

Министерство образования и науки Российской Федерации
Сибирский федеральный университет



РАДИОЭКОЛОГИЯ XXI ВЕКА

**Материалы Международной
научно-практической конференции**

14-16 мая, 2012

**INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE
«RADIOECOLOGY OF THE XXI CENTURY»**

14-16 may, 2012

Красноярск
СФУ
2012

УДК 539.16:504.7
ББК 22.383.2
Р 154

Редакционная коллегия:

Профессор, доктор медицинских наук С.В.Куркатов, кандидат технических наук, доцент И.В.Тарасов, руководитель лаборатории радиационного контроля В.А.Чечеткин, главный специалист лаборатории радиационного контроля А.И.Григорьев, кандидат биологических наук, доцент О.А.Кузнецова, ст. преподаватель М.М.Клунникова.

Р 154 Радиозэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, Красноярск, 14-16 мая 2012 года. – Красноярск: СФУ, 2012. - 440 с.

ISBN 978-5-7638-2568-8

Содержит материалы, представленные на Международной научно-практической конференции «Радиозэкология XXI века». Рассматриваются региональные проблемы радиозэкологии, включая лесную и сельскохозяйственную радиозэкологию, миграцию радионуклидов, природные биоценозы и радиозэкологическую обстановку, радиозэкологическое образование; радиозэкология населенных пунктов и радиозэкологическое сопровождение строительства. Освещены вопросы использования атомной энергии, хранения радиоактивных отходов и реабилитации радиационно-загрязненных территорий, контроля радиационной обстановки на территориях. Рассмотрены медико-биологические аспекты действия радиации.

Сборник рассчитан на широкий круг специалистов России и зарубежья, а также всех, интересующихся вопросами радиозэкологии

УДК 539.16:504.7
ББК 22.383.2

ISBN 978-5-7638-2568-8

© Сибирский
федеральный
университет,
2012

ОРГАНИЗАТОРЫ КОНФЕРЕНЦИИ

**МИНИСТЕРСТВО ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ И ЛЕСНОГО КОМПЛЕКСА
КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ
СИБИРСКИЙ ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ (СФУ)
СИБИРСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АЭРОКОСМИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМЕНИ АКАДЕМИКА М.Ф. РЕШЕТНЕВА (СибГАУ)
КРАСНОЯРСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР СО РАН
ИНФОРМАЦИОННЫЙ ЦЕНТР ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ В КРАСНОЯРСКЕ
КРАСНОЯРСКАЯ РЕГИОНАЛЬНАЯ ОБЩЕСТВЕННАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ
«КРАСНОЯРСКИЙ КРАЕВОЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ СОЮЗ»
НЕЗАВИСИМАЯ ОБЩЕСТВЕННАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ПАЛАТА (НОЭП)**

CONFERENCE COORDINATORS

**MINISTRY OF THE NATURAL RESOURCES AND FORESTRY COMPLEX
IN THE KRASNOYARSK REGION
SIBERIAN FEDERAL UNIVERSITY (SFU)
SIBERIAN STATE AEROSPACE UNIVERSITY
NAMED AFTER ACADEMICIAN M.F. RESHETNEV (SibSAU)
KRASNOYARSK SCIENCE CENTRE SB RAS
INFORMATION CENTER OF ATOMIC ENERGY IN KRASNOYARSK
KRASNOYARSK REGIONAL SOCIAL ORGANIZATION
«KRASNOYARSK REGIONAL ECOLOGICAL UNION»
INDEPENDENT SOCIAL ECOLOGICAL BOARD (ISEB)**

СОДЕРЖАНИЕ

Секция: Проблемы радиозологии и атомная энергетика (включая вопросы использования атомной энергии, хранения радиоактивных отходов и реабилитации радиационно-загрязненных территорий, контроль радиационной обстановки на территориях)	11
1. Григорьев А.И., Коваленко В.В., Ревяко Ю.С., Панкратов Л.В. Проблемы вычитания фона при индивидуальном дозиметрическом контроле и радиационном контроле на открытой местности	11
2. Григорьев А.И., Ревяко Ю.С., Коваленко В.В., Собянина Е.В. Природная радиационная аномалия на территории Усть-Ангарского уранового месторождения	19
3. Дашкевич Т.В., Герменчук М.Г. Апробация методики оценки радиационной обстановки на примере анализа результатов гамма-съёмки в зоне влияния Игналинской АЭС	27
4. Дашкевич Т.В., Герменчук М.Г. Научно-методическое обоснование оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды и комплекса мероприятий по реагированию на аварийные ситуации на АЭС	28
5. Кадацкая М.М. О соответствии базы данных дозовых коэффициентов МКРЗ 1996 годарекомендациям МКРЗ 2007 года	34
6. Карнаухов А.В., Ястребинский Р.Н., Ястребинская А.В. Композиционные материалы для биологической защиты транспортных ядерных энергетических установок от нейтронного излучения	40
7. Каченовский В.П. Подземное захоронение жидких радиоактивных отходов в России. Радиационная безопасность для населения	44
8. Ли Н.И., Игнатъев Е.В. Использование светового источника излучения при оценке эксплуатационных характеристик фотоматериалов для промышленной радиографии	47
9. Ли Н.И., Фролова Е.Н. Применение усиливающих экранов на основе элементов с высоким атомным номером для промышленной радиографии	50
10. Лукашевич Р.В. Исследование Вероятности обнаружения источников гамма-излучения с Заданными параметрами с использованием сцинтилляционного детектора	57
11. Мальцев Ю.М., Атурова В.П., Бобылева К.А., Варфоломеев Д.В., Коваленко В.В., Чечеткин В.А., Шишлов А.Е. О радиационном мониторинге в пойме р. Енисей	63
12. Мальцев Ю. М., Бобылева К. А. Радиоактивное загрязнение вод р. Енисей	68
13. Мельников Н.Н., Амосов П.В. Миграционная модель объекта окончательной изоляции отвержденных РАО в слабопроницаемых скальных породах	72
14. Полежаев Р. И. Использование ионизирующих излучений в мирных целях	79
15. Palumbo M. The growth of radio technologies and the preservation of our planet Mariangela Palumbo	84
16. Ревенко Ю.А. Роль Горно-химического комбината в замыкании топливного цикла АЭС России	84
17. Собянина Е.В., Коваленко В.В., Мальцев Ю.М. Радиационно-гигиеническая паспортизация ЗН ФГУП «ГХК»	86

