами подвижности. Наименьшее содержание растворимых форм ^{90}Sr определено в почвах площадки "Опытное поле". Установлено содержание ^{90}Sr в водорастворимой форме и органической форме с максимальным их значением в почвах площадки "Дегелен" и "4а". Максимальные содержания обменной формы ^{90}Sr определено в почвах

площадок "Дегелен" и "4а" и условно "фоновых" территорий СИП (Рисунок 5).

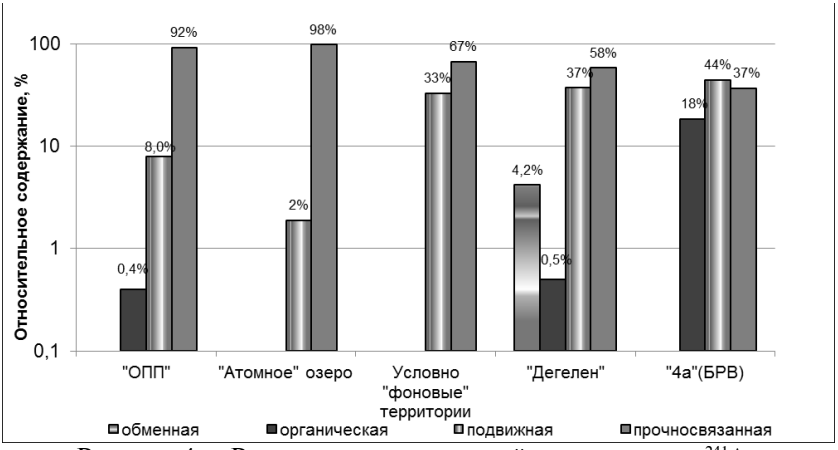


Рисунок 4 – Результаты исследований радионуклида ^{241}Am

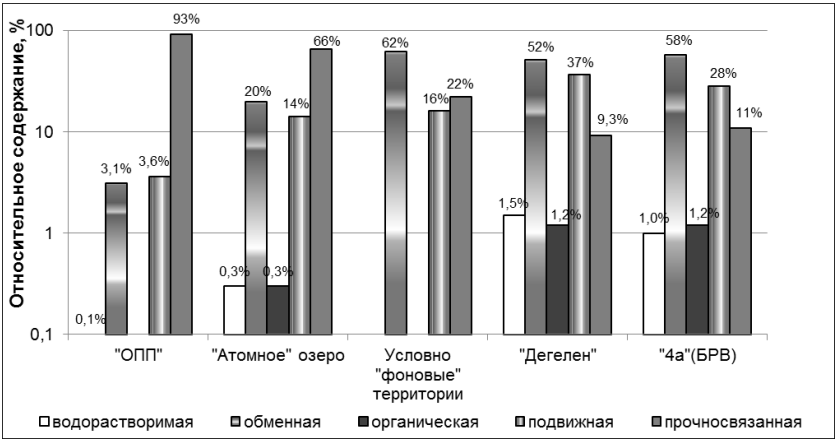


Рисунок 5 – Результаты исследований радионуклида ^{90}Sr

Заключение

Определены формы нахождения основных искусственных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в почвах СИП с различным уровнем и характером радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Выявлены особенности форм нахождения радионуклидов для каждого объекта исследования. Установлено, что распределение форм радионуклидов в почвах СИП зависит от характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова (механизма образования радиоактивных частиц).

Наименьшая подвижность и биологическая доступность радионуклидов установлена на площадке " Опытное поле" и на объекте "Атомное" озеро, что обусловлено особенностями механизмов образования радиоактивных частиц при наземных и экскавационном взрывах. Наибольшая биологическая доступность радионуклидов определена в почвах мест проведения испытаний БРВ (пл. "4а"), зон влияния радиоактивных водотоков площадки "Дегелен" и условно "фоновых" территорий СИП, для которых характерен сорбционный механизм радиоактивного загрязнения почвенных частиц.

В почвах СИП радионуклиды ^{137}Cs и $^{239+240}Pu$ независимо от места отбора и характера радионуклидного загрязнения почв представлены в основном в прочносвязанной форме. Основными формами ^{241}Am в почвах СИП являются подвижная и прочносвязанная. Отмечено увеличение подвижности ^{241}Am в почвах площадки "Дегелен", площадки испытания БРВ и условно "фоновых" территорий. В почвах площадок проведения наземных ядерных испытаний, в том числе экскавационных, ^{241}Am преобладает в прочносвязанной форме.

Распределение форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах СИП неоднородно, и зависит от механизма образования радиоактивного загрязнения (радиоактивных частиц) почв. На условно «фоновых» территориях СИП выявлена тенденция уменьшения параметров биологической доступности радионуклида ^{90}Sr на участках, прилегающих к "следам" выпадений от ядерных наземных испытаний и непосредственно в зонах «следов». На объекте "Атомное" озеро (экскавационный взрыв) отмечена тенденция увеличения подвижности ^{90}Sr с увеличением расстояния от эпицентра взрыва.

Результаты исследования позволяют использовать в условиях СИП формы нахождения ^{90}Sr, наряду с базовыми параметрами, в качестве диагностирующего признака для характеризации радиоактивного загрязнения фоновых территорий и выявления следов выпадений от наземных ядерных испытаний.

Список литературы

1. Speciation of radionuclides in the environment / B. Salbu, L. Skipperud // Journal of Environmental Radioactivity. – 2009. – No.100. – P. 281-282.
2. Jeffrey R. Bacon. Is there a future for sequential chemical extraction / Jeffrey R. Bacon, Christine M. Daidson // Analyst. – 2008. - No.133. - P. 25 - 46.
3. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки "Опытное поле". / А.Е. Кундузбаева., С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. - Вып. 4. - Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 181-208.
4. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот] / под рук. Лукашенко С.Н.- Вып. 5. - Павлодар: Дом печати, 2015. – 500 с.
5. Изотопный состав радиоактивных выпадений / Ю. А. Израэль. – Л.: Гидрометеоиздат, 1973. – 109 с.

6. Кадыржанов, К.К. Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных площадках СИП / К.К. Кадыржанов, С. Хажекбер, И.В. Казачевский, В.П. Солодухин, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ РК. – 2000. - Вып. 3. - С. 15-21.
7. Логачев, В.А. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов. / Кол. авт. под рук. проф. В. А. Логачева - М.: Изд. АТ, 2002. - 639 с.
8. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах испытательной площадки боевых радиоактивных веществ. / А.Е. Кундузбаева., А.Ю. Осинцев. С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Т.2. - Вып. 4. - Павлодар: Дом печати, 2013. – С. 167-180.
9. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. – М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.
10. Пономарева, В. В. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения) / В.В. Пономарева, Т.А. Плотникова. - Л.: Наука, 1980. – 222 с.
11. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре: МИ 2143-91. - Введ. 1998-06-02. - Рег. № 5.06.001.98. – М.: НПО ВНИИФТРИ, 1991. - 17 с.
12. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. Госкомгидромет СССР, 17.03.89 г.
13. Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-238, плутоний-239+плутоний-240 в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. М.: ФГУП НПО Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина.
14. Прохоров, В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. / Под ред. Р.М. Алексахина. - М.: Энергоиздат, 1981. - 98 с.

УДК 577.346

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТОНКОНОГА (*KOELERIA GRACILIS PERS*), ПРОИЗРАСТАЮЩЕГО В МЕСТАХ ИСПЫТАНИЯ БОЕВЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ИСПЫТАТЕЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ

К. С. Минкенова, Ж. А. Байгазинов, С. Н. Лукашенко, А. Н. Мамырбаева, К. С. Каримбаева

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

CYTOGENETIC CHANGES OF JUNE GRASS (*KOELERIA GRACILIS PERS*) GROWING IN THE AREAS OF TESTING MILITARY RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SEMIPALATINSK TEST SITE

K. S. Minkenova, Zh. A. Baigazinov, S. N. Lukashenko, A. N. Mamyrbayeva, K. S. Karimbaeva

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: Minkenova@nnc.kz

Вследствие деятельности Семипалатинского испытательного полигона, на его территории образованы многочисленные локальные участки с повышенным радиационным фоном. Общая площадь загрязненных участков составляет менее 5% относительно всей территории полигона. В основном загрязненные участки расположены на площадках «Опытное поле», «Дегелен», «Балапан», «Сары-Узень» и «4А». Различный характер радионуклидного загрязнения окружающей среды на СИП дает уникальную возможность проведения комплекса радиобиологических исследований, которые позволяют оценить длительное воздействие ионизирующего излучения на биоту в естественных условиях.

Данная работа посвящена изучению цитогенетических показателей в популяции доминантного многолетнего вида растения – тонконога *(Koeleria gracilis Pers)* произрастающего на территории площадки, которая отличается высокими концентрациями радионуклида ^{90}Sr в окружающей среде (площадка «4А»).

Исследуемый участок, по ботанико-географическому районированию, относится к подзоне сухих типчаково-ковыльных степей и входит в состав Восточно-Казахстанского мелкосопочника.

Климат континентальный и засушливый. Исследуемый участок представлен полынно-злаковым сообществом.

Объектом исследования был выбран многолетний дикорастущий злак и многохромосомное растение - тонконог (*Koeleria gracilis Pers*). Полевые работы были проведены в период созревания семян тонконога (*Koeleria gracilis Pers*), в конце июля и в начале августа 2013 г и 2014 г. Участки для проведения исследований выбирались на основании данных о распределении плотности потока β - частиц и мощности экспозиционной дозы. Всего на 3-х участках площадки было заложено 38 исследовательских точек (β – от <10 до 60000 част/(минЧсм^2); МЭД – от 0,1 до 60 мкЗв/час), в том числе на участке №1 – 10, на участке №2 – 10 и на участке №3 – 18 точек.

На каждой точке произведен отбор надземной части растений, в том числе вегетативная часть – для анализа растений на содержание элементов и радионуклидов, генеративная часть (семена) – для цитогенетического анализа.

Площадь отбора проб составила от 2 до 3 м^2. Площадь отбора проб зависела от плотности произрастания растений. В местах, где плотность потока бета частиц была от 10 до 4000 част/(мин Ч см^2) расстояния между точками отбора проб растений составляла от 100 до 800 метров. Ввиду того, что площади с высокими уровнями загрязнения малы, в местах плотность потока бета частиц выше – 4 тыс. част/(минЧсм^2) расстояния между точками отбора проб растений составили от 10 до 20 метров.

Результаты определения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{90}Sr в отобранных пробах растений показали, что в большинстве случаев удельная активность ^{137}Cs и ^{241}Am в пробах растений была меньше 100 Бк/кг, лишь в единичных пробах активность составляет более 200 Бк/кг. Удельная активность ^{90}Sr в растениях находятся в диапазоне от <100 до nЧ10^8 Бк/кг.

Концентрации тяжелых металлов в исследуемых пробах тонконого варьировали в пределах установленных средних концентраций тяжелых метолов в растительности согласно данным Добровольского В.С. (2003).

Полученные результаты показали, что концентрации тяжелых металлов в исследуемых пробах растений не окажут токсического воздействия на цитогенетические нарушения клеток объекта исследования.

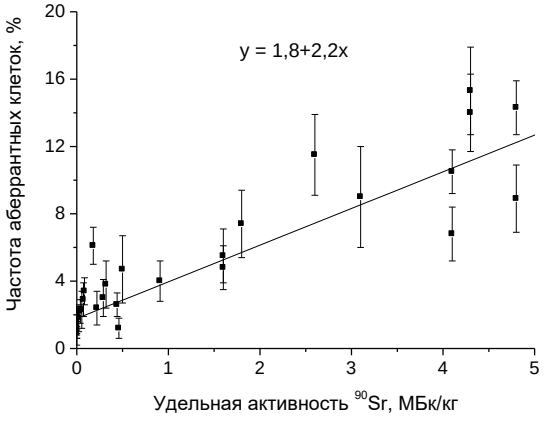
Всего из семян тонконога тонкого изучено 1404 препаратов, количество изученных ана-телафазных клеток составило 12749, из них аберрантные ана-телофазные клетки достигли 874. Частота аберрантных клеток в митозе у семян тонконога (*Koeleria gracilis Pers*) представлена в таблице 4. При цитогенетическом анализе аномалий митоза у исследованного вида были обнаружены следующие типы аберраций: одиночные и двойные мосты, одиночные и двойные фрагменты, забегания и отставания хромосом, трехполюсный митоз. Также в некоторых пробах обнаружены аберрации сложного характера (присутствие нескольких типов хромосомных нарушений).

На «фоновых» участках, где удельная активность ^{90}Sr в растениях составляет менее 100 Бк/кг, частота аберрантных клеток в среднем

равна 1,4±0,3% (n=5). Частота аберрантных клеток в пробах со значениями удельной активности ^{90}Sr третьего порядка увеличивается незначительно. Однако, в растениях с удельной активностью радионуклида – $n \times 10^4$ Бк/кг и выше отмечено достоверное отличие увеличения частоты аберрантных клеток от контроля ($p<0,05$).

Зависимость выхода частоты аберрантных клеток от удельной активности ^{90}Sr (до 5 и 30 МБк/кг) тонконога (*Koeleria gracilis Pers*) представлена на рисунках 1 а) и б).

а)



б)

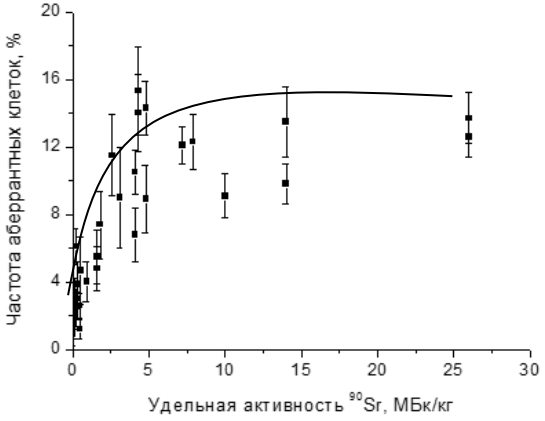


Рисунок 1 – Зависимость выхода частоты аберрантных клеток от удельной активности ^{90}Sr в тонконоге (*Koeleria gracilis Pers*) (а) от 0 до 5 МБк/кг (б) от 0 до 30 МБк/кг

С увеличением удельной активности ^{90}Sr от 0 до 5 МБк/кг рост частоты аберрантных клеток носит линейный характер, далее кривая выходит на плато. При этом, если на участках с фоновыми уровнями частота аберрантных клеток составляет 1,8%, то при удельной активности ^{90}Sr свыше 5 МБк/кг, т.е. после выхода в равновесное состояние – 13,2%.

Сопоставление выявленной в ходе настоящего исследования формы эмпирической дозовой зависимости с результатами других авторов показал, что кривые имеют схожий вид. Результаты отличаются лишь тем, что выход на плато количества клеток с аберрациями у семян ячменя происходит после 2 Гр, в нашем случае после 7 Гр. Такой характер зависимости «доза-эффект» предполагает, что с увеличением дозы генетические эффекты быстро растут при малых дозах и медленнее при больших. Отсутствие аналогичного результата в эксперименте при облучении семян ячменя и пшеницы, возможно, объясняется тем, что зависит от ряда факторов, таких как различным уровнем спонтанного мутагенеза растений, фазой развития растений в момент облучения.

В целом, сравнительный анализ литературных данных и результаты наших исследований, позволяют утверждать, что при длительном хроническом облучении природные популяций растений переходят на новый более высокий уровень радиорезистентности. Также, стоит отметить, что цитогенетический метод анализа, который необходим для оценки генетических последствий радиоактивного загрязнения, необходимо проводить по частоте выхода двойных мостов, так как данный вид аберрации является наиболее чувствительным к ионизирующему излучению.

Таким образом, результаты исследований показали, что уровень цитогенетических нарушений в семенном потомстве популяций тонконога (*Koeleria gracilis Pers*), произрастающего на радиоактивно загрязненной территории СИП, достоверно повышен на всех экспериментальных участках и увеличивается с ростом удельной активности ^{90}Sr в растениях. Выявлено, что с увеличением удельной активности ^{90}Sr порядка до 5 МБк/кг рост частоты аберрантных клеток носит линейный характер, далее кривая выходит на плато.

УДК 614.876

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНЫХ ДОЗ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАБОТНИКОВ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ПЫЛЕОБРАЗУЮЩИХ ОПЕРАЦИЙ НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Е. К. Нилова

РНИУП «Институт радиологии», г. Гомель,
246000 г. Гомель, ул. Федюнинского, 16
Республика Беларусь

EVALUATING OF EFFECTIVE DOSES OF INTERNAL EXPOSURE DUE TO INHALATION BY AGRICULTURAL WORKERS DURING THE DUST-RISING WORK IN THE CONTAMINATED AREAS

E. K. Nilova

Research Institute of Radiology (RIR)
16, Fedyuninskogo, 246000 Gomel, BELARUS
Belarus

e-mail: k_nilova@mail.ru

Полевые эксперименты были заложены на участках земель общей площадью 4 га, принадлежащих территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника возле бывшего населенного пункта Рафалов Брагинского района Гомельской области, находящегося в 42 км от ЧАЭС (Рисунок 1).

Рисунок 1 – Расположение экспериментального участка на космическом снимке (заимствовано с веб-портала http://google.earth/)

Эти земли расположены на дерново-подзолистых супесчаных почвах. Плотность загрязнения пахотного горизонта почвы ^{137}Cs – 840-

990 кБк/м^2, ^{90}Sr – 75-90 кБк/м^2, ^{241}Am – 2,2-8,9 кБк/м^2, $^{239+240}$Pu – 2,2-3,2 кБк/м^2, ^{238}Pu – 0,8-1,2 кБк/м^2.

Особенности и характеристики отбора проб воздуха при выполнении основных пылеобразующих сельскохозяйственных операций, измерений удельных активностей ^{137}Cs, ^{241}Am и ^{238,239,240}Pu в пробах почвы и объемных активностей радионуклидов в пробах воздуха изложены в работе [1].

Рисунок 2 – Отбор проб воздуха в поле

Полученные значения объемных активностей ^{137}Cs, ^{241}Am и $^{238,239+240}$Pu в воздухе рабочей зоны были использованы для оценки ожидаемых эффективных доз внутреннего облучения, формируемых за счет ингаляционного поступления указанных радионуклидов в организм сельскохозяйственных работников при выполнении пылеобразующих операций. Эффективные дозы внутреннего облучения людей были рассчитаны с учетом международных требований [2]. Из консервативных соображений расчет доз производился с использованием дозовых коэффициентов для частиц диаметра 1 мкм, исходя из предположения, что вся зарегистрированная объемная активность представлена наиболее респирабельными частицами. При одновременном воздействии на человека источников внешнего и внутреннего облучения суммарная эффективная доза не должна превышать основных пределов доз облучения [3, 4].

В результате исследований установлено, что содержание весового количества пыли в кабине комплекса К-Г-6 являлось максимальным и составляло 5,2 мг/м^3, а содержание пыли в кабине комбайна «Полесье», которая оборудована кондиционером, наоборот, было минимальным и составляло 0,2 мг/м^3 (табл.).

Максимальными значениями объемной активности ^{137}Cs и ТУЭ (^{241}Am и ^{238,239,240}Pu) в воздухе рабочей зоны и, соответственно, мощности ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения работников от ингаляционного поступления радионуклидов характеризуется рабочее

место «в кабине механизатора» при укосе трав и уборке зерновых с использованием комплекса К-Г-6 и зерноуборочного комбайна «Лида–1300» ОАО «Лидагропроммаш» (Таблица 1). Кабины комбайна «Лида–1300» и комплекса К-Г-6 не оснащены системой кондиционирования, вследствие чего возникает необходимость непрерывного проветривания рабочей зоны механизатора в течение всего рабочего времени через открытые оконные проемы, куда могут поступать частицы радиоактивного материала, поднятого из почвенных слоев.

Основной вклад в ожидаемую эффективную дозу внутреннего облучения от ТУЭ (^{241}Am и ^{238,239,240}Pu) сельскохозяйственных работников при выполнении рассмотренных пылеобразующих операций на загрязненных радионуклидами территориях вносит ингаляционное поступление ^{241}Am – 46-65% от суммы всех ТУЭ (Таблица 1).

Таблица 1 – Объёмная активность радионуклидов в воздухе рабочей зоны и мощность ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения сельскохозяйственных работников при выполнении различных пылеобразующих операций

Вид сельскохозяйственной деятельности	Объёмная активность / Мощность эффективной дозы внутреннего облучения	Масса пыли, г/м^3	^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{241}Am	^{137}Cs
Дискование *(в поле)*	Бк/м^3	н/о*	4×10^{-6}	1×10^{-5}	2×10^{-5}	7×10^{-3}
	мЗв/ч		$7{,}8\times10^{-9}$	$3{,}2\times10^{-8}$	$3{,}6\times10^{-8}$	$1{,}3\times10^{-8}$
Вспашка *(в поле)*	Бк/м^3	н/о*	1×10^{-5}	3×10^{-5}	5×10^{-5}	3×10^{-2}
	мЗв/ч		$2{,}4\times10^{-8}$	$7{,}1\times10^{-8}$	$9{,}3\times10^{-8}$	$4{,}8\times10^{-8}$
Уборка зерна тритикале *(в поле)*	Бк/м^3	н/о*	2×10^{-6}	1×10^{-5}	2×10^{-5}	1×10^{-2}
	мЗв/ч		$2{,}4\times10^{-8}$	$1{,}2\times10^{-7}$	$1{,}7\times10^{-7}$	$1{,}8\times10^{-8}$
Уборка зерна тритикале *(в кабине комбайна «Лида-1300»)*	Бк/м^3	н/о*	$<1\times10^{-6}$	4×10^{-5}	8×10^{-5}	6×10^{-2}
	мЗв/ч		-	$5{,}3\times10^{-7}$	$8{,}6\times10^{-7}$	$1{,}0\times10^{-7}$
Укос трав *(в поле)*	Бк/м^3	0,0024	1×10^{-5}	2×10^{-5}	4×10^{-5}	2×10^{-2}
	мЗв/ч		$1{,}2\times10^{-7}$	$2{,}6\times10^{-7}$	$4{,}3\times10^{-7}$	$3{,}2\times10^{-8}$
Укос трав *(в кабине комплекса для заготовки кормов К-Г-6)*	Бк/м^3	0,0052	5×10^{-5}	$1{,}5\times10^{-4}$	2×10^{-4}	8×10^{-2}
	мЗв/ч		$5{,}9\times10^{-7}$	$1{,}9\times10^{-6}$	$2{,}2\times10^{-6}$	$1{,}5\times10^{-7}$
Уборка зерна рапса *(в поле)*	Бк/м^3	0,0012	1×10^{-6}	5×10^{-6}	1×10^{-5}	4×10^{-3}
	мЗв/ч		$1{,}2\times10^{-8}$	$6{,}4\times10^{-8}$	$1{,}4\times10^{-7}$	$7{,}5\times10^{-9}$
Уборка зерна рапса *(в кабине комбайна «Полесье»)*	Бк/м^3	0,0002	$<1\times10^{-6}$	$<1\times10^{-6}$	$<1\times10^{-6}$	$<4\times10^{-2}$
	мЗв/ч		-	-	-	-

Примечание: * – не определялось

На рабочем месте «в поле» ожидаемая эффективная доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления всех рассматриваемых радионуклидов для каждой сельскохозяйственной операции на один числовой порядок величины меньше соответствующих доз внутреннего облучения на рабочем месте «в кабине», не оснащенной системой кондиционирования.

Данные таблицы свидетельствуют о том, что при выполнении всех рассмотренных сельскохозяйственных операций вклад от ^{137}Cs, по сравнению с таковым от суммы ТУЭ, в формирование эффективной дозы внутреннего облучения на один порядок величины меньше (Рисунок 3).

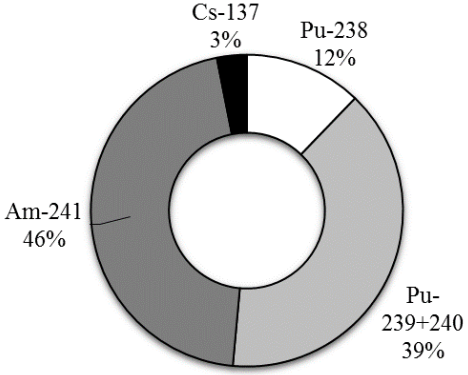


Рисунок 3 – Структура эффективной дозы внутреннего облучения сельскохозяйственного работника от ^{137}Cs и ТУЭ (^{241}Am и $^{238,239,240}Pu$) на примере рабочего места «в кабине механизатора» комплекса К-Г-6

Показатели дозы внешнего облучения работников, выполняющих операции на экспериментальном участке, характеризуются величиной мощности эквивалентной дозы, которая составляла: «на поле» – 0,4-0,5x10^{-3} мЗв/ч, а «в кабинах механизаторов» – 0,15-0,20x10^{-3} мЗв/ч. Таким образом, при выполнении наиболее пылеобразующих сельскохозяйственных операций ожидаемая эффективная доза внутреннего облучения за счет ингаляционного поступления ^{137}Cs и суммы ТУЭ (^{241}Am + $^{238+239+240}Pu$) на два математических порядка величины меньше эффективной дозы внешнего облучения работников.

Время, которое сельскохозяйственным работникам (полеводам, механизаторам) необходимо затратить на выполнение операций на экспериментальном участке, зависит от технологического регламента по возделыванию различных сельскохозяйственных культур. Полный цикл возделывания отдельных культур может достигать затрат времени – до 70 часов в год [1]. При этих затратах времени суммарная годовая эффективная доза (сумма эффективной дозы внешнего облучения и ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения)

сельскохозяйственных работников, занятых на самых пылеобразующих операциях, будет достигать $3x10^{-2}$ мЗв в год. Указанная величина суммарной дозы облучения сельскохозяйственных работников составляет 3% от основного предела доз облучения − 1 мЗв в год для населения.

Для снижения дозы внутреннего облучения работников рекомендуется использовать сельскохозяйственную технику, кабина которой оснащена системой кондиционирования, а также минимизировать время нахождения на рабочем месте «в поле».

Список литературы

1. Подоляк А.Г., Тагай С.А., Аверин В.С., Буздалкин К.Н., Нилова Е.К. Дозы облучения работников при проведении сельскохозяйственных операций на загрязненной радионуклидами (137Cs, 241Am и 238,239+240Pu) территории // Радиация и риск. 2014. Т.23, вып. 2. С. 85-94.

2. Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards: general safety requirements. – Interim edition. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011.–303 p.

3. Критерии оценки радиационного воздействия: Гигиенический норматив / утв. постановлением Минист. Здравохр. Респ. Беларусь, 28 дек. 2012 г. № 213 // Нац. реестр правовых актов Респ. Беларусь. 2013. 8/26850.

4. Требования к радиационной безопасности: санитарные нормы и правила, утвержд. постановл. Мин. здрав. Респ. Беларусь, 28 дек. 2012 г. №213 // Нац. реестр правовых актов Респ. Беларусь. – 2013. – 2/26850.

УДК 502

МЕТОДОЛОГИЯ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЭС

А. В. Панов, Н. И. Санжарова

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация

METHODOLOGY OF RADIOECOLOGICAL MONITORING IN THE VICINITY OF NPP

A. V. Panov, N. I. Sanzharova

Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation

e-mail: riar@mail.ru

Обеспечение приемлемого уровня радиационного риска для персонала, населения и окружающей среды является одной из ключевых задач при обосновании возможности строительства и эксплуатации атомных электростанций. Специфической особенностью воздействия АЭС при работе в штатном режиме являются многолетние нормализованные выбросы. Регистрация их воздействия на человека и окружающую среду относительно существующего фонового загрязнения является сложной методической задачей и, как правило, осуществляется на сети мониторинга, а также расчетным путем с использованием количественных миграционных параметров для конкретного региона. Получение исходных данных о содержании химических веществ и радионуклидов в окружающей среде и на их основе оценка экологического состояния региона расположения АЭС до начала и во время ее эксплуатации является одним из обязательных условий корректной оценки последствий воздействия нормализованных выбросов.

Использование ядерных технологий связано с выделением строго контролируемого количества радионуклидов в окружающую среду и последующим включением их в биологические цепочки миграции, что обусловливает дополнительное к естественному фону облучение живых организмов, в том числе человека. Поступление радионуклидов в организм человека перорально с продуктами питания и водой, а также ингаляционным путем определяет формирования внутренней дозы облучения населения, проживающего на территориях, прилегающих к атомным электростанциям и другим объектам ядерного топливного цикла.

Основой оценки экологического состояния окружающей среды в регионах размещения атомных станций является проведение длительных наблюдений (мониторинга) за воздействием выбросов и сбросов АЭС на природные (наземные и водные) и аграрные экосистемы.

В соответствии с СП 47.13330.2012 и СП 151.13330.2012 (Ч. 1 и Ч. 2) при проектировании и строительстве АЭС проводятся инженерно-экологические изыскания для проектной документации по принятию решений относительно выбора площадки нового строительства, а также разрабатывается Программа радиационно-экологического мониторинга района расположения атомной станции [1-3]. В рамках системы мониторинга проводится выбор и обследуются пункты наблюдений; определяются объекты мониторинга, перечень наблюдаемых параметров, регламент наблюдений (частота, временной режим, продолжительность), а также методы проведения наблюдений и нормативно-техническое обеспечение.

Радиационно-экологический мониторинг в регионе АЭС – это комплекс системных многолетних наблюдений за изменениями в окружающей среде, позволяющий выявить возможное влияние АЭС при нормальной эксплуатации и оценить текущий уровень ее экологической безопасности. Полученные в результате мониторинга данные должны быть достаточными для разработки управленческих решений по исключению либо снижению до уровня, определенного нормативными документами, возможного негативного влияния АЭС на окружающую среду.

В соответствии с п. 7.4.1.2 СП 151.13330.2012 радиационно-экологический мониторинг в рамках инженерно-экологических изысканий на стадии разработки проектной документации необходимо проводить в пределах выбранной площадки размещения АЭС и в зоне наблюдения радиусом 30 км.

Основной целью радиационно-экологического мониторинга является обеспечение радиационной безопасности населения и требований нормативов, регламентирующих качество окружающей среды, а также выявление тенденций изменения радиационно-экологической обстановки в регионе размещения АЭС в процессе ее эксплуатации.

К основным задачам радиационно-экологического мониторинга относятся:

- регистрация текущего уровня радиоактивного и химического загрязнения объектов окружающей среды в зоне наблюдений АЭС (30-км зона АЭС) и выявление тенденций в его изменении;
- выявление основных путей радиоактивного и химического загрязнения атмосферного воздуха, наземных (природных и аграрных) и водных экосистем, установление перечня приоритетных загрязнителей;
- оценка экологического состояния атмосферного воздуха, наземных и водных экосистем;
- изучение закономерностей поведения радиоактивных веществ в экосистемах, определение количественных параметров миграции

радионуклидов, обобщение полученной информации в рамках математических моделей;

- получение исходных данных для выполнения прогнозных оценок экологического состояния окружающей среды;

- разработка рекомендаций по предупреждению и устранению возможных негативных тенденций в изменении окружающей среды, обусловленных функционированием АЭС;

- обеспечение объективной информацией о текущей радиационно-экологической обстановке для принятия управленческих решений по исключению либо снижению до нормативного уровня возможного негативного влияния АЭС на окружающую среду, а также направленных на ограничение поступления радионуклидов в рацион питания населения и снижение дозовых нагрузок.

Для реализации мониторинга разрабатывается регламент его проведения, включающий:

- схему сеть пунктов (точек) наблюдения с географической привязкой;

- перечень объектов мониторинга;

- наблюдаемые параметры;

- способы или процедуры определения контролируемых параметров (непосредственные измерения, отбор проб и т.п.);

- периодичность проведения наблюдений;

- методы анализа отобранных проб.

Основное требование к мониторингу - получение достоверной информации при проведении наблюдений (измерений, анализов) – предусматривает выполнение следующих условий [4]:

- наличие представительной системы пробоотбора;

- регулярность и комплексность наблюдений;

- обеспечение точности анализов и достоверности измерений параметров;

- проведение статистического анализа данных мониторинга для отображения распределения ЗВ в компонентах природной среды и составления прогноза.

Этапы организации радиационно-экологического мониторинга:

- составление перечня радиационно-опасных объектов;

- анализ имеющихся данных о регламентированных сбросах и выбросах радиационно-опасных объектов, а также о прогнозируемом радиоактивном загрязнении в случае радиационной аварии;

- составление перечня радионуклидов, подлежащих контролю;

- оценка существующих уровней радиоактивного загрязнения наземных экосистем в зоне размещения радиационно-опасных объектов;

- создание сети стационарных контрольных участков и контрольных пунктов по территориальному принципу с учетом многолетней розы ветров относительно площадки радиационно-опасного объекта (сеть стационарных контрольных участков и пунктов создается на основе существующих сетей путем добавления новых участков и пунктов, обеспечивающих надежную оценку влияния радиационно-опасного объекта на экосистемы);

- разработка регламента радиационно-экологического мониторинга воздушных, наземных и водных экосистем при работе радиационно-опасного объекта в штатном режиме и при возможных аварийных ситуациях;

- организация и проведение радиационно-экологического мониторинга экосистем в 30-км зоне АЭС (отбор и обработка проб; проведение измерений; сбор, анализ, хранение в виде баз данных и передача информации).

Объектами мониторинга являются приземный атмосферный воздух, наземные (природные и аграрные) и водные экосистемы, представительно характеризующие регион АЭС в целом и являющиеся критическими с точки зрения воздействия АЭС.

В зависимости от вида и характера воздействия объектами мониторинга могут быть:

- атмосферный воздух;
- атмосферные осадки;
- почва;
- растительность;
- вода и донные отложения поверхностных водоемов;
- подземные воды;
- воды, используемые для орошения полей;
- сточные воды;
- продукты питания и продовольственное сырье.

При составлении перечня объектов мониторинга учитывают: вид и химическую форму радионуклидов, поступавших в окружающую среду, их дочерних продуктов распада, а также химических загрязнителей, особенности их миграции, аккумуляции и трансформации в окружающей среде, а также местные условия, которые могут оказать значительное влияние на характер и уровни загрязнения различных компонентов окружающей среды. При анализе местных условий следует обязательно принимать во внимание характер хозяйственной деятельности на рассматриваемой территории, поскольку во многих случаях она может существенно воздействовать на поведение радионуклидов и ТМ в окружающей среде, в том числе обуславливать загрязнение пищевых продуктов.

Выбор объектов для исследований проводят на основании анализа характеристики АЭС с учетом всех потенциально реализуемых путей облучения населения зоны наблюдения. При наличии на АЭС всех видов источников воздействия на окружающую среду, - выбросов в атмосферный воздух, сбросов в поверхностные водоемы, мест хранения (захоронения) РАО - могут реализовываться различные пути облучения населения, а объектами исследований могут являться объекты, приведенные в таблице 1.

Схема размещения контрольных точек разрабатывается на основании предварительной оценки характеристик АЭС с учетом возможного влияния ее предыдущей деятельности. Схема должна позволить осуществить расширенные исследования воздействия на окружающую среду каждого из источников - выбросов радионуклидов

в атмосферный воздух, сбросов в поверхностные водоемы и мест хранения (захоронения) РАО.

Таблица 1 – Объекты мониторинга, связанные с ними возможные пути облучения, определяемые, контролируемые и наблюдаемые параметры

Объект мониторинга	**Определяемый параметр**	**Ед. изм.**	**Контролируемый (наблюдаемый) параметр**
Атмосферный воздух	Объемная активность радионуклидов	Бк/м^3	Доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов
			Доза внешнего облучения от нахождения в облаке выброса
Почва	Удельная активность радионуклидов	Бк/кг	Удельная активность радионуклидов (наблюдаемый параметр)
	Плотность загрязнения радионуклидами	Бк/м^2	Доза внешнего облучения от нахождения на территории, загрязненной радионуклидами
Растительность	Удельная активность радионуклидов	Бк/кг	Удельная активность радионуклидов
			Удельная активность радионуклидов (наблюдаемый параметр)
Пищевые продукты	Удельная активность радионуклидов	Бк/кг	Доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов
Сточная вода в месте выпуска в водоем	Объемная активность радионуклидов	Бк/л	Рабочая концентрация радионуклидов в сбросе
Вода поверхностных водоемов	Объемная активность радионуклидов	Бк/л	Доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов
			Доза внешнего облучения от нахождения на акватории водоема, загрязненного радионуклидами
Донные отложения поверхностных водоемов	Удельная активность радионуклидов	Бк/кг	Доза внешнего облучения от нахождения на акватории водоема, загрязненного радионуклидами
			Удельная активность радионуклидов (наблюдаемый параметр)
Подземная вода	Объемная активность радионуклидов	Бк/л	Доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов
Уровни гамма-излучения	Мощность дозы гамма-излучения	Зв/ч	Дозы внешнего облучения

Схема также должна позволить оценить по результатам мониторинговых исследований значимость всех путей облучения, связанных с каждым из источников воздействия. Для сопоставимости получаемых результатов рекомендуется каждый раз отбирать пробы и проводить измерения в одних и тех же местах. С этой целью после

выбора местоположения контрольных точек и определения способов контроля рекомендуется предпринять объезд выбранных мест, во время которого окончательно определить привязки к местным ориентирам и составить описания каждой из точек. Такой подход позволит расположить точки контроля в местах с наиболее характерными условиями местности и исключить пробоотбор (измерения) там, где это сделать невозможно (из-за наличия домов, строений, отсутствия электропитания и т.п.) или нецелесообразно вследствие несоблюдения требований, предъявляемых к характеру местности, обусловленных выбранным способом контроля.

Периодичность отбора проб должна быть основана на:

- изменчивости концентраций загрязняющих веществ в природных средах, а также других переменных величинах, наблюдение за которыми ведется в рамках программ мониторинга;

- статистических и точностных параметрах, необходимых для достижения конкретных целей (выявления тенденций, оценки нагрузки, тестирования на соответствие и т.д.).

Кроме этих общих требований при определении периодичности отбора проб следует учитывать природные циклы (ежедневные, сезонные и др.).

Периодичность определяется на основании результатов обработки данных наблюдений о состоянии окружающей среды. Минимально необходимый период, с которым должен производиться отбор проб, связан с принятым в статобработке понятием корреляции (взаимосвязи) полученных результатов. Для конкретного объекта этот показатель определяется на основании проведенных наблюдений и впоследствии является основой для установления минимальной периодичности проведения отбора проб и анализов.

При отсутствии превышений установленных нормативов (стабильном функционировании технологических подразделений АЭС) периодичность проведения замеров увеличивается (например, до 1 раз/мес. или 1 раз/кв.) или устанавливается исходя из требований нормативных документов.

Периодичность измерений и наблюдений в ходе радиационно-экологического мониторинга устанавливается в зависимости от климатических условий района. При этом в случае наблюдения за биологическими объектами в первую очередь учитываются особенности фазы их естественного развития. На первом этапе реализации радиационно-экологического мониторинга, наблюдения за показателями жизнедеятельности наземных и водных экосистем достаточно проводить дважды в год: до начала (в самом начале) вегетационного периода и по завершении его. Периодичность тех или иных измерений и наблюдений устанавливается в проекте экологического мониторинга и может корректироваться в ходе его реализации.

Методы измерений, применяемые в программах мониторинга, должны быть аттестованы, описаны и стандартизованы. Требуемые чувствительность, надежность и точность аналитических методов зависят от соответствующих допусков, установленных для

использования информации. Разработка и использование более эффективных, например, по пределам обнаружения или точности, методов должны инициироваться лишь в случае невозможности соблюдения установленных пределов при условии получения положительного эффекта от затраченных на разработку средств.

Одним из фундаментальных вопросов организации мониторинга является вопрос выбора критериев оценки качества компонентов природной среды - пределов, при которых качественные показатели «чистоты» атмосферного воздуха, почвенного покрова, водных объектов и др. можно считать приемлемыми. Санитарно-гигиенические критерии, такие как ПДК, ОДК, применимы преимущественно на территории АЭС для оценки ее влияния на организм человека. Применение же их для оценки состояния природной среды не является вполне правомерным. Однако специальные критерии для большинства компонентов природной среды, за исключением водных объектов (например, показатель ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения) практически отсутствуют. Во всех системах мониторинга природной среды используются санитарно-гигиенические критерии или фоновые значения концентраций исследуемых веществ. Применение последних при правильной организации этих наблюдений представляется более оправданным. По этим причинам при типизации мониторинга компонентов природной среды в эоне наблюдения АЭС являются обязательными проведение регулярных фоновых наблюдений на выбранных площадках и сравнение измеряемых концентраций загрязняющих веществ с фоновыми значениями.

Общий алгоритм работ по инженерно-экологическим изысканиям и радиационно-экологическому мониторингу представлен на рисунке 1.

ФГБНУ ВНИИРАЭ разработал и реализовал систему радиационно-экологического мониторинга как на функционирующих, так и строящихся АЭС, включая следующие атомные электростанции: Волгодонская АЭС, Нововоронежская АЭС, Белоярская АЭС, Курская АЭС, Калининская АЭС, Центральная АЭС (Костромская обл.), Балтийская АЭС (Калининградская обл.), АЭС с опытно-промышленным энергоблоком с реакторной установкой СВБР-100 (Ульяновская обл.), Ленинградская АЭС-2, Смоленская АЭС-2, АЭС «Руппур» (Народная Республика Бангладеш).

Примером реализации представленной методологии являются работы, проводимые ФБГНУ ВНИИРАЭ по разработке и внедрению системы радиационно-экологического мониторинга на АЭС «Руппур» в Народной Республике Бангладеш. В соответствии с СП 47.13330.2012 и СП 151.13330.2012 (Ч. 1 и Ч. 2) в 2014-2015 гг. разработана программа радиационно-экологического мониторинга региона АЭС «Руппур», выбраны и обследованы пункты наблюдений; определены объекты мониторинга, перечень наблюдаемых параметров, регламент наблюдений, а также определены методы проведения наблюдений и нормативно-техническое обеспечение.

Радиационно-экологический мониторинг проводился на площадке и в 30-км зоне АЭС «Руппур» в Народной Республике Бангладеш. Площадка расположена в районе Раджшахи на восточном берегу реки

Падма (Ганг), в 160 км к северо-западу от столицы г. Дакка, в 21 км к северо-западу от г. Пабна, в 5,6 км к юго-западу от железнодорожной станции Ишурди.

На основании анализа фондовой информации и комплексного обследования создана сеть радиационно-экологического мониторинга наземных природно-антропогенных и аграрных экосистем в 30-км зоне АЭС «Руппур». Практически вся территория региона АЭС «Руппур» в той или иной степени нарушена деятельностью человека, и выделить естественные природные наземные экосистемы в чистом виде не представляется возможным. На протяжении 2-х полевых сезонов выбрано 15 ключевых участков в 30-км зоне, которые охватывают основные ландшафты территории.

Рисунок 1 - Общий алгоритм работ по инженерно-экологическим изысканиям и радиационно-экологическому мониторингу

Проведенные исследования показали, что содержание тяжелых металлов (ТМ) в почвах природно-антропогенных наземных экосистем не превышает ОДК с учетом кларка. Максимальные значения ТМ для элементов I класса опасности: Pb – 11,9 мг/кг; Se – 2,67 мг/кг; Zn – 77,9 мг/кг; Cd – 2,43 мг/кг; As – 2,3 мг/кг и для Hg – 20,1 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в почвах природно-антропогенных экосистем составляет: для ^{40}K 440-824 Бк/кг; для ^{226}Ra 24,4-61,3 Бк/кг, для ^{232}Th 36,0-99,1 Бк/кг воздушно-сухой массы. Содержание в почве ^{137}Cs находится на уровне обнаружения приборов. Максимальное содержание ^{137}Cs составляет 10,2 Бк/кг. Удельная активность ^{90}Sr в зависимости от глубины разреза варьируется в пределах: 0,9-2,5 Бк/кг (0-5 см); 0,80-1,47 Бк/кг (5-10 см); 0,39-1,30 Бк/кг (10-20 см) и 0,5-1,1 Бк/кг (20-30 см).

Результаты содержания ТМ в пробах растительности наземных природно-антропогенных экосистем не выявили превышений ОДК. В целом содержание элементов соответствует общемировому фону. Максимальные значения ТМ в растительности для элементов I класса опасности: Pb – 0,59 мг/кг; Se – 1,5 мг/кг; Zn – 9,71 мг/кг; Cd – 0,1 мг/кг; As – 2,3 мг/кг и для Hg – 19,3 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в растительном покрове не превышают установленный норматив. Удельная активность ^{40}K колеблется в очень широких пределах и варьируется от 62,9 Бк/кг до 2860 Бк/кг.

Проведена поисковая автомобильная и пешая гамма–съемка в 30 км зоне и на площадке строительства АЭС «Руппур». Количество точек измерений составило 849. Участки с превышающими значениями МЭД не были обнаружены. Минимально обнаруженная мощность дозы при маршрутной гамма–съемке составляла 0,04 мкЗв/ч, а максимально - 0,19 мкЗв/ч. Среднее значение мощности дозы в 30-км зоне АЭС «Руппур» 0,13 мкЗв/ч. Фактический уровень МЭД обусловлен естественным гамма–фоном.

В результате проведенного мониторинга в апреле 2015 г. отобраны пробы почв агроэкосистем, сельскохозяйственных культур, рациона питания сельскохозяйственных животных и продуктов питания местного производства в 30-км зоне АЭС «Руппур» (104 сопряженные пробы почвы и продукции; 22 пробы продуктов питания).

Исследования аграрных экосистем показали, что содержание ТМ в почвах сельскохозяйственного назначения не превышает ОДК с учетом кларка. В целом, содержание элементов соответствует общемировому фону. Максимальные значения ТМ для элементов I класса опасности: для Pb – 29,7 мг/кг; для Se – 33,2 мг/кг; для Zn – 53,5 мг/кг; для Cd – 3,98 мг/кг; для As – 2,53 мг/кг и для Hg – 47,7 мкг/кг. Содержание естественных радионуклидов в почвах составляет для ^{40}K – 510-1000 Бк/кг, для ^{226}Ra – 30,1-57,5 Бк/кг, для ^{232}Th – 46,0-87,0 Бк/кг. Содержание в почве ^{137}Cs составляет 0,7-5,6 Бк/кг, а ^{90}Sr находятся в интервале 0,5-1,4 Бк/кг.

Валовое содержание ТМ в сельхозпродукции соответствует МДУ. Максимальные значения ТМ для элементов I класса опасности составляет: для Pb – 1,08 мг/кг; для Se – 1,8 мг/кг; для Zn – 23,8 мг/кг; для Cd – 0,11 мг/кг; для As – 0,5 мг/кг, Hg – 21,6 мкг/кг.