18. Степанова Т.Н., Пухилас А.А. Состояние и развитие автоматизированной системы контроля радиационной обстановки на территории Красноярского края.....	92
19. Huether M. Relevance Radiobiology for Human Spaceflight.....	96
20. Шевцова Н.Л., Гудков Д.И. Использование цитогенетических показателей референтных видов воздушно-водных растений пресноводных водоемов при оценке радиоэкологической обстановки.....	96
Секция: Радиоэкология населенных пунктов (радиоэкология населенных пунктов, радиоэкологическое сопровождение строительства)	104
21. Бердымбаева Д.Ш., Бахтин М.М. Проблемы радонобезопасности в Северных областях Казахстана	104
22. Воеводин В.А., Кургуз С.А. Вариации плотности потока радона из почвы в контрольной точке на территории г. Красноярска	108
23. Габдрахов А.А., Казымбет П.К., Бахтин М.М., Бердымбаева Д.Ш., Кашкинбаев Е.Т. Радиоэкологическая обстановка территории населенных пунктов в уранодобывающих регионах.....	115
24. Ганжа Д. Д. Особенности современной миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в урбоэкосистеме Чернобыля	119
25. Грицко П.П., Гребенщикова В.И. Радиационно-экологическая обстановка в г. Иркутске и его периферии.....	121
26. Коваленко В.В., Воеводин В.А., Кургуз С.А. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово Красноярского края	128
27. Ковригин А.О. Отдаленные последствия первого ядерного испытания на Семипалатинском полигоне для населения Алтайского края	135
28. Кургуз С.А., Воеводин В.А. Реконструкция уровней содержания радона в воздухе по результатам мониторинга мощности дозы гамма-излучения внутри помещений.....	140
29. Кургуз С.А., Григорьев А.И. Влияние влажности на вариации мощности дозы гамма-излучения в условиях аномального содержания радона в воздухе	145
30. Кургуз С.А., Тарасов И.В. Влияние водопоглощения горной породы на эманацию способность	150
31. Назиров Р.А., Пересыпкин Е.В., Тарасов И.В., Романова А.А. Формирование удельной эффективной активности естественных радионуклидов в строительных материалах и изделиях.....	156
32. Орлова К. Н., Абраменко Н. С. Зависимость мощности дозы гамма-излучения от прохождения космических лучей через нижний слой атмосферы	158
33. Орлова К.Н., Семенов А.А. Вклад промышленных объектов в получаемую человеком общую годовую дозу гамма-излучения.....	160
34. Рождественская Т.А., Пузанов А.В. Радионуклиды в почвах бассейна Верхнего Аля (Северо-Западный Алтай).....	162
35. Романова А.А., Игнатьев Г.В. Оценка эманации способности гравия в различных средах	166
36. Собянина Е.В., Коваленко В.В., Мальцев Ю.М., Четкин В.А. Радон на территории перспективной застройки микрорайона «Северный» в г. Минусинске.....	168

37. Шленская Н.С., Ерёмин В.В., Козлова Н.Н., Славская Л.А. Радиационная обстановка на территории Красноярского края в 2011 г.	176
38. Щербов Б.Л., Будашкина В.В. Радиоэкология лесных пожаров в Сибири	182
Секция: Региональные проблемы радиоэкологии (включая лесную и сельскохозяйственную радиоэкологию, миграцию радионуклидов, природные биоценозы и радиоэкологическую обстановку, радиоэкологическое образование)	190
39. Александрова Ю.В., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в воде реки Енисей	190
40. Атурова В.П., Домаренко В.А., Рихванов Л.П., Коваленко В.В., Куркатов С.В., Чечёткин В.А. Радиоэкологические проблемы бассейна р.Енисей	194
41. Балыкин Д.Н. Радиоактивные элементы в донных отложениях р. Васюган и ее притоков (Томская область)	200
42. Бахтина Н.К., Дмитриев Д. А. Оценка влияния нетрадиционных мелиорантов на накопление радионуклидов в растениях	202
43. Болсуновский А.Я. Радиоэкологические исследования поймы реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината (г.Железногорск).....	209
44. Бондарев А.Я. Радиоактивное загрязнение экосистем и плодовитость волка	213
45. Бондарева Л.Г. Тритий в пресноводной экосистеме реки Енисей	215
46. Ганжа К.Д., Кленус В.Г., Гудков Д.И. Физико-химические формы стронция-90 и цезия-137 в двустворчатых моллюсках водоема-охладителя Чернобыльской АЭС	217
47. Гладковский В.И., Хуснутдинова В.Я., Протасевич А.А. Формирование экологической компетенции студентов технического ВУЗа в условиях глобализации	223
48. Гончаров Е. А., Жирова М. А. К вопросу об оценке влияния факторов внешней среды на накопление растениями техногенных радионуклидов	225
49. Гончаров Е. А., Татарников А. М. Разработка методики оценки плотности загрязнения лесных территорий цезием-137 на основе применения портативных спектрометров	228
50. Григорьев А.И., Панкратов Л.В., Ревяко Ю.С., Скударнов С.Е., Шишлов А.Е. Особенности формирования доз в населённых пунктах, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения горно-химического комбината	235
51. Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Пинкина Т.В., Шевцова Н.Л., Чепига Л.С., Назаров А.Б. Эффекты хронического и острого радиационного воздействия у пресноводного моллюска <i>Lymnaea stagnalis</i> L.	246
52. Гутько В.И., Кобяшева С.В., Корбут Т.Н., Русакевич Д.В., Хильманович А.М. Активационный анализ на резонансных нейтронах с использованием спектрометра по длине замедления.....	253
53. Дементьев Д.В. Радиоэкологические исследования лесных экосистем центральной части Красноярского края в зоне влияния предприятия ЯТЦ	258
54. Дубынина М.А., Удалова А.А. Оценка критических уровней радиационного воздействия на сельскохозяйственные растения по морфометрическим и биохимическим показателям	260
55. Егорова И.А., Пузанов А.В. Уровень концентраций естественных радионуклидов в компонентах наземных экосистем высокогорных поясов Северо-Западного Алтая	265

56. Замятина Ю.Л., Архангельская Т.А., Рихванов Л.П., Капустина А.А. Особенности накопления радионуклидов в древесине на территории проведения подземных ядерных взрывов по результатам f-радиографии	267
57. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Бионакопление трансуранового элемента Am-241 карасем серебряным из воды и пищи	272
58. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г., Широкая З.О., Юрчук Л.П. Возрастная динамика накопления радионуклидов и дозы внутреннего облучения у рыб Чернобыльской зоны отчуждения	274
59. Карпов А.Д., Болсуновский А.Я. Содержание природных и техногенных радионуклидов в гидробионтах реки Енисей	279
60. Кочнева М.В. Участие студентов-экологов в радиационном обследовании жилых и общественных зданий г. Томска	283
61. Кудагелдинов А.А., Рихванов Л.П., Замятина Ю.Л., Иванов А.Ю. Современная оценка радиационного состояния окружающей среды на участках проведения подземных ядерных взрывов в Красноярском крае	287
62. Кутлахмедов Ю.А., Родина В.В., Матвеева И.В., Бевза А.Г. Теория и модели радиоемкости и надежности экосистем в современной радиоэкологии	293
63. Маликова И.Н., Сухоруков Ф.В., Страховенко В.Д., Щербов Б.Л. О неоднородности современного распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири	300
64. Медведева М.Ю., Болсуновский А.Я. Накопление техногенных радионуклидов макрофитами реки Енисей в зоне влияния ГХК	306
65. Мешкинова С.С., Пузанов А.В. Радионуклиды в растительности и почвенном покрове долины средней Катунь	312
66. Митев А.Р., Шарафутдинов Р.А., Четкин В.А. Цезий-137 в пойменных почвах острова Татышев в г. Красноярске	315
67. Миронов В.П., Ильяшук А.Ю. Плутоний и америций на территории Беларуси: уровни загрязнения и физико-химические формы	320
68. Бондарева Л.Г., Власова И.Э., Могильная О.А. Особенности микрораспределения трансуранового ²⁴¹ Am в компонентах погруженного макрофита р. Енисей <i>Elodea Canadensis</i>	325
69. Орешков Д.Н., Шишкин А.С., Орешкова Н.В., Углова Е.С. Оценка воздействия Горно-химического производства на древесную растительность и млекопитающих	326
70. Поморцева Н.А., Гудков Д.И., Родионова Н.К., Каглян А.Е., Назаров А.Б. Особенности морфологии эритроцитов и лейкоцитарной формулы периферической крови рыб в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения	333
71. Пухтеева И.В., Прокопенко Н.В., Герасимович Н.В. Подготовка специалистов экологов-радиобиологов в МГЭУ им. А.Д. Сахарова	339
72. Раздайковин А.Н., Радин А.И., Ромашкин Д.Ю. Использование информационных контрмер при организации радиационно-безопасного ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения	341
73. Русанов В.А., Шишов А.Е., Садырев Д.Ю. Анализ радиоэкологической обстановки в пойме р. Енисей после остановки реактора АДЭ-2	346
74. Страховенко В.Д., Маликова И.Н., Рихванов Л.П., Щербов Б.Л., Сухоруков Ф.В., Барановская Н.В., Атурова В.П. Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири	352