Содержание ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции находится на уровне обнаружения приборами и все пробы продукции растениеводства, не превышают нормативов СанПиН 2.3.2.1078−01 и ВП 13.5.13/06−01. Удельная активность ^{90}Sr низкая и варьируется в пределах 0,2-3,3 Бк/кг, что значительно ниже установленных нормативов.

Для компонентов наземных экосистем в точках пробоотбора КН и КП ^{137}Cs варьируются в пределах 0,08-3,00 (Бк/кг)/(Бк/кг) и 0,10-3,62 (Бк/кг)/(кБк/м^2) соответственно. Коэффициент накопления (КН) и коэффициент перехода (КП) ^{90}Sr в точках пробоотбора для сельскохозяйственной продукции и кормов изменялся в пределах 0,49-1,22 (Бк/кг)/(Бк/кг) и 0,61-1,53 (Бк/кг)/(кБк/м^2), соответственно. Полученные показатели КН и КП ^{137}Cs и ^{90}Sr достаточно хорошо согласуются с общемировыми данными.

Превышений содержания ТМ в продуктах питания (овощи, крупы) не обнаружено. В 2015 г. отобрано 5 проб молока из разных районов региона 30-км зоны АЭС «Руппур». Превышений МДУ ТМ в пробах молока не выявлено. В результате спектрометрических измерений продуктов питания местного производства отмечено, что удельная активность ^{40}K находится на уровне фоновых значений. Содержание ^{137}Cs не превышает нормативов, установленных СанПин 2.3.2.1078-01 и СанПин 2.3.2.2650-10. Максимальное значение для ^{40}K составляет 294 Бк/кг. Содержание в продуктах питания местного производства ^{90}Sr варьируется в пределах 0,08-2,47 Бк/кг. Показано, что удельная активность ^{90}Sr в несколько раз ниже установленных радиологических нормативов.

Проведено детальное обследование современного (фонового) радиационно-экологического состояния атмосферного воздуха на сети мониторинга в 30-км зоне АЭС «Руппур». По данным мониторинговых исследований превышений нормативов содержания пыли в атмосферном приземном воздухе не обнаружено. Более того, полученные данные в 2,0-2,3 раза ниже ПДК. Для среднесуточной концентрации недифференцированной по составу пыли допускается принимать значения ПДК: максимальной разовой − 0,5 мг/м^3 среднесуточной − 0,15 мг/м^3. Проведены исследования на содержание вредных химических веществ (C_2H_4, CO, O_3. NH_3, C_4H_{10}, SO_2, C_2H_4O, NO_2, C_3H_8, F_2, CH_4, H_2S, Cl_2) в атмосферном приземном воздухе. В результате наблюдения обнаружено наличие только H_2S и CO. Выявленные концентрации этих соединений крайне низки и не представляют опасности. Данные о содержании ТМ в пробах приземного слоя атмосферы включают: для Cd − от 0,16 мг/кг до 1,7 мг/кг, для Ni − от 1,94 мг/кг до 14,98 мг/кг, для Pb − от 3,87 мг/кг до 214,42 мг/кг, для As − от 0,71 мг/кг до 2,44 мг/кг, для Hg − от 143 мкг/кг до 709 мкг/кг. По результатам измерений превышения нормативов содержания ТМ в воздухе не обнаружено.

Содержание радионуклидов на фильтрах аспираторных установок были ниже порога определения приборами. Превышений концентрации радионуклидов согласно НРБ-99/09 в приземном атмосферном воздухе не выявлено.

В результате проведения радиационно-экологического мониторинга также исследованы атмосферные выпадения. Результаты лабораторных анализов показали, что содержание естественных и искусственных радионуклидов в атмосферных выпадениях (дождевая вода) и осевших на фильтрах чрезвычайно низкое и находится на пороге их обнаружения приборами. Единственное определенное значение для ^{40}K равняется 467,0±186 Бк/кг. Превышений содержания естественных и искусственных радионуклидов в атмосферных выпадениях не обнаружено.

При проведении гидрохимического анализа воды р. Падма были определены следующие показатели: pH, взвешенные вещества, концентрация растворенных газов, ионно-солевой состав, режим биогенных элементов, а также содержание растворенных органических соединений биогенного происхождения и загрязняющих органических веществ. Показано, что содержание бенз(а)пирена в пробах воды находится на уровне порога их обнаружения приборами. Показатели содержания нефтепродуктов в пробах поверхностных вод варьируют в диапазоне 0,02-0,03 мг/дм^3. Содержание хлорорганических пестицидов и полихлорированных бифенилов в пробах воды также чрезвычайно низкое.

Превышения ПДК содержания ТМ в пробах воды не обнаружено. Максимально зафиксированные значения валовых форм тяжелых металлов: I класса опасности – Zn – 244,37 мкг/л; As – 1,74 мкг/л; Cd – 0,3 мкг/л; II класса опасности – Ni– 12,15 мкг/л; Co – 0,59 мкг/л; Cr – 5,55 мкг/л; III класса опасности – Mn – 50,17 мкг/л.

Удельная активность радионуклидов колеблется для ^{137}Cs в диапазоне от 0,03 до 0,05 Бк/л для поверхностных вод и придонной воды. Содержание радионуклидов ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th в воде чрезвычайно низкое. Удельная активность ^{90}Sr в пробах донных отложений варьирует в диапазоне 0,003-0,05 Бк/кг. Значения объемной активности трития в водоемах в зоне наблюдения АЭС «Руппур» по данным исследований 2015 г. находятся в диапазоне от 0,77 до 2,05 Бк/л, что на три порядка ниже УВ (7600 Бк/л по НРБ–99/2009).

Превышения ПДК содержания ТМ в пробах донных отложений не обнаружено. Максимальные значения валового содержания тяжелых металлов: I класса опасности – Pb – 7,46 мг/кг; Zn – 52,3 мг/кг; As – 2,66 мг/кг; Cd – 2,51 мг/кг; Hg – 14,13 мкг/кг; Se – 25,9 мг/кг. По результатам анализа донных, отложений превышения удельной активности радионуклидов в образцах не обнаружено. Максимальные значения активности радионуклидов: ^{137}Cs – 3,2 Бк/кг; ^{40}K – 721 Бк/кг; ^{226}Ra – 121 Бк/кг; ^{232}Th – 136 Бк/кг. Удельная активность ^{90}Sr в пробах донных отложений варьирует в диапазоне 0,36-1,98 Бк/кг.

На основе проведенного в 2014-2015 гг. радиационно-экологического мониторинга 30-км зоны АЭС «Руппур» можно заключить, что экологическая обстановка в регионе в целом благополучная. Заложенная сеть мониторинга атмосферы, наземных и водных экосистем позволит регистрировать изменение ситуации в 30-км зоны АЭС «Руппур» и выявлять влияние работы АЭС на экологическую обстановку в регионе.

Список литературы

1. СП 47.13330.2012 Инженерные изыскания для строительства. Основные положения. СНиП 11-02-96. М., 2012. 111 с.
2. СП 151.13330.2012 Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. I Инженерные изыскания для разработки предпроектной документации (выбор пункта и выбор площадки размещения АЭС). М., 2013. 187 с.
3. СП 151.13330.2012 Инженерные изыскания для размещения, проектирования и строительства АЭС. Ч. II Инженерные изыскания для разработки проектной и рабочей документации и сопровождения строительства. М., 2013. 155 с.
4. Экологический мониторинг окружающей среды в районах расположения атомных станций: монография / В.Н. Бессонов, В.В. Мартынов, С.В. Рязанов, В.Н. Чупис и др. / под ред. В.А. Грачева. – М.: Акси-М, 2013. – 176 с.

УДК 631.8:631.438:632.155

АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ, ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ ПРИМЕНЕНИЯ СРЕДСТВ ХИМИЗАЦИИ И НОВЫХ КОМПЛЕКСНЫХ УДОБРЕНИЙ В БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

П. В. Прудников[1], С. П. Прудников[2]

[1]Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Брянский»
Спортивная улица 1, п. Мичуринский, Брянский р-н, Брянская обл. 241524
[2]Брянский государственный университет имени академика И.Г. Петровского
Бежицкая улица 14, Брянск, Брянская обл. 241023
Российская Федерация

AGROECOLOGICAL CHARACTERISTICS OF SOILS, ECONOMIC EFFICIENCY OF APPLICATION OF CHEMICALIZATION MEANS AND NEW COMPLEX FERTILIZERS IN BRYANSK REGION

P. V. Prudnikov[1], S. P. Prudnikov[2]

[1]Chemicalization and Agricultural Radiology Center "Bryansky"
Sportivnaya St 1, Michurinsky, Bryansk region 241524
[2]Bryansk State University named after I.G. Petrovsky
Russian Federation

e-mail: [1]agrohim32@mail.ru, [2]prydnikow@yandex.ru

Исследование посвящено анализу состояния и динамики изменения агрохимических показателей плодородия почв сельскохозяйственного назначения Брянского региона, в ходе которого дана экономическая и радиационная оценка применения новых комплексных удобрений. Дана характеристика структуры сельскохозяйственных угодий Брянской области, состава почвенного покрова сельскохозяйственных угодий. Проведено распределение почв пашни Брянской области по содержанию органического вещества, по степени кислотности, по содержанию подвижного фосфора и подвижного калия. Рассчитана эффективность применения минеральных удобрений на пашне. В сравнении с традиционными агрохимическими мероприятиями (известкование, фосфоритование, калиевание) внесение комплексного удобрения «Борофоска гранулированная» экономически выгодный агроприем, применение которого позволяет снизить поступление цезия-137 в растения и обеспечить производство сельскохозяйственной продукции, соответствующей нормам радиационной безопасности.

Ключевые слова: плодородие почв, структура сельскохозяйственных угодий, известкование, фосфоритование, калиевание, борофоска гранулированная, эффективность средств химизации

Ценность земли как основного средства сельскохозяйственного производства в конкретной сельскохозяйственной инфраструктуре определяется ее плодородием – способностью удовлетворять потребность растений в питательных веществах, воздухе, воде, тепле, биологической и физико-химической среде, что обеспечивает формирование урожая сельскохозяйственных растений хорошего качества. Оптимальное сочетание всех агроэкологических факторов – одно из основных условий высокой продуктивности и устойчивости земледелия. Этого можно достичь путем проведения комплекса агротехнических, агрохимических, противоэрозийных, мелиоративных и других мероприятий, разрабатываемых по результатам почвенных агрохимических, фитосанитарных, эколого-токсикологических обследований и мониторинга плодородия земель сельскохозяйственного назначения. Оптимальная форма этих работ – периодически проводимое почвенно-агрохимическое обследование сельскохозяйственных земель Государственной агрохимической службой.

Мировой и отечественный опыт свидетельствует, что без агрохимической службы невозможно экономически эффективно вести сельскохозяйственное производство. Одна из важнейших ее задач – мониторинг основных почвенно-агрохимических параметров сельскохозяйственных земель в пространстве и во времени. Результаты агрохимического обследования позволяют дать четкую картину состояние плодородия земель, на основе которой разрабатывают программы сохранения и повышения плодородия почв, а также составляют проектно-сметную документацию на применение средств химизации земледелия, обеспечить землепользователей оперативной информацией для более эффективного использования минеральных удобрений.

Центральное Нечерноземье, в том числе его юго-западная часть, располагает большими запасами агрономических руд. Они представляют собой природные минеральные образования удобрительного или мелиоративного характера и в большей мере служат нетрадиционными источниками агрохимического назначения. Эффективность агроруд определяет комплексным воздействием на почвенную среду и растения целого ряда макро-микроэлементов без предварительной химической обработки. Они используются в натуральном виде после механического размельчения существующими техническими средствами.

Условия, материалы и методы. Брянская область расположена на юго-западе Центрального района Европейской части России. На севере она граничит со Смоленской и Калужской, на востоке и юго-востоке – с Орловской и Курской областями, на западе – с республикой Беларусь (Гомельская и Могилевская область), на юге – с республикой Украина (Черниговская и Сумская область). Территория области вытянута с запада на восток, ее протяженность в этом направлении составляет 270 км, а с севера на юг – 190 км. Общая площадь области 34,9 тыс. км^2. Лес занимает 28,8 % ее территории. В состав области входят 27 административных района.

Наиболее крупная река в Брянской области – Десна – самый значительный левый приток Днепра. Она протекает с севера на юг. Длина ее от истока до устья – 1187 км, площадь бассейна – 100 тыс. км^2.

Рельеф области равнинный, местами возвышенный, более расчлененный на востоке и по правобережью р. Десны. Высота над уровнем моря на севере и востоке достигает 273-278 м, на юге и западе области – 125 м.

Положение территории Брянщины в центральной части Русской равнины определило умеренно континентальный климат с теплым летом и умеренно холодной зимой, с достаточным увлажнением. Продолжительность вегетационного периода 180-190 дн. Сумма активных температур возрастает с севера на юг от 2150 до 2450°. Среднегодовое количество осадков составляет 530-655 мм. Средняя температура наиболее холодного месяца января минус 7-9°, наиболее теплого июля – плюс 18-19°. Годовой приход суммарной радиации в области составляет в среднем около 900 ккал/см^2.

По теплообеспеченности вегетационного периода, рельефу и типам почв Брянская область разделяется на 2 агроклиматических района. Граница между ними проходит по изотерме сумм температур выше 10 ^{0}С, равной 2300 ^{0}С и имеет значительные отклонения от широтного направления, объясняющиеся неоднородностью физико-географических условий территории. Условия агроклиматического района I менее благоприятны по теплообеспеченности и несколько более благоприятны по обеспечению сельскохозяйственных культур влагой, чем района II (Таблица 1)

Таблица 1 – Агроклиматические условия вегетации сельскохозяйственных культур

Агроклиматический район	Сумма положительных температур за период с температурой, °С		Продолжительность периода активной вегетации, дн.		Среднегодовая сумма осадков, мм	Гидротермический коэффициент(ГТК)
	выше 10 °С	выше 15 °С	выше 10 °С	выше 15 °С		
I	2150-2300	1450-1650	136-145	86-93	550-656	1.3-1.4
II	2300-2450	1650-1850	145-154	93-104	530-560	1.3-1.4

В целом климат благоприятен для земледелия. В то же время для него характерен ряд отрицательных особенностей: зачастую переменчивость погоды, зимние оттепели, поздние заморозки, возврат холодов весной, ливневые дожди, изредка засушливые годы.

По данным федерального агентства кадастра объектов недвижимости земельный фонд Брянской области на 1 января 2016 г. составлял 3485,7 тыс. га. По категориям земель он распределен

следующим образом: земли сельскохозяйственного назначения – 1874,2 тыс. га; населенных пунктов – 193,5 тыс. га; промышленности, транспорта, связи и иного назначения – 38,8 тыс. га; особо охраняемых территорий – 12,7 тыс. га; лесного фонда – 1208,8 тыс. га; водного фонда – 5,1 тыс. га; запаса – 50,1 тыс. га.

Таблица 2 – Структура сельскохозяйственных угодий Брянской области

Наименование	Площадь	
	тыс. га	%
Сельхозугодья – всего	1874,2	100
из них: пашня	1158,8	61,8
залежи	141,4	7,6
многолетние насаждения	26,0	1,4
сенокосы	203,0	10,8
пастбища	345,1	18,4

Брянская область распложена в лесной зоне, преимущественно в подзоне широколиственных лесов, частично – в подзоне хвойно-широколиственных лесов. Это предопределило преобладание дерново-подзолистых почв различного механического состава, меньшее распространение получили серые лесные почвы (Таблица 3). Из дерново-подзолистых почв наиболее распространены легкосуглинистые – 36,8%, супесчаные представлены значительно меньше – 20,5%, а песчаные встречаются небольшими массивами. Серые лесные почвы занимают наибольшие площади в юго-восточных районах области и по правобережью рек Десна и Судость. Почвы области характеризуются низким естественным плодородием и неблагоприятными физико-химическими свойствами.

Таблица 3 – Состав почвенного покрова сельскохозяйственных угодий

Почвы	Площадь с/х угодий	
	тыс. га	%
Дерново-подзолистые	1130,1	60,3
В том числе песчаные	91,8	4,9
супесчаные	384,2	20,5
легкосуглинистые	629,7	33,6
эродированные	24,4	1,3
Серые лесные	395,5	21,1
Дерново-карбонатные	5,1	0,3
Дерново-глеевые	16,9	0,9
Пойменные дерновые и дерновые оглеенные	110,6	5,9
в том числе песчаные	7,5	0,4
супесчаные	28,1	1,5
легкосуглинистые	75,0	4,0
Пойменные иловато-торфяные	71,2	3,8
Болотные	67,5	3,6
Овражно-балочного комплекса	67,5	3,6
Другие	9,4	0,5
Всего	1874,2	100

Результаты и обсуждение. Один из основных критериев оценки плодородия почв – содержание в ней сложного химического комплекса органических веществ биогенного происхождения, около 90% которого составляет гумус. Он сосредотачивает в себе значительную часть питательных веществ, служит энергетическим источником для почвенных микроорганизмов, дополнительным источником углекислого газа для растений, обусловливает влагоёмкость, поглотительную способность и биологическую активность почвы, эффективность применения средств химизации продуктивность пашни. За счет гумуса удовлетворяется около 60-70% потребности растений в азоте, 30-40% в фосфоре и 90% в сере.

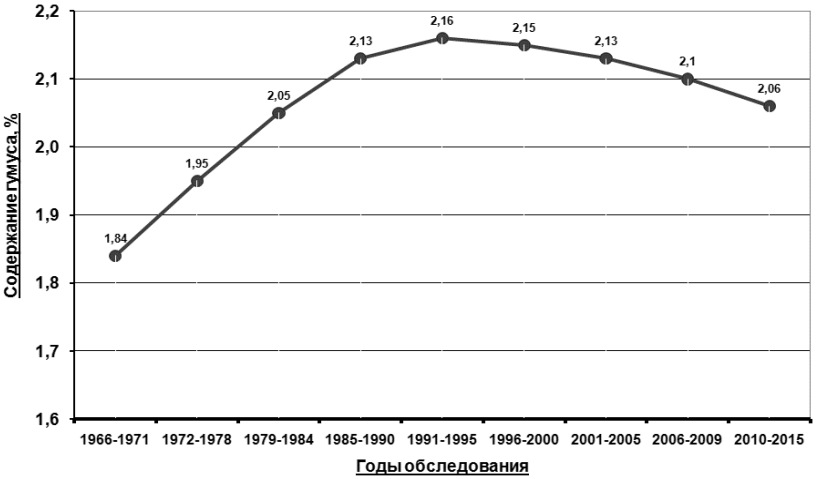


Рисунок 1 – Динамика содержания гумуса в почвах пашни Брянской области

При агрохимическом обследовании почв сельскохозяйственных угодий в 2015 г. установлено, что содержание органического вещества (гумуса) в почвах пашни в целом по региону составило 2,06 %.

Таблица 4 – Распределение почв пашни Брянской области по содержанию органического вещества (гумуса) (на 01.01.2016г.)

Район	Обследованная площадь, тыс. га/%	Распределение почв по содержанию органического вещества, тыс. га / %					Средне взвеш. содержание, %
		очень низкое	низкое	среднее	повышенное	высокое	
Брасовский	43,9/100	8,0/18	11,4/26	9,7/22	8,3/19	6,5/15	2,29
Брянский	29,7/100	3,3/11	6,1/21	7,1/24	9,3/31	3,9/13	2,78
Выгоничский	37,7/100	5,0/13	11,2/30	11,3/30	5,9/16	4,3/11	1,99
Гордеевский	33,2/100	5,5/17	5,3/16	7,7/23	7,2/22	7,5/22	1,89
Дубровский	41,5/100	2,9/7	11,4/27	16,0/39	8,2/20	3,0/7	1,96
Дятьковский	17,8/100	7,5/42	5,0/28	2,4/15	1,3/6	1,6/9	1,57

Район	Обследованная площадь, тыс. га/%	Распределение почв по содержанию органического вещества, тыс. га / %					Средне взвеш. содержание, %
		очень низкое	низкое	среднее	повышенное	высокое	
Жирятинский	22,9/100	1,3/5	3,7/16	7,5/33	6,7/30	3,7/16	2,59
Жуковский	22,6/100	5,1/22	4,8/21	4,8/21	4,1/18	3,8/17	2,10
Злынковский	23,3/100	1,3/6	3,9/16	8,3/36	7,4/32	2,4/10	1,86
Карачевский	40,5/100	4,6/11	6,7/17	8,2/20	8,4/21	12,6/31	3,03
Клетнянский	25,6/100	7,3/29	7,5/30	6,2/24	3,7/14	0,9/3	1,80
Климовский	60,3/100	10,8/18	15,9/26	16,2/27	11,7/20	5,7/9	1,65
Клинцовский	42,9/100	3,8/9	7,7/18	10,5/24	11,6/27	9,3/22	1,99
Комаричский	50,7/100	4,0/8	9,1/18	12,1/24	13,0/25	12,5/25	2,83
Красногорский	37,9/100	3,8/10	6,8/18	10,7/28	9,9/26	6,7/18	1,90
Мглинский	25,8/100	3,3/13	7,6/29	8,6/33	4,6/18	1,7/7	1,69
Навлинский	44,0/100	11,6/26	13,0/30	10,3/23	5,2/12	3,9/9	1,91
Новозыбковский	31,0/100	2,1/7	5,1/16	9,0/29	9,0/29	5,8/19	1,97
Погарский	55,6/100	14,7/26	15,2/27	12,8/23	7,3/13	5,6/11	1,91
Почепский	82,9/100	25,6/31	31,2/38	17,0/20	6,6/8	2,5/3	1,62
Рогнединский	44,2/100	4,4/10	23,5/53	13,2/30	2,3/5	0,8/2	1,65
Севский	63,3/100	9,1/14	13,0/21	15,1/24	15,2/24	10,9/17	2,56
Стародубский	93,6/100	11,9/12	25,9/28	25,8/28	19,0/20	11,0/12	2,12
Суземский	29,0/100	7,3/25	6,3/22	4,5/15	5,5/19	5,4/19	2,35
Суражский	42,3/100	12,2/29	12,7/30	7,8/18	6,0/14	3,6/9	1,47
Трубчевский	53,8/100	14,7/27	12,3/23	10,4/19	9,4/17	7,0/13	2,32
Унечский	37,1/100	5,8/15	12,2/33	10,7/29	4,4/12	4,0/11	1,90
По области	**1133,1/100**	**196,9/17**	**294,5/26**	**283,9/25**	**211,2/19**	**146,6/13**	**2,06**

Самая высокая величина этого показателя характерна для Карачевского (3,03 %), Комаричского (2,83 %) и Брянского (2,78 %) районов, самая низкая – для Суражского (1,47 %) и Дятьковского (1,57 %). При этом начиная с 1991-1995 гг. в среднем по области наблюдается устойчивое уменьшение содержания гумуса с достигнутого в эти годы максимального уровня 2,16 %.

Таблица 5 – Динамика применения органических удобрений и содержания гумуса в почвах пашни

Показатель	Годы								
	1966-1971	1972-1978	1979-1984	1985-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010	2011-2016
Среднегодовое внесение органических удобрений, т/га	6,5	7,2	7,7	8,5	6,3	1,7	1,3	1,2	1,02
Средневзвешенное содержание гумуса, %	1,84	-	-	2,13	2,16	2,15	2,13	2,10	2,06

Анализ гумусового состояния почв в агроэкосистемах позволил выявить следующие закономерности (Таблица 5): рост запасов гумуса происходит при внесении более 8 т/га органических удобрений; использование 6-7 т/га обеспечивает их стабильное поддержание на одном уровне, а при 5 т/га и менее содержание гумуса снижается.

В сложившихся условиях повышение плодородия почв должно базироваться на расширенном возврате органического вещества и макроэлементов на полях, где содержание гумуса и соответствующих веществ находится ниже оптимального уровня, а на остальной площади сельскохозяйственных угодий необходимо обеспечить бездефицитный баланс гумуса и элементов минерального питания.

В связи с этим резко возрастает роль органических удобрений не только как основного источника пополнения запасов гумуса в почвах, но и как дешевого и доступного источника элементов питания для сельскохозяйственных культур.

Важный фактор почвенного плодородия, сильно влияющий на формирование урожая сельскохозяйственных культур, - кислотность почвы. Общеизвестно, что в результате отрицательного баланса кальция увеличивается активная, обменная и гидролитическая кислотность пахотных почв. Наибольший интерес в практике проведения известкования представляет обменная кислотность, которая обусловлена присутствием обменных Н-ионов и подвижных форм Al. Она представляет собой небольшую, но наиболее вредную часть почвенной кислотности.

На 01.01.2016 г. кислые почвы (рН 4,1-5,5) в Брянской области занимали 409,6 тыс. га, или 38% обследованной пашни (Таблица 6). При этом на долю сильнокислых почв приходится всего 32,8 тыс. га, или 3%. Количество кислых почв по районам колеблется от 7-25% в Злынковском, Гордеевском, Дятьковском, Красногорском, Клинцовском районах, до 44-72% в Почепском, Выгоничском, Жирятинском, Севском, Суражском, Рогнединском районах. Объяснить такие различия можно тем, что сильно и среднекислые почвы остались на тех полях, куда чаще всего проезд техники и транспорта затруднен, а позднее созревание почв весной не оставляет «окна» для проведения работ по известкованию перед посевом.

Таблица 6 – Распределение почв пашни Брянской области по степени кислотности (01.01.2016 г.)

Район	Обследованная площадь, тыс. га / %	Распределение почв по степени кислотности, тыс. га / %					Средневзвешенная величина pH
		сильно кислые (4,1-4,5)	средне кислые (4,6-5,0)	слабо кислые (5,1-5,5)	близкие к нейтральным (5,6-6,0)	нейтральные (> 6,0)	
Брасовский	43,9/100	0,8/2	4,9/11	14,6/33	12,9/29	10,7/25	5,63
Брянский	29,7/100	0,2/1	0,9/3	4,8/16	9,5/32	14,3/48	5,92
Выгоничский	37,7/100	1,9/5	7,6/20	7,0/19	8,0/21	13,2/35	5,66
Гордеевский	33,2/100	0,5/2	1,7/5	5,5/17	9,5/28	16,0/48	5,89
Дубровский	41,5/100	2,5/6	5,4/13	9,5/23	11,2/27	12,9/31	5,61

Район	Обследованная площадь, тыс. га / %	Распределение почв по степени кислотности, тыс. га / %					Средневзвешенная величина pH
		сильно кислые (4,1-4,5)	средне кислые (4,6-5,0)	слабо кислые (5,1-5,5)	близкие к нейтральным (5,6-6,0)	нейтральные (> 6,0)	
Дятьковский	17,8/100	2,6/15	3,1/17	2,1/11	3,6/19	6,4/37	5,54
Жирятинский	22,9/100	1,6/7	4,2/19	7,2/31	5,3/23	4,6/20	5,45
Жуковский	22,6/100	0,2/13	2,8/13	6,7/29	7,9/35	5,0/22	5,65
Злынковский	17,7/100	-/-	0,2/1	1,0/6	2,3/13	14,2/80	6,16
Карачевский	40,5/100	0,4/1	2,2/5	8,9/22	8,3/21	20,7/51	5,91
Клетнянский	25,6/100	0,3/1	3,5/14	8,0/31	7,7/28	6,1/26	5,60
Климовский	60,3/100	0,9/1	2,7/5	8,4/14	16,0/27	32,3/53	5,92
Клинцовский	26,5/100	0,8/4	1,5/6	4,1/15	7,9/29	12,2/46	5,85
Комаричский	50,7/100	0,4/1	5,1/10	14,3/28	18,8/37	12,1/24	5,68
Красногорский	37,9/100	0,4/1	3,3/9	7,0/18	12,5/33	14,7/39	5,80
Мглинский	25,8/100	0,4/1	2,3/9	5,5/22	7,5/29	10,1/39	5,78
Навлинский	44,0/100	1,3/3	4,0/9	10,0/23	17,8/40	10,9/25	5,67
Новозыбковский	31,0/100	1,4/4	4,0/13	7,1/23	7,7/25	10,8/35	5,66
Погарский	55,6/100	0,3/1	5,1/9	10,9/20	20,3/36	19,0/34	5,76
Почепский	82,9/100	3,8/4	15,2/18	22,8/28	22,2/27	18,9/23	5,57
Рогнединский	21,1/100	3,3/16	5,5/26	6,3/30	4,1/19	1,9/9	5,20
Севский	63,3/100	0,3/1	7,0/11	20,7/32	19,0/30	16,3/26	5,64
Стародубский	93,6/100	1,5/1	8,9/10	23,3/25	32,5/34	27,4/30	5,68
Суземский	29,0/100	1,2/4	3,3/12	6,1/21	8,6/29	9,8/34	5,85
Суражский	42,3/100	4,0/9	9,0/21	13,4/32	9,6/23	6,3/15	5,42
Трубчевский	53,8/100	0,2/-	3,7/7	12,6/23	20,0/37	17,3/32	5,83
Унечский	37,1/100	1,6/4	3,3/9	8,6/23	10,5/29	13,1/35	5,69
По области	**1088/100**	**32,8/3**	**120,4/11**	**256,4/24**	**321,2/30**	**357,2/33**	**5,70**

Средневзвешенная кислотность почв (pH) пашни по состоянию на 2015 г. составила 5,70, что значительно выше исходной (5,11) в 1970 г. Однако распределение величины этого показателя по районам неоднородно: в Брасовском, Выгоничском, Дубровском, Жуковском, Жирятинском, Севском, Суражском, Комаричском, Навлинском, Новозыбковском, Погарском, Почепском, Рогнединском она ниже среднеобластной и варьирует от 5,20 до 5,67.

Длительное (5-7 лет) многостороннее действие, в результате которого устраняется неблагоприятное влияние кислотности оказывает известкование. За период с 1971 по 1990 г. его объемы в среднем по области достигали 140,0 тыс. га, к 2006-2010 гг. величина этого показателя сократилась до 5,1 тыс. га, а с 2011 г. внесение известковых материалов прекратилось. Безвозвратные потери кальция в 2015 г. составили в среднем – 434 кг/га.

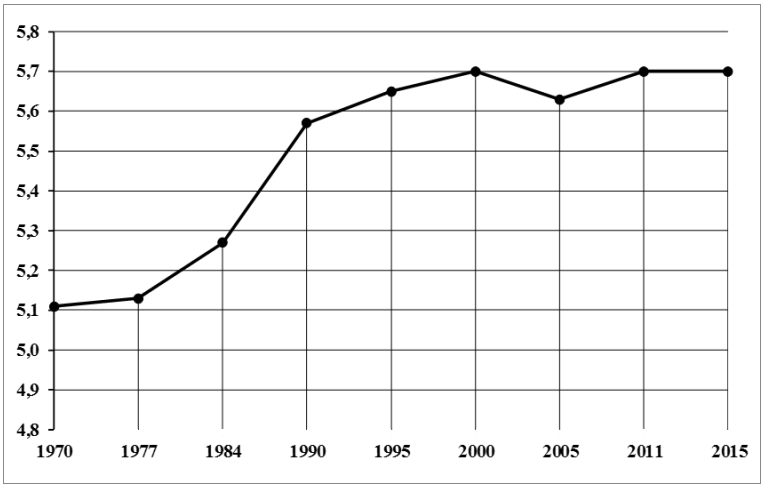


Рисунок 2 – Динамика изменения кислотности почв пашни в Брянской области

Рисунок 3 – Среднегодовые объемы известкования.

Фосфор играет важную роль в жизни растений. Он входит в состав белковых веществ и участвует в процессах ассимиляции и диссимиляции. Почвы Брянской области в целом характеризуются повышенным содержанием подвижного фосфора (Таблица 7). Средневзвешенное его содержание по области составляет 160 мг/кг и колеблется от 80 мг/кг в Суражском до 222 мг/кг в Трубчевском районах, при оптимальном содержании 200 мг/кг.

Таблица 7 – Распределение почв пашни Брянской области по содержанию подвижного фосфора (01.01.2016 г.)

Район	Обследованная площадь, тыс. га / %	Распределение почв по содержанию подвижного фосфора, тыс. га / %						Средневзвеш. содержание, мг/кг
		очень низкое (<25 мг/кг)	низкое (26-50 мг/кг)	среднее (51-100 мг/кг)	повышенное (101-150 мг/кг)	высокое (150-250 мг/кг)	очень высокое (> 250 мг/кг)	
Брасовский	43,9/100	-/-	0,8/2	2,3/5	6,3/14	18,8/43	15,7/36	201
Брянский	29,7/100	-/-	0,1/1	1,2/4	2,8/9	13,6/46	12,0/40	215
Выгоничский	37,7/100	0,1/-	3,3/9	17,2/46	6,8/18	5,9/15	4,4/12	139
Гордеевский	33,2/100	1,8/6	4,7/14	6,3/19	4,8/14	9,3/28	6,3/19	143
Дубровский	41,5/100	1,4/3	2,8/7	7,8/19	6,8/16	12,8/31	9,9/24	155
Дятьковский	17,8/100	0,5/2	4,2/24	3,2/18	1,4/8	3,7/21	4,8/27	133
Жирятинский	22,9/100	0,4/1	2,3/3	5,5/23	3,5/12	7,1/39	4,1/22	149
Жуковский	22,6/100	0,2/-	1,2/5	3,8/17	3,7/17	10,0/45	3,7/16	185
Злынковский	17,7/100	0,1/-	0,2/2	1,0/5	2,0/12	8,3/47	6,1/34	199
Карачевский	40,5/100	0,1/1	0,2/1	2,4/5	4,9/12	15,4/38	17,5/43	216
Клетнянский	25,6/100	1,6/6	5,0/19	6,7/26	4,9/19	5,6/22	1,8/7	112
Климовский	60,3/100	0,2/-	1,8/3	9,0/15	11,0/18	24,0/40	14,3/24	176
Клинцовский	26,5/100	0,2/1	0,2/1	1,8/7	3,7/14	9,6/36	11,0/41	199
Комаричский	50,7/100	-/-	3,3/7	17,6/35	12,3/24	13,9/27	3,6/7	131
Красногорский	37,9/100	1,4/4	2,9/8	8,5/22	9,5/25	12,3/32	3,3/9	139
Мглинский	25,8/100	-/-	1,6/6	4,6/18	6,3/24	10,5/41	2,8/11	156
Навлинский	44,0/100	1,0/2	6,8/15	17,1/39	10,4/24	7,0/16	1,7/4	107
Новозыбковский	31,0/100	0,1/-	0,5/2	1,7/5	2,8/9	12,7/41	13,2/43	204
Погарский	55,6/100	0,3/1	3,2/6	7,7/14	11,9/21	22,8/41	9,7/17	165
Почепский	82,9/100	0,6/-	6,3/8	21,0/25	20,7/25	26,3/32	8,0/10	142
Рогнединский	21,1/100	0,4/2	1,7/8	4,0/19	4,7/22	7,4/35	2,9/14	150
Севский	63,3/100	0,6/1	3,3/5	10,5/16	11,2/18	25,4/40	12,3/20	168
Стародубский	93,6/100	1,2/1	4,4/5	16,4/18	21,3/23	39,8/42	10,5/11	153
Суземский	29,0/100	0,1/-	2,8/10	6,7/23	5,3/18	10,4/36	3,7/13	151
Суражский	42,3/100	3,9/9	10,9/26	16,8/40	5,1/12	3,9/9	1,7/4	80
Трубчевский	53,8/100	0,3/-	1,7/3	8,4/16	10,7/20	16,9/33	15,8/29	222
Унечский	37,1/100	0,3/1	3,0/8	9,0/24	8,5/23	11,7/32	4,6/12	146
По области	**1088/100**	**16,8/2**	**79,2/7**	**218,2/20**	**203,3/19**	**365,1/34**	**205,4/19**	**160**

Почвы с пониженным содержанием (ниже 100 мг/кг фосфора) занимают площадь 314,2 тыс. га, или 29% пашни. Наибольшая доля площадей пахотных почв с таким содержанием подвижного фосфора характерна для Суражского, Красногорского и Мглинского районов.

Доля почв с пониженным содержанием P_2O_5 в целом по области снизилась с 73 % в 1971 г. до 29% в 2015 г.

Один из эффективных приемов, обеспечивающих одновременно снижение кислотности почв и повышение содержания подвижного

фосфора - фосфоритование. В 1985-1990 гг. его проводили на площади более 110 тыс. га в год. После 1991 г. фосфоритование почв Брянской области резко сократилось, а в последние 5 лет его не проводилось вообще (Рисунок 4).

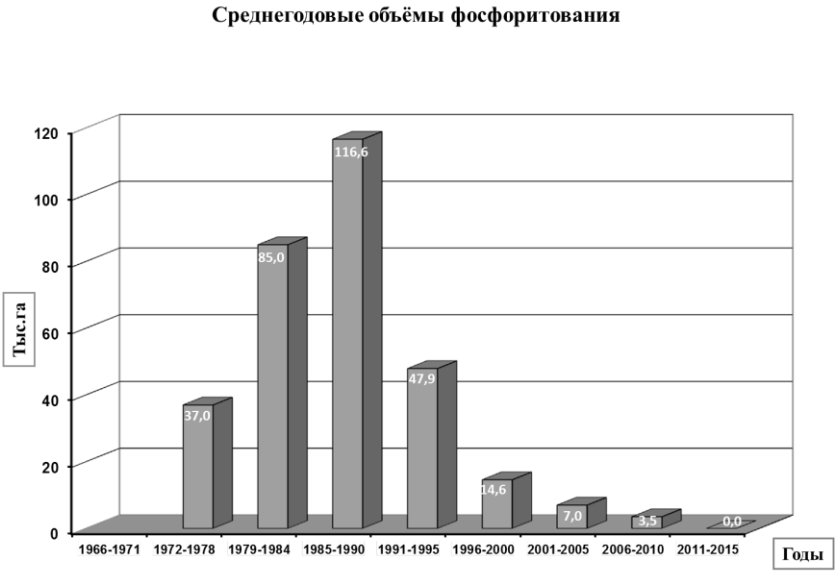


Рисунок 4 – Среднегодовые объемы фосфоритования в Брянской области.

Роль *калия* в земледелии очень велика. Фундаментальные, физиолого-биохимические и экологические исследования не только подтверждают известные, но и открывают новые функции этого элемента: он усиливает процесс фотосинтеза, ассимиляцию CO_2; способствует более усиленному накоплению ассимилянтов в запасных органах растений; улучшает выполненность зерна злаковых культур; повышает эффективность азота при выращивании культурных растений, способствует более эффективному использованию воды, снижает поступление в растение радионуклидов и др.

Для Брянской области актуальность калийного питания растений обусловлена прежде всего тем, что больше половины пашни расположено на почвах легкосуглинистых, супесчаных и песчаных разновидностей с низкими естественными запасами этого элемента, на которых отмечается высокий эффект от применения калийных удобрений.

Пахотные земли области на площади 790 тыс. га, или 73% отличаются пониженным содержанием подвижного калия (Таблица 8). При этом доля почв с пониженным содержанием K_2O в целом по области увеличилась с 66% в 2011 г. до 73% в 2015 г. При этом четко прослеживается связь деградации пахотных почв по содержанию подвижного калия с количеством применяемых калийных удобрений.

Таблица 8. Распределение почв сельскохозяйственных угодий Брянской области по содержанию подвижного калия (01.01.2016 г.)

Угодья	Обследовано, тыс. га/%	Распределение почв по содержанию подвижного калия, тыс. га/%						Средневзвешенное содержание, мг/кг
		очень низкое (<40 мг/кг)	низкое (41-80 мг/кг)	среднее (81-120 мг/кг)	повышенное (121-170 мг/кг)	высокое (171-250 мг/кг)	очень высокое (> 250 мг/кг)	
Пашня	1088/100	176,3/16	356,5/33	257,2/24	157,2/14	111,4/10	29,4/3	98
Сенокосы	182,7/100	54,73/30	79/43	27,9/15	10,56/6	7,15/4	3,38/2	67
Пастбище	242,5/100	73,3/30	109,3/45	29,76/12	15,98/7	8,8/4	5,32/2	71

Почвы сенокосов и пастбищ в области в целом можно отнести к низкообеспеченным калием. Средневзвешенное его содержание в почвах этих угодий составляет 67 и 71 мг/кг почвы.

Рисунок 5 – Динамика внесения калийных удобрений и средневзвешенного содержания подвижного калия в почвах пахотных угодий.

Эффективность применения минеральных удобрений на пашне. Под урожай 2015 г. в среднем по области было внесено 82,2 кг/га д.в. минеральных удобрений, в том числе 55,4 кг азотных, 11,3 кг фосфорных и 15,5 кг калийных.

Расчеты эффективности применения минеральных удобрений отражает уровень химизации земледелия в области и сбалансированность вносимых питательных элементов. Минеральными

туками было удобрено 65% посевных площадей (408,2 тыс. га). Средняя продуктивность пашни в 2015 г. составила 2,38 тыс. корм. ед., при этом в 3 районах она не превышала 1 тыс. корм. ед. (Таблица 9). Прибавка урожая от внесения удобрений составила 0,44 тыс. корм. ед./га, или 19% полученного урожая. Окупаемость 1 кг внесенных питательных веществ достигла 5,4 корм. ед., тогда как в 2014 г. она составила 4,8 корм. ед. В среднем она составила 96% от норматива, но в Суражском районе не превышала 49%, в Мглинском – 51%.

В 5 районах, где в почву было внесено менее 30 кг/га д.в. минеральных удобрений прибавка урожая составила всего 10-120 корм. ед. га. То есть урожай формировался только благодаря использованию скудного естественного плодородия почвы, естественно, что при таком низком уровне применения удобрений ожидать высокую продуктивность посевов невозможно. В то же время в хозяйствах Брянского, Выгоничского, Жирятинского, Погарский, Севского, Комаричского, Стародубского, Суземского районов, где вносили от 60 до 171 кг д.в. минеральных удобрений, средняя эффективность применения минеральных удобрений составила 100% и более 100 % от и достигла 6,2-10,3 корм. ед./кг д.в.

Таблица 9 – Эффективность применения минеральных удобрений на пашне (на посевной площади)

Район	Посевная площадь, га	Продуктивность пашни, тонн. корм. ед./га				Внесено удобрений, кг д.в./га		Оплата 1 кг NPK, корм. ед.		Окупаемость удобрений урожаем, % от норматива	
		всего		в том числе за счет удобрений							
		2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.
Брасовский	36069	3,14	2,30	0,36	0,28	76	64	4,7	4,4	87	83
Брянский	24404	2,81	2,77	0,36	0,45	70	72	5,1	6,2	94	117
Выгоничский	17365	2,71	5,16	0,62	1,76	161	171	3,9	10,3	56	124
Гордеевский	21074	1,21	1,39	0,08	0,12	21	26	3,8	4,6	78	121
Дубровский	19828	1,16	1,39	0,11	0,16	41	41	2,7	3,9	50	70
Жирятинский	14335	2,76	3,89	0,57	1,03	129	158	4,4	6,5	77	116
Жуковский	13610	1,44	1,68	0,10	0,27	33	74	3,0	3,6	56	66
Злынковский	7588	0,94	1,19	0,02	0,03	7	9	2,9	3,3	59	66
Карачевский	16737	2,64	1,88	0,38	0,26	75	71	5,1	3,7	94	67
Клетнянский	11312	1,04	1,47	0,18	0,40	40	83	4,5	4,8	69	79
Климовский	35506	2,03	2,11	0,39	0,56	103	128	3,8	4,4	68	79
Клинцовский	15355	1,92	2,20	0,06	0,28	15	52	4,0	5,4	78	102
Комаричский	48164	4,11	3,43	0,54	0,57	63	82	8,6	7,0	100	146
Красногорский	18614	0,66	0,70	0,03	0,03	8	9	3,8	3,3	78	67
Мглинский	25533	1,19	1,07	0,15	0,23	61	82	2,5	2,8	32	51
Навлинский	13583	1,99	2,47	0,47	0,64	90	160	5,2	4,0	88	68
Новозыбковский	23316	0,98	0,91	0,03	0,05	8	15	3,8	3,3	78	66
Погарский	37124	2,13	2,33	0,29	0,48	65	75	4,5	6,4	78	108
Почепский	48925	1,57	1,91	0,13	0,42	55	76	2,4	5,5	44	89
Рогнединский	16394	1,68	1,67	0,18	0,30	58	83	3,1	3,6	57	63

Район	Посевная площадь, га	Продуктивность пашни, тонн. корм. ед./га				Внесено удобрений, кг д.в./га		Оплата 1 кг NPK, корм. ед.		Окупаемость удобрений урожаем, % от норматива	
		всего		в том числе за счет удобрений							
		2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.	2014 г.	2015 г.
Севский	37017	376	4,42	0,80	0,55	113	60	7,1	9,2	100	188
Стародубский	41885	3,40	3,77	0,51	0,95	90	118	5,7	8,1	100	145
Суземский	13633	4,37	3,78	1,32	0,94	129	116	10,2	8,1	100	150
Суражский	17526	1,15	1,20	0,13	0,26	36	92	3,6	2,8	63	49
Трубчевский	35559	2,11	1,98	0,45	0,55	94	127	4,8	4,3	86	74
Унечский	12955	1,54	1,82	0,08	0,37	32	84	2,5	4,4	45	77
По области:	630140	2,23	2,38	0,32	0,44	67	82	4,8	5,4	87	96

Расчет получения урожая в том числе за счет удобрений определяется по формуле

У х Д / 100, где

У- урожайность сельскохозяйственных культур

Д- доля участия удобрений в урожае.

Высокую целесообразность применения минеральных удобрений на пашне в 2015 г. продемонстрировали передовые хозяйства Стародубского района. Доля удобрений в урожае в этих предприятиях составляла 20-43%, а их окупаемость 102-228% от норматива (Таблица 10).

Таблица 10 – Эффективность применения минеральных удобрений на пашне в сельхозпредприятиях Стародубского района Брянской области

Наименование	Норма внесения, кг/га д.в.	Продуктивность, ц/га. корм. ед.		Оплата 1 кг NPK		
		всего	за счет удобрений	фактическая	нормативная	% от норматива
ТнВ «Авангард»	101	67,2	13,4	13,3	5,3	200
К-з им. Правды	121	49	13,2	11,0	6,1	180
К-з Память Ленина	133	65,3	15	11,3	5,5	205
ТнВ «Красный Октябрь»	234	73,7	31,7	13,5	5,9	228
ООО «Меленский картофель»	442	75,6	28,7	6,5	6,4	102
ООО «Русское молоко»	161	53	16,4	10,2	6,5	156

Нормативная оплата 1 кг NPK разная в связи с тем, что расчет производился по различным сельскохозяйственным культурам.

Анализ эффективности применения минеральных удобрений показал, что без системы мер, направленных на возврат в почву отчуждаемых с урожаем питательных веществ, восстановить утраченное плодородие невозможно. Эта система мер предусматривает проведения комплекса агрохимических работ, включающих ежегодное увеличения объемов применения органических, минеральных удобрений, известкования, фосфоритования, расширения доли многолетних кормовых культур в структуре посевных площадей.