75. Салтыков А. В., Хабидов А. Ш. Естественные радионуклиды в донных отложениях р. Обь (лесная и лесостепная зоны).....	357
76. Славкина О.В., Дьяков А.А., Файзрахманов Ф.Ф. Радиационное обследование территории снежинского лесхоза.....	360
77. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Кропачева М.Ю., Чугуевский А.В., Солотчин П.А. Техногенные радионуклиды левобережья Енисея после впадения Ангары: связь с минеральным составом и условиями образования аллювиальных отложений	363
78. Трофимова Е.А., Зотина Т.А, Болсуновский А.Я. Оценка эффективности переноса техногенных радионуклидов в трофических сетях р. Енисей	374
79. Федотова А.С. Модель миграции ^{137}Cs в аграрном ландшафте, расположенном в зоне наблюдения ГХК.....	378
80. Фузелла Т. Ш. Оценка радиозэкологической ситуации в зоне влияния Сибирского химического комбината	385
Секция: Медико-биологические аспекты действия радиации (включая радиационную безопасность и защиту населения, оценку дозовых нагрузок)	392
81. Besler D. WAICO-Experiment on ISS (Columbus-module) Waving and Coiling of Arabidopsis Roots at Different g-levels	392
82. Дружинин В.Г., Ларионов А.В., Минина В.И. Оценка индивидуальной радиочувствительности генома человека в условиях хронического воздействия излучений радона и продуктов его распада	392
83. Калинин Д.Е. , А.Б. Карпов, Р.М. Тахауов, Ю.А. Самойлова, И.В. Ширяева, Д.Б. Бульдович, Е.Г. Борисова Анализ состояния здоровья персонала крупного предприятия атомной отрасли.....	400
84. Калинин Д.Е. , Карпов А.Б. , Тахауов Р.М. , Самойлова Ю.А., Ширяева И.В., Кострыкина Е.В. , Бульдович Д.Б. Онкологическая заболеваемость лиц, подвергавшихся долговременному профессиональному облучению	402
85. Кашкинбаев Е.Т., Казымбет П.К., Бахтин М.М., Камешева Г.Т., Жарлыганова Д.С., Габдрахов А.А. Динамика заболеваемости злокачественными новообразованиями населения Северного региона Казахстана	404
86. Литвяков Н.В. , Васильева Е.О. , Бондарюк А.А. , Гончарик О.О. , Межеричкий С.А. , Тахауов Р.М. , Карпов А.Б. Цитогенетические нарушения в лимфоцитах крови у работников Сибирского химического комбината	409
87. Миронов В.П., Журавков В.В., Кудина О.П. Облучение щитовидной железы в условиях йодного дефицита после аварии на ЧАЭС.....	410
88. Поплавская Т. В., Тихонова И. В. Результаты мониторинга заболеваемости и смертности населения, проживающего в зоне наблюдения горно-химического комбината г. Железногорска Красноярского края.....	416
89. Пуликов А.С., Москаленко О.Л., Зайцева О.И. Взаимосвязь между адаптационным потенциалом, эволютивными и конституциональными типами физического развития и радиозэкологией местности у юношей Центральной Сибири	421
90. Репин В.С. Развитие методологии оценки радиационного риска в системе социально-гигиенического мониторинга.....	425

91. Синицкий М.Ю. Использование микроядерного теста для оценки генотоксического воздействия радона на организм человека.....	428
92. Siebert D. Radiation and space exploration.....	432
93. Хуснутдинова В.Я., Савчук О.Ф. О чувствительности вилочковой железы к радиации	433
94. Авторский указатель	437

СЕКЦИЯ: ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И АТОМНАЯ ЭНЕРГЕТИКА (ВКЛЮЧАЯ ВОПРОСЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ И РЕАБИЛИТАЦИИ РАДИАЦИОННО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ, КОНТРОЛЬ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИЯХ)

ПРОБЛЕМЫ ВЫЧИТАНИЯ ФОНА ПРИ ИНДИВИДУАЛЬНОМ ДОЗИМЕТРИЧЕСКОМ КОНТРОЛЕ И РАДИАЦИОННОМ КОНТРОЛЕ НА ОТКРЫТОЙ МЕСТНОСТИ

А.И. Григорьев¹, В.В. Коваленко², Ю.С. Ревяко³, Л.В. Панкратов⁴

¹ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск, ²ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск,

³ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск,

⁴Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю, г. Красноярск

В практике индивидуальной дозиметрии и радиационного контроля часто встречаются ситуации, когда мощность дозы внешнего гамма-излучения близка к фоновым значениям. Такие ситуации требуют учёта как фоновых (природных) значений, так и ряда параметров измерительного прибора, которые не приводятся в технической документации и метрологически не обеспечены. В настоящем докладе рассмотрены и обсуждены проблемы вычета природной составляющей при индивидуальном дозиметрическом контроле (ИДК) и сопоставления данных, полученных дозиметрическими приборами с различным откликом на космическое излучение и собственным фоном (так называемый «нулевой» фон).