Важный резерв экономного расходования минеральных удобрений без снижения их эффективности – дробное внесение по результатам почвенной и растительной диагностики, прикорневое (локальное) внесение, которое позволяет повысить коэффициент использования элементов питания из азотных и калийных туков на 10-15%, фосфорных – на 5-10%.

Необходимо развернуть работу по ускоренному воспроизводству гумуса, для чего максимально использовать запасы навоза, навозных стоков, торфа и сидератов, расширить посевы зернобобовых культур и многолетних бобовых трав с 1-годичным использованием.

Совершенно очевидно, что в перспективе рост валовых сборов сельскохозяйственной продукции будет обеспечиваться не только увеличением доз применяемых удобрений, но и повышением общей культуры земледелия, применением научно-обоснованных технологий выращивания, комплекса мелиоративных мероприятий, внедрения новых сортов. Все это не снижает, а повышает роль удобрений, как важнейшего фактора земледелия.

Баланс элементов питания на пашне Брянской области в 2015 г. за исключением азота сложился отрицательным, что свидетельствует о недостаточном использовании минеральных и органических удобрений (таб. 11). При этом эффективность применения минеральных удобрений на пашне под сельскохозяйственные культуры за исключением овощных составило более 100 %. (Таблица 12).

В Брянской области до сих пор не потеряла своей актуальности проблема снижения негативных последствий Чернобыльской катастрофы, решение которой требует значительных усилий и финансовых затрат. При этом большое внимание следует уделять экономическому обоснованию защитных мер. Они должны быть направлены как на уменьшение поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию, так и на снижение ее себестоимости и повышение качества.

Таблица 11 – Баланс элементов питания и органического вещества на пашне сельхозпредприятий Брянской области в 2015 г., кг/га

Район	Продук-ть пашни, тыс. корм.ед./га	Азот			Фосфор			Калий			Органическое вещество			Кальций		
		приход	расход	±	приход	расход	±	приход	расход	±	приход	расход	±	приход	расход	±
Брасовский	2,30	48	62	-14	9	27	-18	10	65	-55	211	797	-586	1	172	-171
Брянский	2,77	69	69	0	18	33	-15	26	78	-52	313	764	-451	12	472	-460
Выгоничский	5,16	92	106	-14	39	49	-10	42	131	-89	99	1136	-1037	1	1862	-1861
Гордеевский	1,39	28	34	-6	3	15	-12	7	36	-29	220	567	-347	3	159	-156
Дубровский	1,39	25	32	-7	8	16	-8	10	38	-28	212	593	-381	0	223	-223
Дятьковский	0,75	2	20	-18	0	8	-8	0	18	-18	253	504	-251	0	158	-158
Жирятинский	3,89	85	94	-9	26	42	-16	50	105	-55	178	790	-612	1	753	-752
Жуковский	1,68	76	41	35	17	17	0	19	44	-25	300	562	-262	12	319	-307
Злынковский	1,19	3	32	-29	3	13	-10	5	32	-27	235	662	-427	1	133	-132
Карачевский	1,88	53	45	8	13	21	-8	15	50	-35	219	697	-478	4	289	-285
Клетнянский	1,47	55	31	24	15	13	2	15	35	-20	150	385	-235	0	487	-487
Климовский	2,11	78	51	27	21	20	1	32	54	-22	222	549	-327	1	483	-482
Клинцовский	2,20	52	52	0	18	23	-5	19	57	-38	350	685	-335	12	360	-348
Комаричский	3,43	54	84	-30	12	40	-28	19	99	-80	202	943	-741	1	412	-411
Красногорский	0,70	4	17	-13	3	7	-4	4	18	-14	165	456	-291	1	102	-101
Мглинский	1,07	70	22	48	9	10	-1	9	25	-16	180	386	-206	2	405	-403
Навлинский	2,47	69	59	10	31	25	6	60	66	-6	163	710	-547	0	403	-403
Новозыбковский	0,91	12	22	-10	8	10	-2	12	23	-11	244	534	-290	5	146	-141
Погарский	2,33	51	53	-2	15	23	-8	24	61	-37	180	598	-418	4	589	-585
Почепский	1,91	64	41	23	7	19	-12	8	49	-41	183	474	-291	1	634	-633
Рогнединский	1,67	71	36	35	6	17	-11	6	43	-37	190	585	-395	0	343	-343
Севский	4,42	52	117	-65	9	60	-51	6	139	-133	210	844	-634	2	178	-176
Стародубский	3,77	91	90	1	25	39	-14	39	98	-59	312	757	-445	14	563	-549
Суземский	3,78	93	106	-13	18	63	-45	16	143	-127	238	829	-591	4	223	-219
Суражский	1,20	82	27	55	8	12	-4	9	30	-21	210	385	-175	3	379	-376
Трубчевский	1,98	106	46	60	12	21	-9	14	52	-38	178	454	-276	2	597	-595
Унечский	1,82	52	41	11	16	17	-1	22	46	-24	205	512	-307	2	511	-509
По области:	*2,38*	*61*	*57*	*4*	*13*	*26*	*-13,3*	*19*	*66*	*-46,7*	*215*	*649*	*-434*	*3*	*437*	*-434*

Таблица 12 – Эффективность внесенных удобрений под сельскохозяйственные культуры в сельскохозяйственных предприятиях Брянской области в 2015 г.

Показатель	Зерновые (всего)	Пшеница	Сахарная свекла	Лен-долгунец (волокно)	Картофель	Овощи
Внесено минеральных удобрений, кг д.в./га посева	64	81	315	96	498	191
Урожайность, ц/га	28,5	29,7	340,1	13,0	295,6	241,6
Окупаемость 1 кг д.в. NPK, кг: нормативная	3,9	3,9	17,0	1,1	22,0	51,0
фактическая	5,5	5,9	31,5	2,6	22,6	22,0
Эффективность, %	141	151	185	236	103	43
Стоимость нормы внесения, руб./га*	2173,5	2750,9	10698,0	3260,3	16913,1	6486,7
Стоимость продукции, полученной за счет удобрений, руб./га	2615,2	4090,3	28429,8	2228,1	90443,7	164359,8
Окупаемость 1 руб. затрат на удобрения, руб.	1,20	1,49	2,66	0,68	5,35	25,3
Стоимость продукции, руб./т	7471,98	8521,37	2863,03	8912,36	8053,76	39133,33

*стоимость 1 т NPK – 33962 руб.

В наших исследованиях применение новых видов комплексных удобрений на основе фосфоритов Полпинского месторождения в полевом опыте на дерново-подзолистой супесчаной почве СПК «Заречье» (Новозыбковский р-н) позволило увеличить продуктивность пашни в звене севооборота (озимая рожь, овёс с подсевом многолетних трав, травы I года пользования, травы II года пользования) на 21-31 ц/га зерн.ед. что в 1,2-1,4 раза выше, чем в контроле (Таблица 13). Расчет экономической эффективности показал, что лучшие результаты обеспечивает применение борофоски, приготовленной на основе хлористого калия. Условно чистый доход при ее использовании составил 2,5 руб. на 1 руб. затрат. Несколько ниже был эффект от внесения борофоски, в состав которой входил калий электролитный – 2,2 руб. на 1 руб. затрат. Наиболее затратным стало применение азофоски (условно чистый доход 1,3 руб. на 1 руб. затрат).

Таблица 13 – Экономическая и радиационная оценка применения новых комплексных удобрений в звене севооборота (СПК «Заречье», Новозыбковский р-н), 2004-2009 гг.

Вариант	Общие затраты на применение удобрений, руб./га	Продуктивность звена севооборота, тыс. зерн. ед./га	Прибавка урожая к контролю ц/га. зерн. ед.	Стоимость прибавки, руб./га	Условно чистый доход, руб.		Коэффициент накопления ^{137}Cs в зеленой массе многолетних трав	Кратность снижения, раз
					на 1 га	на 1 руб. затрат		
Контроль (без удобрений)	—	8,4	—	—	—	—	0,068	
$N_{80}P_{80}K_{80}$ (аммиачная селитра + суперфосфат + хлористый калий)	5175	10,5	21	9450	4275	1,83	0,046	1,5
$N_{80}P_{80}K_{80}$ (азофоска)	6500	10,3	19	8550	2050	1,32	0,059	1,2
$P_{80}K_{80}B_{0,5}$ (борофоска с калием электролитным)	4260	10,5	21	9450	5190	2,22	0,022	3,1
$N_{80}P_{80}K_{80}B_{0,5}$ (нитроборофоска с калием электролитным)	6116	11,0	26	11700	5584	1,91	0,041	1,7
$P_{80}K_{80}B_{0,5}$ (борофоска с калием хлористым)	4860	11,1	27	12150	7290	2,50	0,043	1,6
$N_{80}P_{80}K_{80}B_{0,5}$ (нитроборофоска с калием хлористым)	6716	11,5	31	13950	7234	2,08	0,038	1,8

По эффективности снижения поступления цезия-137 в растениеводческую продукцию (зеленая масса многолетних трав) более предпочтительна борофоска, изготовленная на основе калия электролитного, при использовании которой оно уменьшилось в 3,1 раза. На втором месте по величине этого показателя находится нитроборофоска на основе хлористого калия и калия электролитного (кратность снижения 1,8 и 1,7 раза). Наименьший эффект обеспечило применения азофоски – поступление цезия-137 снизилось в 1,2 раза.

Сравнительный анализ экономической и радиологической эффективности использования разных агрохимических средств при возделывании многолетних трав на испытательных полигонах МУП СХП «Дубенецкий» (№1) и МУП МТС «Красногорская» (№2) Красногорского района показал, что наиболее предпочтительная форма

минерального удобрения на нагрязненных ^{137}Cs сельскохозяйственных угодьях - «Борофоска гранулированная» (Таблица 14). В производственных условиях полигона № 1 её применение в трех различных дозах обеспечило условно чистый доход 3,11-3,33 руб. на 1 руб. затрат при максимальном снижении цезия-137 в урожае многолетних трав в 5-8 раз к контролю. На полигоне № 2 при одноразовом внесении «Борофоски» в дозе $P_{130}K_{208}B_{3,2}$ без ежегодной подкормки азотом условно чистый доход за 3 года составил 1,82 руб. на 1 руб. затрат с максимальным снижением поступления ^{137}Cs в растительную массу в 4,8 раза. Новая удобрительная смесь (нитроборофоска) обеспечила в условиях второго полигона получение условно чистого дохода 1,9 руб. на 1 руб. затрат при снижении накопления цезия-137 в травах в 3,3 раза. На обоих полигонах от применения «Борофоски гранулированной» и нитроборофоски получен зеленый корм, в большей мере отвечающий санитарно-гигиеническим нормативам.

Таблица 14 – Экономическая и радиационная эффективность применения агрохимических средств на многолетних травах

Вариант	Общие дополнительные затраты, руб./га	Суммарная урожайность, тыс. корм. ед./га	Прибавка, ц/га корм. ед.	Стоимость прибавки, руб./га	Условно чистый доход, руб.		$K_н$ ^{137}Cs в зеленой массе трав	Кратность снижения, раз
					на 1 га	на 1 руб. затрат		
	полигон № 1, МУП СХП «Дубенецкий» Красногорского р-на, 2008-2011 гг.							
Контроль (без удобрений)	—	7,43	—	—	—	—	0,118	—
N_{70} – фон	3685	12,94	55,1	22040	18355	5,98	0,097	1,2
Фон + $P_{70}K_{112}B_{1,8}$ (борофоска)	12434	17,77	103,4	41360	28926	3,33	0,023	5,1
Фон + $P_{100}K_{160}B_{2,5}$ (борофоска)	16358	20,16	127,3	50920	34562	3,11	0,017	6,9
Фон + $P_{130}K_{208}B_{3,2}$ (борофоска)	20340	23,67	162,4	64960	44620	3,19	0,014	8,4
Фон + K_{120} (калий хлористый)	6129	15,44	80,1	32040	25911	5,23	0,050	2,4
Фон + K_{180} (калий хлористый)	7587	16,59	91,6	36640	29053	4,83	0,035	3,4
Фон + сапропель $(CaCO_3 + MgO)_{5840}$	13330	15,27	78,4	31360	18030	.2,35	0,061	1,9
Фон + известняковая мука $(CaCO_3 + MgO)_{5840}$	10940	14,93	75,0	30000	19060	2,74	0,064	1,8
Фон + фосфоритная мука $(Рф_{10}CaO_{20})$	8743	134,0	59,7	23880	15137	2,73	0,077	1,5
	полигон № 2, МУП МТС «Красногорская» Красногорского р-на, 2009-2011 гг.							
Контроль (без удобрений)	—	70,6	—	—	—	—	0,100	—

Вариант	Общие дополнительные затраты, руб./га	Суммарная урожайность, тыс. корм. ед./га	Прибавка, ц/га корм. ед.	Стоимость прибавки, руб./га	Условно чистый доход, руб.		$K_н$ ^{137}Cs в зеленой массе трав	Кратность снижения, раз
					на 1 га	на 1 руб. затрат		
Сапропель $(CaCO_3+MgO)_{5840}$	6480	89,3	18,7	7480	1000	1,15	0,048	2,1
Мел $(CaCO_3+MgO)_{6800}$	11000	94,5	23,9	9560	-1440	0,87	0,042	2,4
Известняковая мука $(CaCO_3+MgO)_{5840}$	6020	96,0	25,4	10160	4140	1,69	0,039	2,6
Борофоска $[P_{100}K_{160}B_{2,5}+(CaCO_3)_{260}\ MgO_{26}]$	15502	141,1	70,5	28200	12698	1,82	0,021	4,8
Нитроборофоска $[N_{78}\ P_{130}K_{208}B_{3.2}+(CaCO_3)_{260}\ MgO_{26}]$	16100	147,2	76,6	30640	14540	1,90	0,030	3,3
Kx_{180} (хлористый калий)	4502	101,2	30,6	12240	7738	2,72	0,040	2,5
$N_{78}+Pф_{130}+Kx_{180}$	13294	123,9	53,3	21320	8026	1,60.	0,034	2,9

В сравнении с применением «Борофоски», внесение хлористого калия в повышенных дозах с экономической точки зрения более рентабельно. Его использование на фоне азотной подкормки многолетних трав обеспечило условно чистый доход 4,8-5,2 руб. на 1 руб. затрат, без внесения азотных удобрений — 2,7 руб. на 1 руб. Однако этот прием снижал поступления цезия-137 в травостой в среднем только в 2,4-3,4 раза.

Применение известковых материалов (сапропеля и известняковой муки) на фоне ежегодного внесения азотных удобрений также обеспечило рентабельное производство зеленого корма − условно чистый доход составил 2,4-2,7 руб. на 1 руб. затрат (полигон №1). Однако использование этих агрохимических средств снижало удельную активность выращенной продукции лишь в 1,8-1,9 раза. В варианте с внесением фосфоритной муки ежегодной азотной подкормкой условно чистый доход составил 2,7 руб. на 1 руб. затрат при кратности снижения накопления цезия-137 в травостое в 1,5 раза.

Самую высокую прибавку урожая при низкой стоимости затрат и наибольшую их окупаемость − около 6 руб. на 1 руб. затрат обеспечило ежегодное внесение аммиачной селитры, но содержание ^{137}Cs в этом варианте оставалось практически на уровне контроля.

Выводы. Таким образом, в результате проведенных исследований установлено, что максимальный уровень большинства показателей плодородия почвы в Брянской области был, достигнут в 1991-1995 гг. благодаря применению высоких доз мелиорантов, минеральных и органических удобрений. После этого они начали снижаться Указанные процессы происходят на фоне отрицательного баланса большинства элементов минерального питания в земледелии области. В частности в

2015 г. по фосфору он составил минус 13,3 кг/га, по калию – минус 46,7 кг/га. В таких условиях резко повышается значимость использования минеральных удобрений в научно обоснованных дозах. При внесении от 60 до 171 кг д.в. минеральных удобрений, средняя эффективность их применения превышала нормативные показатели и достигала 6,2-10,3 корм. ед./кг д.в.

Для одновременного решения проблем повышения продуктивности посевов и обеспечения производства сельскохозяйственной продукции, соответствующей нормам радиационной безопасности, на территориях подвергшихся заражению в результате аварии на Чернобыльской АЭС целесообразно применять современные комплексные удобрения. Например, внесение «Борофоски гранулированной» позволяет значительно снизить поступление цезия-137 в растения, в сравнении с традиционными агрохимическими мероприятиями (известкование, фосфоритование, калиевание).

Список литературы

1. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв сельскохозяйственного назначения. М.,2003.
2. Прудников П. В. Использование агрономических руд и новых комплексных минеральных удобрений на радиоактивно загрязненных почвах. Брянск: Издательство ГУК «Клинцовская городская типография». 2012. 296 с.
3. Агрохимическое и агроэкологическое состояние почв Брянской области/П. В. Прудников, С. В. Карпеченко, А. А. Новиков, Н.Г. Поликарпов. Брянск: Издательство ГУК «Клинцовская городская типография». 2007. 608 с.
4. Справочная книга по химизации сельского хозяйства / под ред. В. М. Борисова. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Колос, 1980 г.
5. Кирюшин В. И. Технологическая модернизация земледелия России: предпосылки и условия // Земледелие. 2015. №6. С. 6-10.
6. Испытание новых мелиорантов на радиоактивно загрязненных территориях Брянской области/П.В. Прудников, Н.И. Санжарова, С.П. Прудников // Агрохимический вестник. 2010 г. №2. С. 15-19.
7. Изменение радиационной обстановки в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС / Н.И. Санжарова // Агрохимический вестник. 2010. № 2. С. 6-9.
8. Агрохимическое и агроэкологическое состояние почв, эффективность применения средств химизации и новых комплексных удобрений в Брянской области / П.А. Чекмарев, П.В. Прудников // Достижение науки и техники АПК. 2016. №7. С. 24-33.

УДК 631.95:539.163:614.73

ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ, РОССИИ И УКРАИНЫ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Н. И. Санжарова [(1)], С. В. Фесенко [(2)], Н. Н. Цыбулько [(3)], В. А. Кашпаров [(4)], А. В. Панов [(1)], А. Н. Переволоцкий [(1)]

[(1)] Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация
[(2)] Международное агентство по атомной энергии, Вена
Австрия
[(3)] Департамента по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС МЧС Республики Беларусь, Минск
Республика Беларусь
[(4)] Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, Киев
Украина

DYNAMICS OF CHANGES IN RADIATION SITUATION OF THE TERRITORIES OF BELARUS, RUSSIA AND UKRAINE AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

N. I. Sanzharova [(1)], S. V. Fesenko [(2)], N. N. Tsybulko [(3)], V. A. Kashparov [(4)], A. V. Panov [(1)], A. N. Perevolotsky [(1)]

[(1)] Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation
[(2)] International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
[(3)] MES of Belarus, Minsk, Belarus
[(4)] Ukrainian Research Institute for Agricultural Radiology, Kyiv, Ukraine

Формирование зон радиоактивного загрязнения после аварии на ЧАЭС. Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. привела к выбросу в окружающую среду большого количества радионуклидов из числа продуктов деления, наведенных радионуклидов и невыгоревшего топливного материала - ($1.85 \cdot 10^{18}$ Бк, 50 МКи). В 2008 г. в рамках Чернобыльского форума была сделана переоценка, и объем выпавшего на территории бывшего СССР увеличен до 80 ПБк [1]. Из 64 ТБк (1,7 МКи), суммарной активности ^{137}Cs, выпавшего на территорию Европы в 1986 г., на Беларусь пришлось 23%, Российскую Федерацию 35% и Украину 18% [2].

Таблица 1 – Загрязнение территории Беларуси, России и Украины

Страна	Плотность загрязнения, кБк/м^2			
	37-185	185-555	555-1480	>1480
Российская Федерация	49 800	5 700	2 100	300
Беларусь	29 900	10 200	4 200	2 200
Украина	37 200	3 200	900	600

В составе аварийного выброса было представлено большое количество короткоживущих радионуклидов, а долгоживущие радионуклиды составляли небольшую часть. В первый период после аварии наибольшую опасность представлял радионуклид ^{131}I, а в последующее время ^{137}Cs и для зоны, прилегающей к площадке ЧАЭС, ^{90}Sr, ^{241}Am и ^{241}Pu. Основным нуклидом, с точки зрения радиационной опасности в чернобыльских выпадениях был ^{137}Cs. Общий выброс ^{137}Cs оценен как $8{,}5\cdot10^{16}$ Бк, а ^{134}Cs – $4.7\cdot10^{16}$ Бк. В силу специфики чернобыльского выброса роль биологически подвижного ^{90}Sr, как источника радиационной опасности существенно меньше (оно относительно значимо в ряде районов Украины и Белоруссии). Выброс ^{90}Sr был равен $2.3\cdot10^{17}$ Бк. Роль большого числа относительно биологически инертных коротко - и среднеживущих радионуклидов, например, таких как ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{141}Ce, ^{144}Ce, в экологическом плане ограничивалась лишь первым годом после аварии. Особое место занимает выпадение короткоживущего ^{131}I ($T_{1/2}$ = 8 дней). Основной путь миграции этого радионуклида – сельскохозяйственная цепочка выпадения – корм животных – молоко - организм человека (с молоком в него поступило до 80% накопленного в организме ^{131}I). Аварийный выброс ^{131}I был равен $2.7\cdot10^{17}$ Бк (7.3 МКи). Радионуклиды Pu, сосредоточенные в основном в ближней зоне ЧАЭС, как очень инертные в сельскохозяйственных цепочках переноса, не имеют большого радиологического значения (вне 30-км зоны).

Основными факторами, повлиявшими на формирование зон радиоактивного загрязнения, являлись форма радиоактивных выпадений и погодные условия. Радионуклиды в выбросах находились в газообразной форме, а также в виде конденсированных или топливных частиц. Химическая и физическая формы радионуклидов в выбросах определялись летучестью их соединений и условиями внутри реактора. Изотопы инертных газов и йод находились в газообразной форме. Основными летучими радионуклидами в выпадениях являлись также ^{129m,132}Tl, ^{131,133}I, ^{134,136,137}Cs. Топливные частицы составляли наиболее важную часть выброса вблизи ЧАЭС. ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{99}Mo, ^{141,144}Ce, ^{154,155}Eu, ^{237,239}Np, $^{238\text{-}242}$Pu, ^{241,243}Am и ^{242,244}Cm были выброшены только в виде топливных частиц [1]. Более 90% активности ^{89,90}Sr и ^{103,106}Ru также находилось в топливных частицах. Форма радионуклидов в выбросе определялась расстоянием их атмосферного переноса. Газообразные радионуклиды и конденсированные частицы размером менее микрона распространялись на тысячи километров от ЧАЭС [3-8].

Дифференциация частиц радиоактивных выпадений по массе определила более быстрое осаждение радионуклидов, и, соответственно, наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения, непосредственно вблизи Чернобыльской АЭС [7]. В лесных насаждениях 10-км зоны плотность загрязнения в 1987-1988 гг. достигала: по ^{144}Ce и ^{106}Ru – до 37000 кБк/м^2, ^{90}Sr – до 7400 кБк/м^2, ^{137}Cs – до 18500 кБк/м^2, ^{134}Cs – до 9500 кБк/км^2, а суммарная поверхностная активность β-излучающих радионуклидов – до 111000 кБк/м^2 [9-11]. В наиболее общем случае, снижение суммарной плотности загрязнения происходило пропорционально удалению от источника выброса, аналогичная закономерность наблюдалась и при формировании ВУРСа [8].

Таблица 2 – Радионуклидный состав загрязнения почв лесных БГЦ 30-км зоны ЧАЭС и Среднерусской возвышенности, % (по данным на 1986 г. [11])

Регион	^{131}I	^{103}Ru	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs	^{95}Zr-+ ^{95}Nb	^{140}La+ ^{140}Ba	^{141}Ce	^{144}Ce	^{90}Sr
Среднерусская возвышенность (на 23.05.1986 г.)										
Брянская обл. РФ	25.0	25.5	-	13.2	25.0	2.7	7.8	-	-	0.8
Калужская обл. РФ	24.6	24.8	-	14.1	26.1	1.8	8.1	-	-	0.5
Тульская обл. РФ	20.9	33.6	-	12.5	24.0	1.9	6.5	-	-	0.6
30-км зона отчуждения ЧАЭС, Украина (на 10.05.1986 г.)										
5-10 км	5.5	14.1	3.5	0.7	1.2	40.1	5.1	15.1	13.1	1.7
10-30 км	38.4	13.8	3.7	2.6	4.7	21.7	-	7.8	6.5	0.8

Формирование зон радиоактивного загрязнения зависело от погодных условий. 26 апреля 1986 г. воздушные массы передвигались на запад и северо-запад. В последующие дни направление движения воздушных масс изменилось на юго-восточное. Таким образом, динамичные погодные условия привели к формированию нескольких радиоактивных следов, различающихся как протяженностью, так и радионуклидным составом. Дополнительные коррективы в формирование зон загрязнения вносили атмосферные осадки. Выпадение дождя и вымывание являются важными механизмами переноса радиоактивности на земную поверхность. Дождевые осадки определили более высокие уровни загрязнения и гетерогенность радиоактивных выпадений. Прохождение интенсивных атмосферных осадков на юго-востоке Могилевской и западе Брянской области определили достаточно высокие плотности загрязнения почвы на отдельных участках этого региона [2, 12].

Аварийный выброс радиоактивных веществ был растянут во времени (с 26 апреля по 10 мая), что обусловило сложную конфигурацию радиоактивных следов на местности. Каждый из следов характеризовался специфическими особенностями состава выпавших радионуклидов и их физико-химической формы, что имело важное

радиологическое значение для организации последующих реабилитационных работ по ликвидации последствий аварии. Выделяют три основных зоны прохождения чернобыльских радиоактивных облаков: центральную, северо-северо-восточную и северо-восточную. В состав центральной зоны входит ближняя зона, в основном расположенная западнее и северо-западнее ЧАЭС. Зоны с наиболее высокими уровнями загрязнения сконцентрированы в радиусе до 200-300 км от ЧАЭС, максимальные уровни зарегистрированы в 30-км зоне – более 1500 кБк/м^2 по ^{137}Cs. Северо-северо-восточная зона загрязнения (на расстоянии до 200 км) сформировалась в основном в результате радиоактивных выпадений в период 26-29 апреля 1986 г. Северо-западная зона аварийных выпадений (на расстоянии до 500 км) была образована в конце апреля - начале мая 1986 г., плотности загрязнения территорий ^{137}Cs в ней, как правило, не превышают 600 кБк/м^2. За пределами этих наиболее загрязненных территорий находится довольно много районов с плотностью выпадений ^{137}Cs 37-200 кБк/м^2.

Динамика изменения радиационной обстановки. Первые ориентировочные карты плотности радиоактивного загрязнения территории ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu были подготовлены в июле 1986 года. В дальнейшем проводилась поэтапная детализация и уточнение карт с учетом пятнистой структуры радиоактивного загрязнения территорий. В 1986-1987 годах основные работы проводились на территориях в пределах изолинии 15 Ки/км^2 (555 кБк/м^2) по ^{137}Cs. К 1990 году география обследований расширилась до изолинии 1 Ки·км$^{-2}$ (37 кБк/м^2). Официальные оценки Госкомгидромета СССР площадей радиоактивного загрязнения ^{137}Cs были получены на основании совокупности данных радиационного мониторинга к 1990 году [13].

Таблица 3 – Площади радиоактивного загрязнения территории Беларуси, России и Украины (тыс. км^2), загрязненных ^{137}Cs

Республика	Общая площадь, тыс. км^2	Плотность загрязнения, кБк·м$^{-2}$				Всего
		37-185	185-555	555-1480	>1480	
РСФСР (Европейская часть)	3 800.00	39.28	5.45	2.13	0.31	47.17
БССР	210.00	29.92	10.17	4.21	2.15	46.45
УССР	600.00	34.00	1.99	0.82	0.64	37.45
Всего по СССР	4610.00	103.20	17.61	7.16	3.10	131.07

В 1998 году в кооперации с Комиссией европейских сообществ был создан Атлас радиоактивного загрязнения территории Европы [2]. Сравнение оценок площадей радиоактивного загрязнения 1990 и 1998 годов показывает их близость между собой. Исключение составляет зона с плотностью загрязнения 37-185 кБк/м^2 в России. Дополнительные обследования выявили еще около 12 тыс. км^2

территорий в удаленных областях России с плотностью ^{137}Cs преимущественно от 37 до 100 кБк/м^2.

Таблица 4 – Площадь территорий Беларуси, России и Украины (тыс. км^2), загрязненных ^{137}Cs после Чернобыльской аварии по состоянию на 10.05.1986 г. (оценки 1998 г. [2])

Страна	Общая площадь, тыс. км^2	Плотность загрязнения, кБк/м^2					Всего
		40-100	100-185	185-555	555-1480	>1480	
Россия (Европейская часть)	3 800.00	44.00	7.20	5.90	2.20	0.46	59.80
Беларусь	210.00	21.00	8.70	9.40	4.40	2.60	46.10
Украина	600.00	29.00	4.30	3.60	0.73	0.56	38.20*

*- 42.8 тыс. км^2 по данным Национального доклада 2006 года, при том, что 53 тыс. км^2 отнесены к зонам радиоактивного загрязнения

Относительная стабильность во времени показателя плотности загрязнения территории населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий, лесных массивов долгоживущими радионуклидами (в первую очередь ^{137}Cs) привели к тому, что референтные значения плотности загрязнения были использованы в качестве основного критерия радиационной безопасности, наряду с дозой облучения населения. Это было закреплено в законах трех стран в форме граничных величин для зон загрязнения и использовано при стратегическом планировании мер радиационной и социальной защиты населения [14-16].

За счет физического распада происходит изменение радиационной обстановки при этом темпы сокращения площадей, загрязненных выше 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2), довольно существенно различаются между странами. Если в Беларуси к 2006 году сокращение общей площади территории, загрязненной выше 1 Ки/км^2, произошло в 1.2 раза (по отношению к 1986 г.), то в России - в 2 раза, и в Украине - в 1.7 раза. К 2016 году (один период полураспада ^{137}Cs) сокращение общей площади составит соответственно 1.5; 2.9 и 2.7 раза [17-18]. В отдаленной перспективе, к 2046 году (2 периода полураспада ^{137}Cs), сокращение площадей с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 1 Ки/км^2 (37 кБк/м^2) в трех странах по отношению к 1986 году составит соответственно 2,4; 5 и 7 раз. Сокращение загрязненной территории за счет миграционных процессов ^{137}Cs существенно менее значимо по сравнению с радиоактивным распадом.

Беларусь. В результате аварии на ЧАЭС загрязнению ^{137}Cs подверглось 46,5 тыс. км^2 территории Беларуси в 6 административных областях (по данным на 1991 г., впоследствии площадь увеличена и составляет 48 тыс. кв. км). Уровни загрязнения территории ^{90}Sr выше 5.5 кБк/м^2 обнаружены на площади 21.1 тыс. км^2 в Гомельской и Могилевской областях. Загрязнение территории изотопами $^{238,239+240}Pu$ с плотностью более 0.37 кБк/м^2 охватывало около 4,0 тыс. км^2. Эти территории находятся преимущественно в 5 районах Гомельской области и Чериковском районе Могилевской области.

С 1986 по 2013 год в результате радиоактивного распада площади с уровнем загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2), уменьшилась с 46.5 до 30.1 тыс. км^2 или в 1.6 раза. Из общей загрязненной площади 20,86 тыс. км^2 (69%) имеет плотность 37-185 кБк/м^2 (1-5 Ки/км^2), 6.60 тыс. км^2 (22%) − 185-555 кБк/м^2 (5-15 Ки/км^2) и 2.64 тыс. км^2 − выше 555 кБк/м^2 (выше 15 Ки/км^2). К 2016 и 2046 годам к загрязненным ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2) областям Беларуси будут продолжать относиться Гомельская, Могилевская и Брестская области. Ожидается сокращение загрязненной чернобыльскими радионуклидами территории к 2016 году в 1.5 раза, а к 2046 году - в 2.4 раза по сравнению с 1986 годом (внутри изолинии 37 кБк/м^2).

Таблица 5 − Загрязнение территории Республики Беларусь ^{137}Cs (на 01.01.2013 г.) [19]

Область	Всего загрязнено		В том числе загрязнено тыс. км^2 с уровнем (Ки/км^2)			
	тыс. км^2	% к общей площади территории	1-5	5-15	15-40	>40
Брестская	2.37	7.23	2.3	0.07	-	-
Витебская	0.01	0.03	0.01	-	-	-
Гомельская	18.33	45.37	11.7	4.72	1.54	0.37
Гродненская	0.61	2.41	0.6	<0.01	-	-
Минская	0.90	2.25	0.9	<0.01	-	-
Могилевская	7.88	27.08	5.35	1.80	0.68	0.05
Всего	30.10	14.50	20.86	6.60	2.22	0.42

За послеаварийный период площадь территории республики, загрязненной ^{90}Sr, с уровнем выше 5.5 кБк/м^2 (выше 0.15 Ки/км^2), уменьшилась с 21.1 до 13.3 тыс. км^2 или в 1.5 раза. Из общей площади, загрязненной ^{90}Sr, 8.69 тыс. км^2 (67.6%) загрязнено с плотностью 5.5-18.5 кБк/м^2 (0.15-0.5 Ки/км^2), 3.73 тыс. км^2 (27%) - с плотностью 18.5-74 кБк/м^2 (0.5-2.0 Ки/км^2) и незначительная часть − 0.73 тыс. км^2 (5.3%) с плотностью 74.0 кБк/м^2 (2.0 Ки·км$^{-2}$) и выше. Основные площади с плотностью загрязнения ^{90}Sr выше 5.5 кБк/м^{2}находятся в Гомельской области (10.11 тыс. км^2 или 85%).

Россия. В результате аварии на ЧАЭС 21 субъект Российской Федерации были загрязнены ^{137}Cs с уровнями, превышающими 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2). Общая площадь загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2 (по состоянию на 1986 год) составила 64,69 тыс. км^2 [20]. Отметим, что эта оценка отличается в большую сторону от оценки 1998 года (59,8 тыс. км^2) на 7.5% и от оценки 1990 года (47,17 тыс. км^2) на 27%. 56,62.

Таблица 6 – Загрязнение территории Республики Беларусь ^{90}Sr (на 01.01.2013 г.) [19]

Область	Всего загрязнено		В том числе загрязнено тыс. км^2 с уровнем (в Ки/км^2)			
	тыс. км^2	% к общей площади территории	0.15-0.5	0.5-2.0	2.0-3.0	>3.0
Брестская	0.01	<0.04	0.01	-	-	-
Гомельская	10.11	24.10	6.78	2.49	0.21	0.63
Могилевская	1.83	6.3	1.83	-	-	-
Всего	11.95	5.6	8.62	2.49	0.21	0.63

К 2006 году площадь загрязнения уменьшилась примерно в 2 раза и составила 31,12 тыс. км^2, к 2016 г. - 22,55, а к 2046 г. по прогнозу составит 12,53 тыс. км^2.

Таблица 7 – Прогноз изменения площадей с различными уровнями загрязнения ^{137}Cs в России, км^2 [20]

Годы	Площади с различными уровнями загрязнения ^{137}Cs, кБк/м^2				
	37-185	185-555	555-1480	>1480	Всего
1986	56260	5780	2070	580	64690
1996	48980	5330	1900	310	56520
2006	26260	3540	1280	40	31120
2016	18920	2780	850		22550
2026	15040	2700	625		18365
2036	12500	2340	190		15330
2046	10930	1500	100		12530

Наиболее высокие уровни загрязнения зарегистрированы в Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областях. Реализация зонального принципа классификации территорий, подвергшейся воздействию аварийных выбросов, привела к выделению 4-х зон по плотности загрязнения ^{137}Cs: 37-185 (1-5), 185-555 (5-15), 555-1480 (15-40) и более 1480 (40) кБк/м^2 (Ки/км^2). Площади с плотностью загрязнения 185-555 кБк/м^2 составили около 5500 км^2, 555-1480 – 2100, свыше 1480 кБк/м^2 – 310 км^2. В наибольшей степени загрязненной ^{137}Cs оказалась территория Брянской области, где даже в 2046 году будут наблюдаться отдельные участки с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs выше 555 кБк/м^2. [17].

Украина. По состоянию на 1986 год 42.8 тыс. км^2 территории Украины были загрязнены ^{137}Cs выше 40 кБк/м^2. После уточнения общая площадь зон радиоактивного загрязнения в Украине составила 53.5 тыс. км^2, при этом на земли сельскохозяйственного использования с плотностью загрязнения больше 37 кБк/м^2 приходится 1.2 млн. га.

В настоящее время за счет радиоактивного распада ^{137}Cs эта площадь уменьшилась более чем в 2 раза, но при этом 53 тыс. км^2 территории Украины остаются отнесенными к различным зонам радиоактивного загрязнения. К 2006 году площадь загрязнения в 4 из 12 областей не превышает 100 км^2, а сокращение загрязненной

территории с плотностью, превышающей 40 кБк/м^2, произошло в 1.7 раза (табл. 1.9). Особенностью загрязнения территории Украины является наличие 30-км зоны вокруг ЧАЭС, в пределах которой характерны высокие уровни загрязнения ^{90}Sr, $^{239+240}$Pu.

Анализ современной радиационной обстановки показывает, что за прошедшие годы после аварии в результате радиоактивного распада радионуклидов в трех странах значительно сократились площади территорий с высокими уровнями загрязнения. Основная часть территории имеет плотность загрязнения не выше 185 кБк/м^2. Улучшение радиационной обстановки позволяет на современном этапе ставить задачу возвращения пострадавших территорий к условиям нормальной жизнедеятельности.

Таблица 8. Площадь загрязнения территории Украины ^{137}Cs в 1986 и 2011 гг. [18, 19, 21]

Территория	Площадь, тыс. км^2	Год	Площадь территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs, кБк/м^2		
			40-185	185-555	>555
Волынская	20.2	1986	1.7		
		2011	0.2		
Житомирская	29.9	1986	8.7	1.7	0.64
		2011	6.3	1.1	0.33
Киевская	28.9	1986	8.8	1.6	1.0
		2011	4.6	0.9	0.7
Ровенская	20.1	1986	6.9	0.5	
		2011	0.7	0.1	
Черниговская	31.9	1986	9.9	5.8	
		2011	3.9	2.1	
В т.ч. зона отчуждения	2.6	1986		0.9	0.9
		2011		0.8	0.5
Всего по Украине	603.7	1986	37.5	3.7	1.6
		2011	18.4	2.0	1.1

Список литературы

1. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы «Экология» Чернобыльского форума. МАГАТЭ, Вена, 2008, 180 с.
2. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии // Бюро по официальным изданиям Европейских сообществ. EUR 16733. – 1998. – 71 с.
3. Израэль Ю.А., Петров В.А., Авдюшин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. – 1987. – № 2. – С. 5–18.
4. Круглов С.В., Алексахин Р.М., Васильев Н.А. др. Формирование радионуклидного состава загрязнения почв сельскохозяйственных угодий в зоне влияния Чернобыльской аварии// Почвоведение.- 1990.- №10.- С. 26-34.
5. Орлов, М.Ю. Загрязнение радионуклидами и мощность дозы на территории России и Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС / М.Ю Орлов, А.Н.Силантьев, В.П Сныков // Атомная энергия, 1992. – Т.73, № 3.– С. 234–238.

6. Поликарпов, Г.Г. Проблемы радиоэкологии Евразии. Источники радиоактивного загрязнения окружающей среды в бывшем СССР / Г.Г. Поликарпов, А. Ааркрог. // Радиац. биология. Радиоэкология. – 1993. – Т.33, №1.– С. 15-24.
7. Израэль, Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий / Ю.А. Израэль. – СПб: Прогресс-погода, 1996. – 355 с.
8. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Р.М. Алексахин, Л.А. Булдаков, В.А. Губанов и др./ Под общ. ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. - М.:ИздАТ, 2001 - 752 с.
9. Козубов, Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. - СПб.: Наука, 1994. – 256 с.
10. Абатуров, Ю.Д. и др. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. – М.: Наука, 1996. – 240 с.
11. Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
12. Чарнобыль. Погляд праз дзесяцігодззе // Пад рад.: Я.М. Малашэвіча [і інш.]. – Мн.:Беларуская энцыклапедыя, 1996. – 319 с.
13. Чернобыль. Пять трудных лет: Сборник материалов. - М.: ИздАТ, 1991. - 381 с.
14. Закон Российской Федерации “О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС” от 15 мая 1991 г.
15. О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, Закон Республики Беларусь от 12 ноября 1991 г. № 1227-XII.
16. Закон України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” із змінами та доповненнями.- Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР).- 1991.- № 16, ст..198.
17. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под. ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. – Москва-Минск: Фонд «Инфосфера» - НИА-Природа, 2009, -140 с.
18. ATLAS, Ukraine, radioactive contamination, MES, ТОВ “Інтелектуальні Системи ГЕО”, CD, 2008.
19. Рекомендации по поэтапному возврату территорий, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности (по радиологическому фактору). Проект ТС МАГАТЭ RER/9/123. Рабочие материалы. МАГАТЭ. - Вена, 2015. - 54 с.
20. Вакуловский С.М. Радиационная обстановка на территории России, пострадавшей от аварии на Чернобыльской АЭС. В сборнике материалов «Чернобыль: экология, человек, здоровье. Под общей редакцией Т.А. Марченко. – М.: ИБРАЭ РАН, 2006. С. 33-37.
21. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення / За ред. В.І.Холоші, - Київ: Вета, 2008. - 54 с.

УДК 614.876;621.039.58

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ НОВЫХ ЯДЕРНЫХ ЭНЕРГОТЕХНОЛОГИЙ (ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ И МЕТОДЫ РЕШЕНИЯ)

С.И. Спиридонов[1], Р.М. Алексахин[1], Е.В. Спирин[2], А.Н. Переволоцкий[1]

[1] Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
[2] ИТЦП «Прорыв», г. Москва
Российская Федерация

RADIOECOLOGICAL SUBSTANTIATION OF NEW NUCLEAR POWER TECHNOLOGIES (PROBLEM STATEMENT AND SOLUTION METHODS)

S. I. Spiridonov[1], R. M. Alexakhin[1], E. V. Spirin[2], A. N. Perevolotsky[1]

[1] Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
[2] ITCP «PRORYV», Moscow
Russian Federation

e-mail: spiridonov.si@gmail.com

Одним их условий развития ядерной энергетики, наряду с экономической конкурентоспособностью, полным использованием сырьевого потенциала, технологической поддержкой режима нераспространения, является ее экологическая приемлемость [1]. Объекты ядерных топливных циклов (ЯТЦ) оказывают многофакторное воздействие на окружающую среду – отчуждение площадей под строительство предприятий, тепловые сбросы и выбросы АЭС, сбросы токсических веществ и др. [2, 3]. Однако влияние на природную среду ионизирующего излучения, связанного со сбросами и выбросами радионуклидов, рассматривается в качестве специфического и главного экологического фактора [4].

За последние десятилетия в мировой практике возросла роль исследований для обоснования концепций развития ядерной энергетики на длительный период. Анализ подходов в России и других странах к перспективам развития ядерной энергетики показывает наличие двух тенденций [5]:

- развитие ядерной энергетики на базе существующих и усовершенствованных типов тепловых реакторов с открытым ЯТЦ, в котором сжигается лишь ^{235}U;
- формирование замкнутого топливного цикла с вводом реакторов, обеспечивающих простое, либо расширенное производство ядерного топлива (быстрые реакторы, либо легководные реакторы с жестким

спектром нейтронов, на которых в энергопроизводство вовлекается ^{238}U).

Крупномасштабная ядерная энергетика возможна только при реализации второго подхода, стратегии развития которого имеют свою специфику в разных странах. Позиция, сформулированная в “Стратегии развития ядерной энергетики России в первой половине XXI века”, ориентирована на формирование замкнутого ядерного топливного цикла (ЗЯТЦ) с реакторами на быстрых нейтронах (БР) [6].

В 2012 г. стартовал проект “Прорыв”, результатом выполнения которого является создание опытного ядерно-энергетического комплекса, включающего реактор БРЕСТ-ОД-300, производство по регенерации и изготовления ядерного топлива, подготовку всех видов радиоактивных отходов к окончательному удалению из технологического цикла. При реализации этого проекта, наряду с получением экономической выгоды, будет решен комплекс проблем, касающихся безаварийной работы предприятий ЯТЦ и “сжигания” актиноидов, выделенных из состава ОЯТ.

Проблема долгоживущих отходов и концепция радиоэкологической эквивалентности

Важнейшая экологическая проблема − минимизация активности долгоживущих высокоактивных отходов (ДВАО), подлежащих захоронению. Снижение активности ДВАО возможно на основе использования трансмутационных технологий [7]. Для решения проблемы долгоживущих отходов необходимо расчетное обоснование с использованием радиоэкологических моделей и методов. Результаты такого рода расчетных оценок могут служить основой разработки требований к составу и активностям захораниваемых радионуклидов, а также условиям помещения их в геологические среды.

В качестве методологической основы предлагается концепция радиационно-миграционной эквивалентности. В рамках этой концепции ставится задача достижения или максимального приближения к балансу между потенциальной биологической опасностью сырьевых радиоактивных материалов, извлеченных из земных недр, и аналогичным показателем для ДВАО, которые подлежат захоронению в глубинных хранилищах [7]. Концепция является конкретизацией одного из важнейших принципов МАГАТЭ, согласно которому образование радиоактивных отходов должно поддерживаться на минимальном практически достижимом уровне [8].

В первом приближении активности радионуклидов ДВАО и потребляемого сырья переводятся в эквивалентную форму делением на радиационный и миграционный коэффициенты [7]. В качестве критерия сравнения (S) рассматривается отношение указанных активностей. При условии S=1 в земные недра возвращается такая же по радиационному воздействию на человека эквивалентная активность, какая была изъята из земли при добыче сырьевых материалов.

Концепция эквивалентности, основанная на сопоставлении опасности высокоактивных отходов и сырьевых радиоактивных

материалов, получила дальнейшее развитие [9]. Прогнозирование потенциальной опасности захороненных радионуклидов должно носить комплексный характер с учетом возможного воздействия радиационного фактора не только на человека, но и на биотические компоненты окружающей среды. Необходимо отметить, что разработка принципов защиты биоты от действия ионизирующего излучения является устойчивой тенденцией в эволюции современной системы радиационной защиты [10].

Научно обоснованная оценка опасности долгоживущих радионуклидов, содержащихся в высокоактивных отходах, базируется на расчете дозы облучения человека и референтных организмов биоты [11-14]. Поскольку при этом учитываются радиоэкологические параметры и особенности формирования дозы облучения по всем путям воздействия, можно говорить о радиоэкологической эквивалентности в системе “сырье - отходы” [15].