Вычитание природного фона при ИДК

Индивидуальный дозиметрический контроль персонала в большинстве организаций, работающих с источниками ионизирующего излучения (ИИИ), ведётся с использованием термолюминесцентной дозиметрии (ТЛД). При этом при определении индивидуальных доз в рамках проведения дозиметрического контроля сложилось явное противоречие между устоявшейся практикой и действующими методическими указаниями: указания предписывают вычитать природную составляющую дозы [1, 2], а на практике это вычитание производится далеко не всегда.

Сложившаяся практика индивидуального дозиметрического контроля часто игнорирует вклад природного облучения. При исследованиях доз профессионального облучения молчаливо предполагается, что этот вклад ничтожен по сравнению с техногенным облучением.

Оценку ожидаемой величины природного вклада при ИДК легко произвести на основании многолетних измерений мощности поглощённой дозы (накопленной дозы) в зданиях различного типа. Такие измерения в Красноярском крае проводятся ежегодно в рамках радиационно-гигиенического мониторинга и составления формы № 4-ДОЗ. Мощность дозы внешнего облучения в зданиях различного типа колеблется от 0,06 мкЗв/час до 0,10 мкЗв/час. Если учесть, что персонал группы А работает не более 11 месяцев (330 дней) в году,

а также то, что индивидуальный дозиметр фиксирует природное облучение все 24 часа в сутки, в отличие от техногенного облучения, величина природного вклада в облучение человека на производстве будет находиться в интервале 0,5...0,8 мЗв/год.

Для оценки реальной величины природного вклада были выбраны две организации: ОАО «Красноярский машиностроительный завод», на котором используются рентгеновские и гамма-дефектоскопы, спектрометры с закрытыми радионуклидными источниками, а также ООО «Добрый Доктор», медицинское учреждение, использующее стоматологические рентгеновские аппараты – визиографы и ортопантомографы. На «Красмаше» к группе А отнесено 64 человека, в ООО «Добрый Доктор» – 2 человека. В обоих случаях в организациях устанавливалось по 3 фоновых дозиметра. Для определения накопленных доз использовались аппаратные комплексы АКДК-201 и ДТУ-01, которые предназначены для интегральных измерений накопленной дозы гамма-излучения при продолжительности измерения от нескольких дней до нескольких месяцев. Они позволяют измерять дозы в диапазоне от 0,05 мЗв до 10 Зв при энергии гамма-излучения 0,03...1,25 МэВ. В таблице 1 приведены итоговые результаты исследований в ООО «Добрый Доктор» и ОАО «Красноярский машиностроительный завод». Время экспонирования дозиметров – три месяца.

Таблица 1. Результаты измерений накопленной дозы
(время экспонирования – 3 месяца)

Организация	Доза персонала (Д), мЗв	Фоновая доза (Ф), мЗв	Д – Ф, мЗв
ОАО «Красмаш»	0,31 ± 0,03	0,18 ± 0,02	0,13 ± 0,04
ООО «Добрый Доктор»	0,32 ± 0,03	0,14 ± 0,02	0,18 ± 0,04

Из данных, приведенных в таблице, следует, что вклад природной компоненты в суммарную дозовую нагрузку персонала составляет 40...60%. Таким образом, игнорирование природной компоненты может привести (и приводит) к неправомерному завышению доз техногенного облучения персонала практически в 2 раза.

По данным радиационно-гигиенического паспорта (РГП) Красноярского края за 2009 г. более чем 2300 профессионалов (из организаций, подведомственных Роспотребнадзору), работая с ИИИ, получили годовую коллективную дозу 2,67 чел.-Зв. Это означает, что до 1,6 чел.-Зв коллективной дозы обусловлено природными факторами, а не профессиональной деятельностью. Радиационные риски профессионалов, приведенные в заключении управления Роспотребнадзора по Красноярскому краю на РГП, естественно, несколько завышены.

Для сравнения в таблице 2 приведены значения среднегодовой дозы персонала трёх предприятий Госкорпорации «Росатом», функционирующих в Красноярском крае, и персонала всех стоматологических организаций Красноярского края, эксплуатирующих дентальные рентгеновские аппараты. Сведения о дозовых нагрузках персонала предприятий «Росатома» взяты из радиационно-гигиенических паспортов Российской Федерации за 2008 и 2009 гг. [3, 4].

Дозы персонала предприятий «Росатома» определялись с вычитанием природного фона, а дозы персонала стоматологических организаций – без вычитания; в региональные банки данных по дозам облучения, во все аналитические материалы вплоть до радиационно-гигиенического паспорта региона эти сведения входят (и войдут) именно так, без необходимой поправки. Около 30% профессионалов, работающих с ИИИ в Красноярском крае, получают годовые дозы от 1 до 2 мЗв. Учитывая реальный вклад природной

компоненты, необходимо часть этих профессионалов перевести в другой диапазон – 0...1 мЗв/год.