Следует подчеркнуть, что оценки радиационного воздействия на человека носят приоритетный характер по сравнению с биотой. Результаты расчета радиоэкологического баланса между актиноидами отработавшего ядерного топлива, выгруженного из реактора БРЕСТ-ОД-300 (кампания 1500 сут, выгорание топлива 60 МВт·сут/кг), и эквивалентной массой природного урана приведены в публикации [14]. Между тем долгоживущие продукты деления могут вносить существенный вклад в дозовую нагрузку на население и соответственно в нарушение радиоэкологического баланса. Расчетные оценки на основе указанной концепции позволили не только определить влияние долгоживущих продуктов деления на баланс в системе “сырье – ДВАО”, но и обосновать оптимальные параметры переработки отработавшего топлива реактора БРЕСТ-ОД-300 [16].

В качестве исходных данных рассматривали варианты извлечения делящихся материалов – U, Pu, Np с остаточным содержанием в отходах 0,1–1% от исходного содержания делящихся материалов в отработавшем топливе и америция с остаточным содержанием 0,1–10% при выдержке отработавшего топлива 1–100 лет. Дозовые нагрузки на человека оценивали от актиноидов, их дочерних изотопов и продуктов деления.

Методика обоснования параметров извлечения продуктов деления и актиноидов из отработавшего топлива реактора БРЕСТ-ОД-300 с использованием концепции радиоэкологического баланса для человека включает следующие основные этапы:

- расчет активности актиноидов, их дочерних радионуклидов и продуктов деления на длительный период для разных вариантов извлечения делящихся материалов и америция из ОЯТ (при разной выдержке), а также активности радионуклидов в эквивалентной массе природного урана;

- расчет дозовой нагрузки на человека от радионуклидов отходов для разных вариантов переработки топлива и от радионуклидов в эквивалентной массе природного урана;

- оценка времени достижения радиоэкологического баланса для человека в системе сырье – долгоживущие высокоактивные отходы для

рассматриваемых вариантов извлечения делящихся материалов и америция и определение вклада продуктов деления в нарушение баланса;

- радиоэкологическое обоснование параметров извлечения продуктов деления при выделении делящихся материалов и америция из отработавшего топлива реактора БРЕСТ-ОД-300.

Поэтапная проработка концепции радиоэкологического баланса, основанной на сопоставлении дозовых нагрузок на человека от высокоактивных отходов реактора БРЕСТ-ОД-300 и природного урана как с учетом, так и без учета миграции радионуклидов из мест захоронения к поверхности почвы показала, что, несмотря на высокую степень неопределенности, подход с учетом миграции в геологических средах целесообразно использовать для практических оценок. На основе выполненных расчетов можно сделать следующие выводы:

- при выделении делящихся материалов и америция из отработавшего ядерного топлива реактора БРЕСТ-ОД-300 нельзя достичь радиоэкологического баланса для человека через 500 лет без извлечения продуктов деления;

- время соблюдения радиоэкологического баланса 500 лет достижимо при выделении ^{99}Tc с остаточным содержанием в отходах 5% от его исходного содержания в отработавшем топливе, америция и делящихся материалов с остаточным содержанием 10% и 1% соответственно с выдержкой отработавшего топлива 1 год;

- время достижения баланса можно снизить до 300 лет при дополнительном (вместе с ^{99}Tc, америцием и делящимися материалами) извлечении ^{137}Cs с остаточным содержанием в отходах 1% от его исходного содержания в отработавшем топливе.

Подходы к сравнительной радиоэкологической оценке альтернативных ядерных энерготехнологий

В настоящее время внимание общественности приковано не только к проблемам утилизации высокоактивных отходов, но и к вопросам радиационной безопасности предприятий ЯТЦ и ядерноэнергетических систем в целом. По этой причине радиоэкологическое обоснование разработки и внедрения новых ядерных технологий приобретает социально-политическое звучание. В рамках такого обоснования целесообразно использовать принцип интегральной сравнительной оценки различных ЯТЦ и, в итоге, вариантов развития ядерной энергетики [15]. С наиболее общих позиций указанный принцип заключается в оценке уровней радиоэкологической опасности ЯТЦ с учетом:

- совокупности предприятий, входящих в составы рассматриваемых ЯТЦ (от добычи сырья до захоронения ДВАО);

- жизненных циклов этих предприятий, вплоть до вывода их из эксплуатации;

- особенностей инфраструктуры ядерноэнергетических систем (централизованный или пристанционный ЯТЦ и т.д.);

- различных режимов функционирования ядерных объектов, включая анализ вероятностей и радиоэкологических последствий аварийных ситуаций;

- потенциального воздействия не только на человека, но и на живые объекты окружающей среды.

Сравнительная оценка полезна с точки зрения демонстрации преимущества инновационных подходов к развитию ядерной энергетики в радиоэкологическом аспекте. К таким преимуществам следует отнести разработку реакторов естественной безопасности, исключающих возможность серьезных радиационных аварий, и сохранение природного баланса при захоронении отходов [1, 5].

Реализация принципа интегральной сравнительной оценки требует проработки комплекса вопросов междисциплинарного характера, которые можно сгруппировать следующим образом:

- анализ характеристик существующих и планируемых предприятий различных ЯТЦ, как потенциальных источников поступления радионуклидов в окружающую среду;

- разработка методологических подходов, методов и расчетных “инструментов” для радиоэкологического прогнозирования, и оценок предприятий ЯТЦ;

- применение разработанных подходов, методов и расчетного инструментария для сопоставления различных ядерноэнергетических систем.

Следует подчеркнуть, что выбор подходов и методов определяется особенностями рассматриваемых радиоэкологических ситуаций и возможностью информационного обеспечения [17, 18].

За последние десятилетия в мировой практике возросла роль системных исследований в обоснование развития ядерной энергетики на длительный период. Оценки наиболее “общего уровня” выполняются при сопоставлении различных сценариев развития ядерной энергетики на основе ключевых показателей, отражающих, прежде всего, экономические (финансовые) аспекты [19]. Такие оценки целесообразно дополнить показателями, характеризующими радиационное воздействие объектов ЯТЦ на население и биоту [20, 21].

Работа предприятий ЯТЦ в штатном режиме считается безопасной для населения и биоты при условии соблюдения правил их эксплуатации, радиационных нормативов и дозовых квот [3, 22, 23]. В то же время, объекты ЯТЦ представляют собой потенциальные источники непредвиденных радиоактивных выбросов, причинами которых могут быть природные катаклизмы и человеческий фактор. Ядерные топливные циклы включают совокупности объектов, различающихся, с одной стороны, составом и активностями радиоактивных изотопов, а с другой - уровнями безопасности (вероятностями аварийных выбросов). С экологической точки зрения представляет интерес сравнительный анализ потенциального радиационного воздействия топливных циклов на население и окружающую среду. Необходимым компонентом такого анализа, наряду с вероятностным (“событийным”) аспектом, являются обобщенные радиоэкологические показатели.

В работах [20, 21] предложены подходы к оценке ключевых показателей для сопоставления потенциального радиационного воздействия предприятий открытого и замкнутого ядерных топливных циклов на население и биоту. Рассчитаны количественные значения этих показателей для совокупности актинидов на долгосрочный период времени.

В качестве интегрального показателя для населения рассматривается годовая коллективная доза облучения, оценка которой выполняется на основе данных, характеризующих активность радионуклидов в окружающей среде, и экологический фактор. Последний специфичен для каждого радионуклида и зависит от его ядерно-физических свойств, определяющих формирование дозовой нагрузки, и миграционных особенностей. Этот показатель инвариантен по отношению к характеру атмосферных выбросов и пригоден для сопоставления воздействия радиационного фактора на население при аварийных и нормализованных выбросах предприятий различных топливных циклов.

На рис. 1 представлены результаты расчетов динамики коллективной дозы от актиноидов с единичной начальной активностью и их дочерних продуктов, выполненных для условий разового (аварийного) выброса. При выполнении оценок на долгосрочный период времени учитывались все значимые пути формирования дозовой нагрузки на население, включая внутреннее облучение по перроральному пути поступления, внешнее облучение, а также внутреннее за счет вдыхания радона, образующегося в цепочках распада. Расчетные результаты являются основой определения суммарных дозовых нагрузок на население от различных актиноидов, поступающих в окружающую среду в условиях конкретной радиоэкологической ситуации.

Разработан подход для предварительной (на начальной стадии исследовательского проекта) сравнительной оценки радиационного воздействия объектов ядерных топливных циклов на биоту. При разработке обобщенного показателя учитывалось воздействие радиационного фактора на совокупность референтных организмов, относящихся к различным таксономическим группам.

Предложенные показатели для населения и биоты могут быть использованы для сценарных исследований в условиях отсутствия информации о месторасположении конкретных объектов ЯТЦ. Совместное применение ключевых показателей, как для населения, так и для биоты позволяет дать комплексную радиоэкологическую оценку открытому и замкнутому топливному циклу на долгосрочный период времени. Результаты такой оценки представляют собой важный элемент экологического обоснования новых ядерных энерготехнологий.

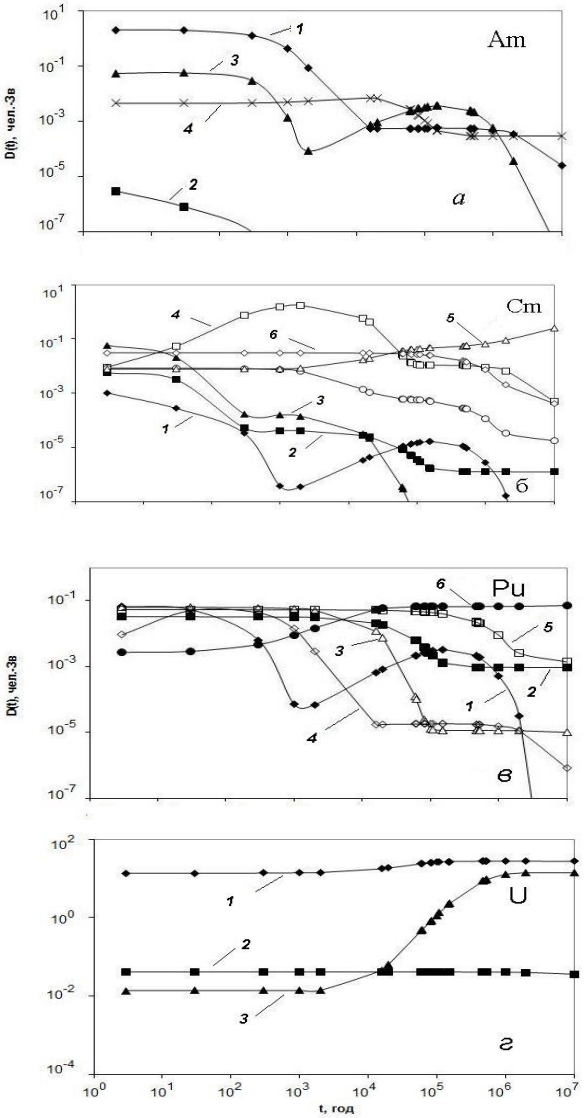


Рис. 1. Изменения годовой коллективной дозы, формируемой изотопами америция активностью 1 ТБк и продуктами их распада: 1–4 – ^{241}Am, ^{242}Am, ^{242m}Am, ^{243}Am соответственно (а); изотопами кюрия: 1–7 – ^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm, ^{245}Cm, ^{246}Cm, ^{247}Cm, ^{248}Cm соответственно (б); изотопами плутония: 1–6 – ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu, ^{242}Pu, ^{244}Pu соответственно (в); урана: 1–3 – ^{235}U, ^{236}U, ^{238}U соответственно (г)

При выполнении сравнительной оценки объектов ядерных топливных циклов целесообразно учесть не только активность выбрасываемых радионуклидов, но и вероятность их поступления в окружающую среду. Такой подход позволит провести радиоэкологическое сопоставление ядерноэнергетических систем в целом, с учетом инфраструктуры и специфики всех входящих в их составы объектов как потенциальных источников поступления радионуклидов в окружающую среду.

В рамках проекта “Прорыв” проводится параллельная разработка альтернативных технологий для того, чтобы к 2020 г. выбрать лучший технологический и экономически конурентноспособный вариант системы ЗЯТЦ с БР для крупномасштабной ядерной энергетики [5]. Так, для реакторных установок рассматривается альтернатива: БРЕСТ-ОД-300 и БН-1200, для топливного цикла - пристанционный и централизованный ЯТЦ. Радиоэкологические оценки, наряду с применением экономических и технологических критериев, представляются необходимой составляющей выбора оптимального варианта ядерноэнергетической системы.

Список литературы

1. Аврорин Е.Н., Адамов Е.О., Алексахин Р.М. и др. Концептуальные положения стратегии развития ядерной энергетики России в XXI веке. М.: Изд-во ОАО “НИКИЭТ”, 2012. 62 с.
2. Алексахин Р.М. Актуальные экологические проблемы ядерной энергетики. – Атомная энергия. 2013, т. 114, вып. 5. с. 243-249.
3. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2010, 496 с.
4. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоатомиздат, 1982.
5. Адамов Е.О., Алексахин Р.М., Большов Л.А. и др. Проект “Прорыв” – технологический фундамент для крупномасштабной ядерной энергетики. - Известия Академии наук. Энергетика, 2015, №1, с. 5-12.
6. Стратегии развития ядерной энергетики России в первой половине XXI века. Основные положения. Одобрена Правительством РФ 25.05.2000 г. М.: Минатом России, 2000.
7. Адамов Е.О., Ганев И.Х. Экологически безупречная ядерная энергетика. М.: НИКИЭТ им. Н.А. Доллежаля, 2007. 145 с.
8. Лопаткин А.В., Величкин В.И., Никипелов Б.В., Полуэктов П.П. Радиационная эквивалентность и природоподобие при обращении с радиоактивными отходами. Атомная энергия. 2002, т. 92, вып. 4, с. 308-317.
9. Алексахин Р.М., Спирин Е.В., Соломатин В.М., Спиридонов С.И. Некоторые экологические аспекты сооружения опытно-демонстрационного энергокомплекса в проекте “Прорыв”. – Атомная энергия. 2016, т. 120, вып. 6, с. 312–318.
10. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы. - Радиац. биология. Радиоэкология. 2004, т. 44, № 1, с. 93-103.
11. Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Панченко С.В. Оценка радиоэкологической безопасности уранового месторождения для биоты. – Атомная энергия. 2013, т. 115, вып. 5, с. 279–284.

12. Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Спиридонов С.И., Микаилова Р.А. и др. Радиационный баланс отработавшего ядерного топлива тепловых реакторов и эквивалентной массы урана для природных организмов. – Атомная энергия. 2014, т. 116, вып. 6, с. 350–353.
13. Спирин Е.В., Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Уткин С.С. Радиоэкологическая оценка уранового месторождения для обоснования радиационно-миграционного баланса долгоживущих отходов. – Атомная энергия. 2013, т. 114, вып. 1, с. 34–39.
14. Спирин Е.В., Алексахин Р.М., Власкин Г.Н, Уткин С.С. Радиационный баланс отработавшего ядерного топлива быстрого реактора и природного урана. – Атомная энергия. 2015, т. 119, вып. 2, с. 114–119.
15. Спиридонов С.И. Перспективы системной радиоэкологии в решении инновационных задач ядерной энергетики. - Радиац. биология. Радиоэкология, 2014, т. 54, №4, с. 415–422.
16. Спиридонов С.И., Переволоцкий А.Н., Алексахин Р.М., Спирин Е.В., Власкин Г.Н. Радиоэкологическое обоснование параметров извлечения продуктов деления и актиноидов из отработавшего ядерного топлива реактора БРЕСТ-ОД-300. – Атомная энергия. 2016, т. 121, вып. 3, с. 165–169.
17. Спиридонов С.И., Карпенко Е.И., Шарпан Л.А. Ранжирование радионуклидов и путей облучения по вкладу в дозовую нагрузку на население, формирующуюся в результате выбросов атомных электростанций. - Радиац. биология. Радиоэкология, 2013, т. 53, №4, с. 401–410.
18. Спиридонов С.И., Микаилова Р.А. Оценка радиоэкологических рисков для природных экосистем при аварийных выбросах предприятий ядерн6ого топливного цикла. - Радиац. биология. Радиоэкология, 2015, т. 55, №2, с. 197–206.
19. Муравьев Е.В. Генератор системных моделей. М.: НИКИЭТ им. Н.А. Доллежаля, 2008, 142 с.
20. Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Спирин Е.В. Интегральные показатели радиационного воздействия объектов открытого и замкнутого топливного цикла на население – Атомная энергия. 2015, т. 118, вып. 1, с. 47–54.
21. Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Спирин Е.В. Обобщенный подход сравнительной оценки радиационного воздействия ядерных топливных циклов на биоту. – Атомная энергия. 2015, т. 118, вып. 6, с. 340–345.
22. Шарпан Л.А., Карпенко Е.И., Спиридонов С.И. Оценка дозы облучения населения в результате атмосферных выбросов Ростовской АЭС. – Атомная энергия. 2013, т. 115, вып. 3, с. 163–166.
23. Карпенко Е.И., Спиридонов С.И., Куртмулаева В.Э., Санжарова Н.И., Панов А.В., Цыгвинцев П.Н. Оценка воздействия радиационного фактора на биоту в районах расположения Ленинградской и Белоярской АЭС. - Атомная энергия. 2015. т. 119, вып. 3, с. 173-179.

УДК 631/635

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ, ВРЕМЕННО ВЫВЕДЕННЫХ ИЗ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

О. А. Шубина, И. Е. Титов

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии
249032 Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе 109 км
Российская Федерация

THE CURRENT STATE OF AGRICULTURAL LANDS WHICH TEMPORARILY EXCLUDED FROM AGRARIAN USE AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

O. A. Shubina, I. E. Titov

Russian Institute of radiology and Agroecology
Kievskoe shosse 109 km, Obninsk, Kaluga region 249032
Russian Federation

e-mail: shubina@rirae.ru

Особенности аварийной ситуации на ЧАЭС и погодные условия в период радиоактивных выпадений привели к неравномерности радиоактивного загрязнения территории, в том числе сельскохозяйственных угодий. В связи с этим была предложена зональная система ведения агропромышленного производства, которая предусматривает проведение комплекса мероприятий по ограничению перехода радионуклидов в продукцию и разработку структуры размещения отдельных отраслей производства в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения. В результате ее реализации на территориях Российской Федерации, подвергшихся воздействию аварийных выбросов, было выделено 4 зоны по плотности загрязнения ^{137}Cs: 37-185 (1-5), 185-555 (5-15), 555-1480 (15-40) и более 1480 (40) кБк/м^2 (Ки/км^2). Сельскохозяйственные угодья с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 были временно выведены из хозяйственного использования. Общая площадь выведенных из оборота сельскохозяйственных земель составила 17,1 тыс. га, в том числе сенокосов и пастбищ - 9,8 тыс. га, а пахотных земель - 7,3 тыс. га [1-2].

Основная часть отчужденных земель находится в приграничных районах с Республикой Беларусь на территории Брянской области. Сельскохозяйственные угодья выводились из землепользования поэтапно, начиная с 1987 года. Всего в зону отчуждения вошли сельскохозяйственные угодья 23 хозяйств Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов Брянской области (Таблица 1). Выведенные из оборота земли сельскохозяйственного назначения переведены в земли запаса.

Таблица 1. Сельскохозяйственные земли, выведенные из оборота после аварии на Чернобыльской АЭС (1987-1991 гг.)

Землепользователи	Площадь сельскохозяйственных угодий, га		
	Всего	Пашня	Сенокосы и пастбища
Гордеевский район			
К-з «Дружба»	531	206	325
К-з «Верный путь»	275	-	275
К-з «Рабочий путь»	156	100	56
С-з «Мирный»	983	106	877
С-з «Смяльчский»	175	-	175
С-з «Петровобудский»	168	-	168
С-з «Уношевский»	443	143	300
По району	**2731**	**555**	**2176**
Злынковский район			
К-з «Ленинский путь»	1014	187	827
По району	**1014**	**187**	**827**
Клинцовский район			
К-з им. Ленина	1209	-	1209
По району	**1209**	**-**	**1209**
Красногорский район			
К-з им. Кирова	1497	906	591
им. Чапаева	60	-	60
К-з «24 Партсъезда»	1742	1110	632
С-з «Правда»	631	344	287
С-з «Ларневский»	402	264	138
С-з «Кургановский»	913	413	500
С-з «Увелье»	717	437	280
С-з «Батуровский»	325	175	150
По району	**6287**	**3649**	**2638**
Новозыбковский район			
К-з «Коммунар»	261	114	147
К-з «Комсомолец»	2494	1390	1104
К-з «Кр. Ипуть»	600	135	465
К-з «22 Партсъезда»	1000	498	502
К-з «Решительный»	1026	555	471
Россия (Верещаки)	318	-	318
Прочие земли	160	-	-
По району	**5859**	**2692**	**3007**
По области	***17100***	***7083***	***9857***

Особенностью формирования зоны отчуждения в Брянской области является ее территориальная раздробленность. Сельскохозяйственные угодья, временно выведенные из

землепользования в юго-западных районах Брянской области, характеризуются неоднородностью по плотности загрязнения, разнообразием почвенного покрова, варьированием агрохимических характеристик почв.

Почвенный покров сельскохозяйственных угодий, выведенных из землепользования, в основном представлен дерново-подзолистыми, дерново-глеевыми, болотными перегнойно-торфяными и пойменными аллювиально-слоистыми почвами. Почвы характеризуются низким содержанием гумуса (0,5-2,5 %) и питательных веществ (содержание подвижного фосфора 3,8-20 и калия 3,5-12,4 мг/100 г почвы), кислой реакции почвенного раствора (pH 4,2-5), невысокой степенью насыщенности основаниями (31-69%). Отмеченные свойства обуславливают относительно низкую фиксацию ^{137}Cs, что приводит к его высокой подвижности в почве и в системе почва-растение [3].

Вывод сельскохозяйственных угодий из землепользования привел к проявлению ряда негативных экологических и хозяйственных последствий: снижение почвенного плодородия (увеличение кислотности почв, уменьшение запаса питательных элементов и т.п.); закустаривание полей; изменение продуктивности сенокосов и пастбищ; зарастание сорной растительностью и восстановление естественной растительности на залежах; заболачивание сельскохозяйственных угодий при деформации и повреждении мелиоративных систем; возможность появления очагов размножения возбудителей болезней растений и вредных насекомых.

Анализ культуртехнического состояния временно выведенных из оборота сельскохозяйственных земель показал, что в настоящее время пашня составляет 21%, сенокосы и пастбища – 41%, залежь – 32% и лес – 6%. Степень зарастания кустарником и мелколесьем варьирует от 30 до 80%, значительная часть пастбищ закочкарена, идет активный процесс развития сорной растительности.

Необходимо отметить, что, несмотря на статус выведенных из оборота земель, часть их в настоящее время используется в хозяйственной практике. Степень использования отчужденных земель зависит от их доли в общей площади хозяйства и расположения по отношения к территориям, где не прекращалась хозяйственная деятельность. В хозяйствах, угодья которых практически полностью выведены из землепользования, а население выселено, доля используемых земель невелика (хозяйства «им. Кирова» и «им. 24 Партсъезда» Красногорского района, хозяйства «им. 22 Партсъезда» и «Комсомолец» Новозыбковского района). В том случае, когда хозяйства сохранены как административно-хозяйственные единицы, выведенные из землепользования отдельные участки используются, как правило, для производства зерна, а также как сенокосы и пастбища для откорма молодняка. Однако, в большинстве случаев имеет место их несанкционированное использование.