Таблица 2. Среднегодовые дозы персонала предприятий «Росатома» и стоматологических организаций Красноярского края, мЗв/год

Организации	2008 г.		2009 г.	
	группа А	весь персонал	группа А	весь персонал
«Росатом»	1,16	0,97	0,93	0,75
Стоматолог. организации	1,10	1,11	1,04	1,02

В 2011 год в организации Красноярского края, использующие ИИИ и поднадзорные Роспотребнадзору, впервые начали применять фоновые дозиметры в практике ИДК. Из 220 организаций (из них медицинских организаций – 184), 81 организация использовала фоновый дозиметр в течение года. Более 35% организации в 2011 году начали выполнять требование нормативных документов и определять дозы техногенного облучения персонала с вычетом природного фона.

Сравнительная характеристика доз облучения персонала с учетом природного фона и без такого учёта приведена в таблице 3.

Таблица 3. Средняя индивидуальная доза облучения персонала в 2011 году

Тип организации	Средняя эффективная доза облучения персонала, мЗв/год		
	техногенное облучение + фон	техногенное облучение	природное облучение
Медицинские	1,02	0,25	0,87
Не медицинские	1,10	0,43	0,69

Вклад природной составляющей в дозу облучения персонала составил более 60% для организаций не медицинского профиля и более 85% для медицинских учреждений! При этом доза техногенного облучения пренебрежимо мала (составляет 0,05 мЗв/год) у 30% специалистов медицинских учреждений.

В существующих методических инструкциях не определён подробный алгоритм вычитания природного вклада, а именно: что необходимо делать при получении нулевых или отрицательных значений при вычитании.

В настоящее время в ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» внедряется следующий алгоритм действий:

1. Провести суммирование накопленных в течение отчётного года доз за все периоды экспозиции для всех лиц, отнесенных к персоналу группы А (и группы Б, если для них организован инструментальный ИДК), используя данные, приведенные в протоколах. Пусть эти суммарные индивидуальные дозы обозначаются так – $E_{\Sigma i}$, i – меняется от 1 до N , где N – число лиц предприятия, для которых организован ИДК.

2. Провести суммирование показаний фоновых дозиметров за период контроля. Обозначим полученную сумму – E_{Φ} .

3. Определить вклад техногенной составляющей для каждого специалиста:

$$E_{\Sigma 1} - E_{\Phi} = E_1,$$

$$E_{\Sigma 2} - E_{\Phi} = E_2,$$

.....

$$E_{\Sigma N} - E_{\Phi} = E_N.$$

4. При выполнении вычитания возможны ситуации, когда результат получается нулевым или отрицательным. Это возможно, так как вклад техногенной составляющей обычно не велик, а во многих случаях статистически неотличим от фона. В таком случае необходимо за результат вычитания принять величину 0,05 мЗв, которая (в случае использования дозиметрического комплекса АКВДК-201) является статистическим пределом определения величины накопленной эффективной дозы.

5. Такую же величину – 0,05 мЗв – надо приписать тому специалисту, для которого процедура вычитания даёт результат $0,05 > E_i > 0$.

Полученные величины E_i будут корректно оценивать годовые эффективные дозы, полученные персоналом при работе с техногенными ИИИ, и могут быть внесены в РГП и форму № 1-ДОЗ предприятия.

Проблема «нулевого» фона при радиационных измерениях

При измерении МД на открытой местности дозиметрами различного типа неучёт так называемого «нулевого» фона дозиметров может существенно исказить оценки доз внешнего гамма-излучения. Как известно, «нулевой» фон – это сумма собственного фона прибора и его отклика на космическое излучение. Разумеется, для ряда исследований эта проблема неактуальна – например, нет необходимости точно знать нулевой фон дозиметра при отдельном обследовании типовых земельных участков. Но для получения единой картины, характеризующей радиационную обстановку в большом регионе (таком, например, как Красноярский край), когда измерения в разных частях региона делаются разными приборами, эта проблема чрезвычайно актуальна.

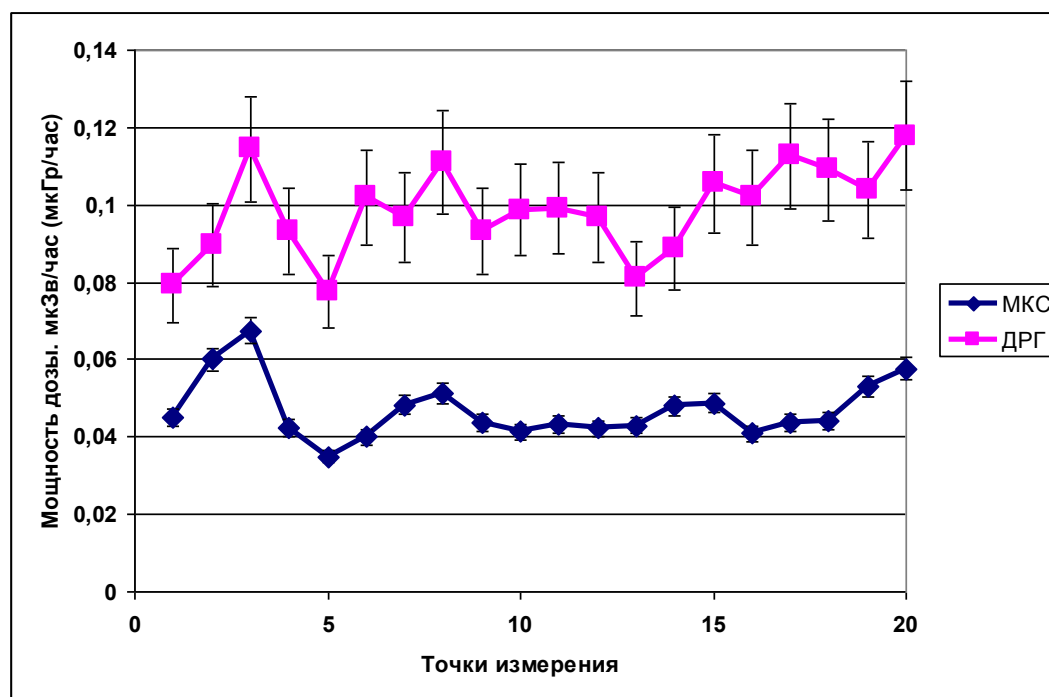


Рис. 1. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с применением одного коэффициента приведения

Показательный пример – использование двух различных дозиметров – МКС АТ 1125 и ДРГ-01Т1 при измерении мощности дозы по одному маршруту в городе Красноярске. На рисунке 1 изображено изменение МД вдоль маршрута, измеренное этими дозиметрами, причём, показания последнего переводились в мкГр/час умножением на известный коэффициент 0,0088.

На рисунке 2 показания ДРГ-01Т1 переведены в мкЗв/час домножением ещё на один известный коэффициент – 0,7.

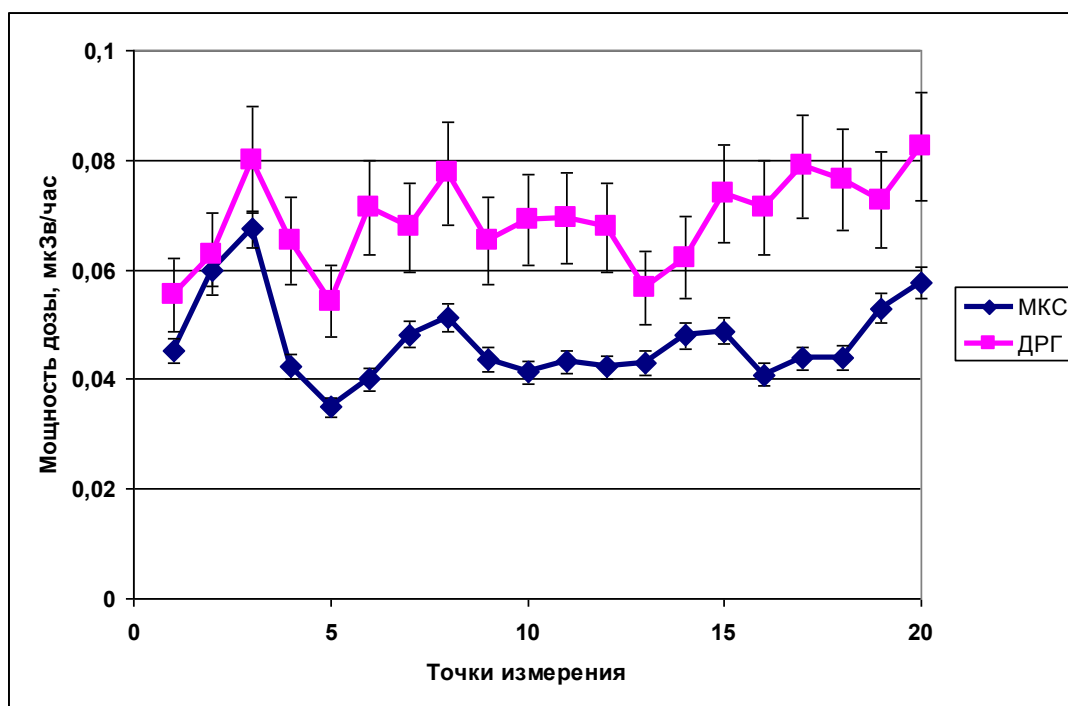


Рис. 2. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с применением двух коэффициентов приведения

Как видно из рисунков, мультипликативное приведение значений не убирает систематическую разницу, которая в данном случае остаётся существенной.

Давно назрела необходимость вычитания или собственного фона дозиметров, или так называемого «нулевого» фона. Есть несколько нормативных документов, в которых описывается процедура такого действия. Однако, эти документы или специальные – относятся только к загрязнённым территориям [5], или поверхностно описывающие такое действие [6].

Так как заводы-изготовители не утруждают себя необходимостью хотя бы оценить величину собственного или «нулевого» фона, в каждом регионе такие исследования необходимо проводить самостоятельно. У нас, в Красноярском крае ведущие организации, заинтересованные в таких измерениях, осуществили совместный эксперимент. Красноярский филиал ФГУП «Госцентр «Природа», ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», ФГУП «Горно-химический комбинат» и геолого-экологическое предприятие «ГЕОЛА» собрали дозиметры 10 различных типов, используемые в радиоэкологической практике, и оценили их «нулевой» фон на Красноярском море (при глубине не менее 200 м, а удалении от берегов – не менее 400 м). Количество измерений – не менее 100 для каждого прибора.