По характеру использования выведенные из землепользования угодья можно подразделить на следующие виды: земли не используются (идет процесс залесения бывших сельскохозяйственных угодий); пашня (выращиваются зерновые культуры и сеяные многолетние травы);

окультуренные пастбища и сенокосы (после коренного улучшения угодья используются для выпаса животных и заготовки сена); залежь (произошло зарастание бывшей пашни сорной растительностью, идет процесс восстановления видового состава травостоя, характерного для естественных лугов); участки естественных суходольных и пойменных лугов (не используются или несанкционированно ведется выпас животных и заготовка сена).

Данные последнего тура радиологического обследования позволили оценить распределение по плотности загрязнения ^{137}Cs земель, выведенных из сельскохозяйственного оборота (Таблица 2). На 2015 год площади земель с плотностью загрязнения по ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 сократились и составляют в Гордеевском районе 9%, в Злынковском – 3,4%, в Красногорском – 46,3%, в Новозыбковском – 6,1% от ранее выведенных из оборота земель.

Таблица 2 – Распределение выведенных из оборота земель по плотности загрязнения ^{137}Cs в 2015 году, га

Район	Площадь обследования	Распределение по уровням загрязнения ^{137}Cs			
		37-185 кБк/м^2	185-555 кБк/м^2	555-1480 кБк/м^2	>1480 кБк/м^2
Новозыбковский	5859	70	1484	3945	360
Красногорский	6287	0	393	2986	2908
Гордеевский	2731	74	1032	1379	246
Клинцовский	1209	12	409	788	0
Злынковский	1014	27	39	914	34
Всего	*17100*	*183*	*3357*	*10012*	*3548*

Общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 в настоящее время составляет 20,7% от площади выведенных из землепользования земель, то есть 3,5 тыс. га. Часть земель, временно выведенных из оборота, может быть использована для различных хозяйственных целей. В первую очередь это касается локальных участков, расположенных в границах существующих хозяйств.

Прогноз показывает, что общая площадь сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2 к 2035 сократится в 7 раз и составит 509 га, а к 2060 году все выведенные из оборота земли будут иметь плотность загрязнения ниже 1480 кБк/м^2 (Рисунок 1).

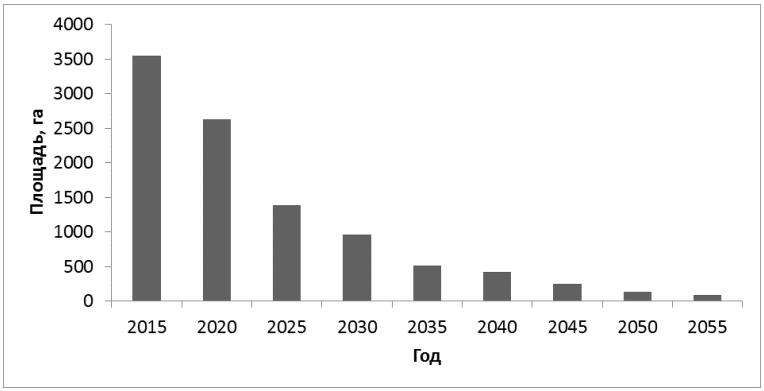


Рисунок 1 – Прогноз изменения общей площади выведенных из оборота земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 1480 кБк/м^2

Применение реабилитационных мероприятий является основным средством, позволяющим сократить время возвращения отчужденных территорий в хозяйственный оборот и расширить масштабы и направленность их использования.

В восстановительный период после аварии основной целью является, с одной стороны, обеспечение радиационной безопасности сельского населения, а, с другой, ведение хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений по радиационному фактору, что требует применения наиболее эффективных технологий. При планировании реабилитационных мероприятий должны учитываться как радиологические факторы, так и социально-экономическая целесообразность проведения реабилитационных работ. В связи со сложной экономической ситуацией в стране, а также в связи с особенностями формирования зоны отчуждения, при принятии решений о реабилитации земель целесообразно определить те территории, на которых она необходима в первую очередь.

В отношении перспектив возвращения в хозяйственную деятельность, выведенные территории подразделяются на территории, на которых в данный момент времени возможна:

- полная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- полная реабилитация после проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация без проведения защитных мероприятий;
- частичная реабилитация с проведением защитных мероприятий;
- реабилитация не возможна.

Для ранжирования участков, выведенных их землепользования, по степени по потребности в проведении реабилитационных мероприятий учитываются следующие факторы: уровни загрязнения, удаленность от населенного пункта, культуртехническое состояние, тип землепользования, тип почв, степень хозяйственного использования прилегающих территорий, наличие несанкционированного использования территорий.

По потребности в возвращении сельскохозяйственных угодий в землепользования территории подразделяются на:

I – отдельные земельные участки, находящиеся в непосредственной близости к населенным пунктам;

II – отдельные земельные участки, расположенные в пределах функционирующих сельскохозяйственных предприятий, удаленные от населенных пунктов, но рядом с которыми ведется хозяйственная деятельность;

III – земельные участки, удаленные от населенных пунктов, рядом с которыми хозяйственная деятельность не ведется; участки, прилегающие к лесу; участки с высоким уровнем закочкаренности или залесения;

IV – отчужденные и отселенные территории - земли сельскохозяйственных предприятий, которые полностью выведены из оборота, а население эвакуировано (бывшие колхозы им. Кирова и им. 24 Партсъезда Красногорского района, им. 22 Партсъезда Новозыбковского района).

При реабилитации выведенных земель для сельскохозяйственного производства приоритет отдается территориям, входящим в группу I, а также в группу II, с меньшей плотностью радиоактивного загрязнения, большим плодородием на бывших сельскохозяйственных угодьях, примыкающих к действующим хозяйствам. Земельные участки, относящиеся в группе III, по итогам обследования могут быть переведены в земли лесного фонда. Реабилитация и возвращение в сельскохозяйственное использование территорий, относящихся к группе IV, возможны после комплексной радиологической и экономической оценки всех сценариев вероятного использования данных земель.

При возвращении выведенных из оборота земель ключевым условием является обеспечение безопасности проживания и ведения трудовой деятельности населения.

Высокие плотности загрязнения на землях, выведенных из хозяйственного оборота, обуславливают дополнительную дозовую нагрузку на персонал, осуществляющий трудовую деятельность на данных территориях.

С помощью методики, рекомендованной в Safety report series №19 [4] выполнен расчет дополнительных доз внешнего облучения для работников, проводящих большую часть времени непосредственно на загрязненных территориях (пастухи, механизаторы, полеводы, агрономы). При расчетах использовалась информация о плотностях загрязнения сельскохозяйственных угодий, фактическое время пребывания на открытых участках, а также ослабление облучения за счет экранирования обшивкой рабочей техники. Время пребывания механизаторов на полевых работах в среднем составляет около 200-300 ч в год, для полеводов, агрономов, пастухов и т.д. – 1080-1260 ч в год [5]. При расчетах предполагалось, что коэффициент экранирования дозы ионизирующего облучения механизаторов и шоферов на дороге, пашне и целинных участках в рабочее время составляет 0,5 [6].

Расчеты показали, что только на 15,7 % площади выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий (2695 га) доза внешнего облучения пастухов не будет превышать 1 мЗв/год. При ведении работ на остальной территории наблюдается значительное превышение норматива. На 350 га доза внешнего облучения превышает 6 мЗв/год (Таблица 3).

Таблица 3 – Распределение выведенных из землепользования сельскохозяйственных угодий Брянской области по величине дополнительной дозы внешнего облучения пастухов (2015 г.)

Район	Площадь, га			
	< 1 мЗв/год	1,1-3 мЗв/год	3,1-6 мЗв/год	> 6 мЗв/год
Гордеевский	761	1407	-	-
Злынковский	-	1132	-	-
Клинцовский	627	195	-	-
Красногорский	749	4343	3383	350
Новозыбковский	558	4899	312	-

Доза дополнительного внешнего облучения механизаторов при ведении работ почти на всей площади выведенных из хозяйственного оборота земель не превышает 1 мЗв/год. Превышение в 1,1 раза наблюдается на 198 га Красногорского района.

Прогноз показал, что к 2065 году на всех землях, выведенных из землепользования доза внешнего облучения персонала не будет превышать норматив в 1 мЗв/год.

Таким образом, при планировании работ на территориях с высокими уровнями загрязнения, требуется соблюдение ограничений на пребывание персонала на открытых участках.

В связи с особенностями формирования зоны отчуждения на территории Брянской области возвращение этих земель в хозяйственное использование должно проводиться поэтапно с учетом радиационной обстановки и социально-экономических условий.

Перспективными направлениями хозяйственного использования отчужденных земель, частично возвращенных в хозяйственную деятельность, являются создание заповедников и заказников, залесение, выпас и производство кормов для молодняка скота, коневодство, выращивание саженцев плодовых деревьев, семеноводство, добыча полезных ископаемых и т.д.

Возврат отчужденных территорий в хозяйственное пользование затрудняется следующими обстоятельствами: на этих территориях уничтожена инфраструктура (электроснабжение, дороги, мелиоративные системы и т.п.); на бывших сельскохозяйственных угодьях происходит естественное залесение, повторное заболачивание, деградация почвенного плодородия и т.д.; в связи с переходом к рыночной экономике отсутствует экономическая и социальная потребность в масштабном использовании отчужденных земель (за исключением особо привлекательных, например, поймы р. Припять);

отсутствует правовой механизм законодательного изменения статуса радиоактивно загрязненных территорий; общественное мнение настороженно относится к попыткам использования отчужденных территорий для производства потребительской продукции и тем более к возвращению туда населения.

Возврат отчужденных территорий для конкретного вида хозяйственного использования (сельскохозяйственное производство, лесопользование, промышленное использование, водопользование и т.п.) должен осуществляться на основе специального технического проекта. Реабилитация и возврат отчужденных территорий не должны приводить к ухудшению общего экологического состояния и к увеличению выноса радионуклидов (кроме содержащихся в продукции) за их пределы на территорию, где проживает население.

К обсуждению вопроса о возможности возврата в хозяйственное пользование территорий должно привлекаться как органы региональной и местной власти, субъекты хозяйствования, так и население. Принятие решения, проведение и результаты реабилитации должны сопровождаться широким информированием населения.

Список литературы

1. Воробьев Г.Т., Гучанов Д.Е., Маркина З.Н., Новиков А.А., Карпеченко С.В., Калицкий В.С. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области. Брянск: Грани, 1994. 177 с.
2. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под. ред. Ю.А. Израэля и И.М. Богдевича. Москва-Минск: Фонд «Инфосфера» - НИА-Природа, 2009. 140 с.
3. Санжарова Н.И., Шубина О.А., Прудников П.В., Новиков А.А., Титов И.Е. // Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель России, выбывших из активного сельскохозяйственного оборота: Матер. Всерос. науч. конф. Москва, 13-14 мая 2007. М.: Типография Россельхозакадемии, 2008. С. 196-206.
4. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2001. p. ; 229 cm. — (Safety report series, ISSN 1020−6450 ; no. 19)
5. Пономарев А.В. Закономерности внешнего облучения населения радиоактивными продуктами Чернобыльской аварии.Дисс. на соиск. уч. ст. канд. наук. − С.-Петербург. − 1997.
6. Roed J., Lange C., Andersson K.G., Prip H., Elsen S., Ramzaev V.P., Ponomarev A.V., BarkovskyA.N., Mishin A.S., Vorobyev B.F., Chesnokov A.V., Potapov V.N., Shcherbak S.B. Decontamination in a Russian settlement //Report of Riso National Laboratory, Denmark, ISBN 87-550-2152-2, ISSN 0106-2840, March, 1996.

УДК 574: 577.346

ИССЛЕДОВАНИЕ МОРФО-АНАТОМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РАСТЕНИЙ, ПРОИЗРАСТАЮЩИХ В МЕСТАХ ИСПЫТАНИЯ БОЕВЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ

А. Б. Янкаускас, Н. В. Ларионова, А. Н. Шатров

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии»
РГП «Национальный ядерный центр» РК
071100, ВКО, г. Курчатов, ул. Красноармейская, 2
Республика Казахстан

INVESTIGATION OF MORPHO-ANATOMIC INDICATORS OF PLANTS GROWING IN THE AREAS OF TESTING MILITARY RADIOACTIVE SUBSTANCES

A. B. Yankauskas, N. V. Larionova, A. N. Shatrov

National Nuclear Center of RK
"Institute of Radiation Safety and Ecology" branch
071100, East-Kazakhstan, Kurchatov, Krasnoarmeyskaya St, 2
Republic of Kazakhstan

e-mail: Yankayskas@nnc.kz

Семипалатинский испытательный полигон (СИП) является одним из трех крупнейших полигонов мира. Общая площадь СИП составляет 18500 км^2. Ядерные испытания проводились не на всей территории полигона, а на испытательных площадках. Всего было произведено 456 ядерных испытаний (616 ядерных взрывов). Ядерные взрывы – не единственный вид испытаний, проводившихся на территории СИП. В 1953-1957 годах были реализованы программы по испытанию боевых радиоактивных веществ (БРВ). БРВ представляли собой жидкие или порошкообразные радиоактивные рецептуры, изготовленные либо из отходов радиохимического производства, либо путем облучения специально подобранных веществ нейтронами на атомном реакторе. Их удельная активность колебалась от десятых долей до нескольких кюри на литр. Рассеяние БРВ осуществлялось путем подрыва отдельных снарядов, бомбардировки участков минометными снарядами, сброса бомб с бомбардировщиков или распыления БРВ с самолетов, в результате чего образовалось около 30 участков локального радионуклидного загрязнения, где основным загрязнителем является радионуклид ^{90}Sr [1]. В этих условиях у растительных организмов под влиянием радиационного воздействия могут наблюдаться изменения в морфологической и анатомической структуре, например, при увеличении β– активности почвы происходят изменения внутренней структуры стебля [2, 3].

Для исследования морфо-анатомических показателей растений, произрастающих в местах испытания боевых радиоактивных веществ, заложено 10 исследовательских площадок на участке наибольшего радионуклидного загрязнения (β>10 000 част/мин*см^2, γ = 10-50 мкЗв/ч). В качестве опытного растения выбран тонконог (*Koeleria cristata*). На всех исследовательских площадках отобраны пробы растений для следующих видов анализов: для морфологических исследований отобраны средней длины надземные части растения, при помощи метра-рулетки измерялись основные параметры растения: высота растения, высота стебля, длина метелки; для анатомического исследования с каждого растения отбирались фрагменты стеблей; для определения содержания радионуклидов и элементов оставшаяся надземная часть растительной биомассы отбиралась с площади 1 м^2; для определения содержания радионуклидов и элементов проводился отбор образцов почвы; образцы почвы отбирались методом конверта на глубину 0-5 см, площадь – 100 см^2. С целью подтверждения идентичных условий произрастания на всех 10 исследовательских площадках территории обследования отобраны и переданы на элементный анализ пробы растений.

Содержание элементов в растениях находится примерно в одинаковых концентрациях, что исключает воздействие иного фактора, такого, как влияние токсичных элементов на морфо-анатомические показатели растений.

Значения удельной активности радионуклидов в растениях приведены в таблице 1.

Таблица 1 – Удельная активность радионуклидов в растениях

№ площадки	Содержание радионуклидов, Бк/кг							
	^{137}Cs	^{241}Am	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	$^{239+240}$Pu	^{90}Sr
1	<440	440±90	<92	<160	<800	<260	360±80	1,1*10^7
2	290±60	230±50	<47	<87	<200	<150	530±60	1,8*10^7
3	350±70	230±50	<35	<170	<280	<200	390±60	5,2*10^6
4	16±3	15±3	<2	<3	<7	<4	55±2	1,4*10^6
5	<33	<8	<25	<9	<97	<24	27±3	3,6*10^5
6	<49	<12	<85	<28	<150	<20	14±3	1,1*10^5
7	<31	<7,7	<19	<8	<77	<11	180±10	3,1*10^4
8	<28	<7	<21	<8	<99	<12	4,1±1,3	1,2*10^4
9	<8	<2	<8	<3	<35	<4	6,7±1,7	1,9*10^3
10	<13	<3	<10	<4	<40	<6	6,6±2,4	1,8*10^3

Максимальные значения удельной активности отмечаются для радионуклида ^{90}Sr. При увеличении удельной активности ^{90}Sr с $1,8 \cdot 10^3$

до $1{,}8 \cdot 10^7$ наблюдается незначительное уменьшение диаметра стеблей и увеличение толщины склеренхимы, эпидермы и площади проводящего пучка. Однако все изменения находятся в пределах погрешностей.

Оценка дозовых нагрузок внутреннего и внешнего облучения растений проводилась согласно рекомендациям публикации №108 МКРЗ. Мощность дозы внутреннего облучения или внешнего облучения растений рассчитана как произведение удельной активности радионуклида в растении на соответствующий дозовый коэффициент [4]:

$$D = A \times d$$

где A - удельная активность сырой пробы растения, или удельной активности подстилающей почвы (Бк/кг), d - дозовый коэффициент внутреннего или внешнего облучения растения (мкГр/сутки)/(Бк/кг).

В таблице 2 представлены дозовые коэффициенты техногенных радионуклидов (характерных для площадки БРВ) для растений.

Таблица 2 – Дозовые коэффициенты внутреннего и внешнего облучения растений, (мкГр/сутки)/(Бк/кг)

Радионуклид	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{241}Am	$^{239+240}Pu$
Внутреннее облучение	$1.8 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$3.4 \cdot 10^{-3}$	$1.8 \cdot 10^{-3}$	$4.0 \cdot 10^{-3}$	$8.9 \cdot 10^{-4}$	$7.7 \cdot 10^{-2}$	$7.2 \cdot 10^{-2}$
Внешнее облучение	$1.1 \cdot 10^{-2}$	$3.0 \cdot 10^{-9}$	$2.7 \cdot 10^{-3}$	$5.3 \cdot 10^{-3}$	$5.7 \cdot 10^{-3}$	$2.0 \cdot 10^{-4}$	$7.9 \cdot 10^{-5}$	$3.1 \cdot 10^{-6}$

На основе удельных активностей радионуклидов в почве и растениях рассчитаны мощности поглощенных доз для внутреннего и внешнего облучения (Таблица 3).

Таблица 3 – Мощности доз

Номер площадки	Мощность дозы внешнего облучения, мкГр/сутки	Мощность дозы внутреннего облучения, мкГр/сутки	Суммарная мощность дозы, мкГр/сутки	Суммарная мощность дозы, мГр/сутки
1	12,3	$1{,}6*10^5$	$1{,}9*10^5$	190
2	19,4	$2{,}7*10^5$	$2{,}7*10^5$	270
3	9,0	$8{,}9*10^4$	$9{,}0*10^4$	90
4	2,8	$2{,}7*10^4$	$3{,}0*10^4$	30
5	0,6	$7{,}4*10^3$	$7{,}4*10^3$	7,4
6	0,2	$1{,}7*10^3$	$1{,}7*10^3$	1,7
7	0,1	$6.0*10^2$	$6{,}0*10^2$	0,6
8	0,1	$1{,}8*10^2$	$2{,}0*10^2$	0,2
9	0,09	16,6	16,7	0,02
10	0,08	16,3	16,4	0,02

В результате проведенных исследований установлено, что наибольшую мощность дозы формируют радионуклиды ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$.

Максимальное значение суммарной мощности дозы достигает 270 мГр/сутки.

Известно, что при воздействии мощности дозы в диапазоне 10-100 мГр/сутки могут наблюдаться снижение репродуктивной способности, дефекты роста; при увеличении мощности дозы от 100 до 1000 мГр/сутки – гибель отдельных растительных организмов [4]. Изменения анатомических показателей стебля исследуемого растения от суммарной мощности дозы представлены в виде графиков (Рисунок 1).

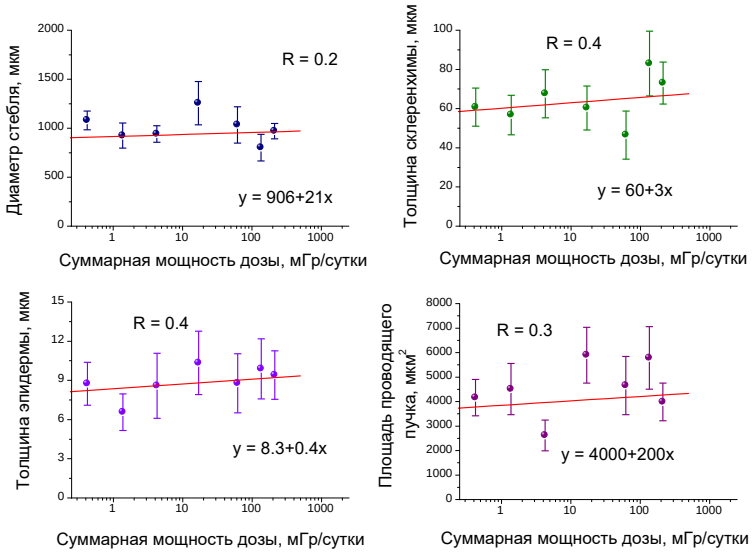


Рисунок 1 – Изменение параметров стебля от суммарной мощности дозы

Как видно из графиков, при увеличении суммарной мощности дозы от 0,02 до 270 мГр/сутки изменений в анатомическом строении стебля не наблюдается. Все значения морфологических параметров также находятся в пределах «нормальных значений», встречающихся в литературе [5]. Данное обстоятельство может быть связано с тем, что исследуемый вид растения – тонконог (*Koeleria cristata*) относится к представителям дикорастущих злаковых растений, которые, согласно литературным данным являются более резистентными к воздействия таких факторов как хроническое ионизирующее излучение [6].

Список литературы

1. Институт радиационной безопасности и экологии: научно-популярное издание. - 2-ое, перераб. и доп. / Под ред. С.Н. Лукашенко. - Павлодар: Дом печати, 2012. – 48 с.

2. www.rsl.ru: Дурмекбаева, Ш.Н. «Морфологические и анатомические особенности строения надземных органов растения в районе полигона

«Семей»: автореф. на соискание ученой степени доктора биол. наук, 03.00.05. - Алматы, 2000. - 33 с.
3. Абатуров, Ю. Некоторые особенности радиационного поражения сосны в районе Аварии на ЧАЭС / Ю. Абатуров // Экология. – 1991. - № 5.
4. ICRP Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants ICRP Approved by the Commission in October. Publication. – 2008. – 108 p.
5. «Иллюстрированный определитель растений Казахстана» Том I. Академия наук Казахской ССР, Институт ботаники, изд. «Наука» Казахской ССР, Алма-Ата 1969 г., 643 с.
6. Горндон Линсли «Радиация и окружающая среда: оценка воздействия излучения на флору и фауну», бюллетень МАГАТЭ, 39/1/1997, с.20.

Научное издание

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАДИОЛОГИИ И АГРОЭКОЛОГИИ, ПУТИ РЕАБИЛИТАЦИИ ТЕХНОГЕННО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ УГОДИЙ

Международная конференция

Сборник докладов

г. Обнинск, 15 декабря 2016 г.

ISBN 978-5-903386-46-8

9 785903 386468

Компьютерная верстка Шубина О.А., Хохлова М.Г.

Подписано в печать 22.11.2016 г. Формат 60x90 $^{1}/_{16}$
Усл. печ. л. 13,25. Тираж 350 экз. Заказ 36

Издательство ФГБНУ ВНИИРАЭ
249032, г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км