В таблице 4 и на рисунке 3 приведены полученные в эксперименте значения «нулевого» фона для этих приборов. Как видно, диапазон весьма велик: от 0,011 до 0,083

мкЗв/час. Его условно можно разбить на 4 части: от 0 до 0,03 мкЗв/ч, от 0,03 до 0,05 мкЗв/ч, от 0,05 до 0,08 мкЗв/ч и выше 0,08 мкЗв/ч. Эти части изображены разной штриховкой на рисунке 3.

После возвращения на берег всеми приборами была измерена мощность дозы в одном и том же месте. Результаты изображены на рисунке 4. Как видно, средние значения МД для различных групп приборов разные: 0,047 мкЗв/ч, 0,069 мкЗв/ч, 0,095 мкЗв/ч.

Таблица 4. «Нулевой» фон различных дозиметров

Дозиметр	Тип датчика	«Нулевой» фон, мкЗв/ч
МКС-АТ 6101С	сцинтиллятор	0,011 ± 0,002
МКС-АТ 6101Д	сцинтиллятор	0,012 ± 0,001
МКС-АТ 6101	сцинтиллятор	0,012 ± 0,002
МКС-АТ 1125	сцинтиллятор	0,015 ± 0,002
МКС-1117	сцинтиллятор	0,022 ± 0,004
МКС-6130	газоразрядный	0,036 ± 0,020
GammaTRACER	газоразрядный	0,055 ± 0,007
МКС/СПП-08А	сцинтиллятор	0,065 ± 0,022
ДРГ-01 Т1	газоразрядный	0,075 ± 0,015
ДРБП-03	газоразрядный	0,083 ± 0,018

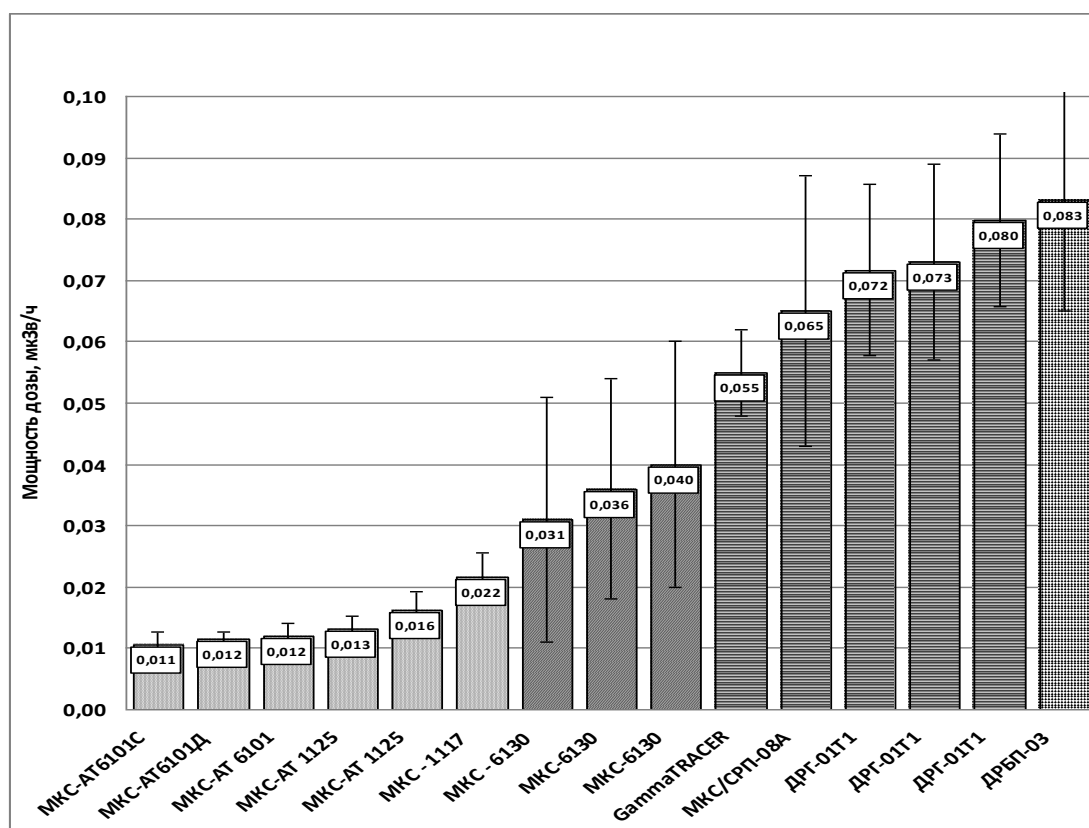


Рис. 3. «Нулевой» фон различных дозиметрических приборов

Для получения «истинных» (или хотя бы сравнимых) значений МД при одновременном измерении различными приборами, необходимо из «береговых» показаний вычесть «нулевой» фон, а затем добавить некоторое среднее значение МД, обусловленной космическим излучением. В соответствии с данными Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР ООН) [7] эта величина равна 0,32 мкЗв/ч, в соответствии с российской традицией она равна $400/8800 = 0,045$ мкЗв/ч. На рисунке 5 изображён реконструированный «истинный» фон на берегу. Как видно из рисунка эти данные уже могут быть отнесены к одной генеральной совокупности.

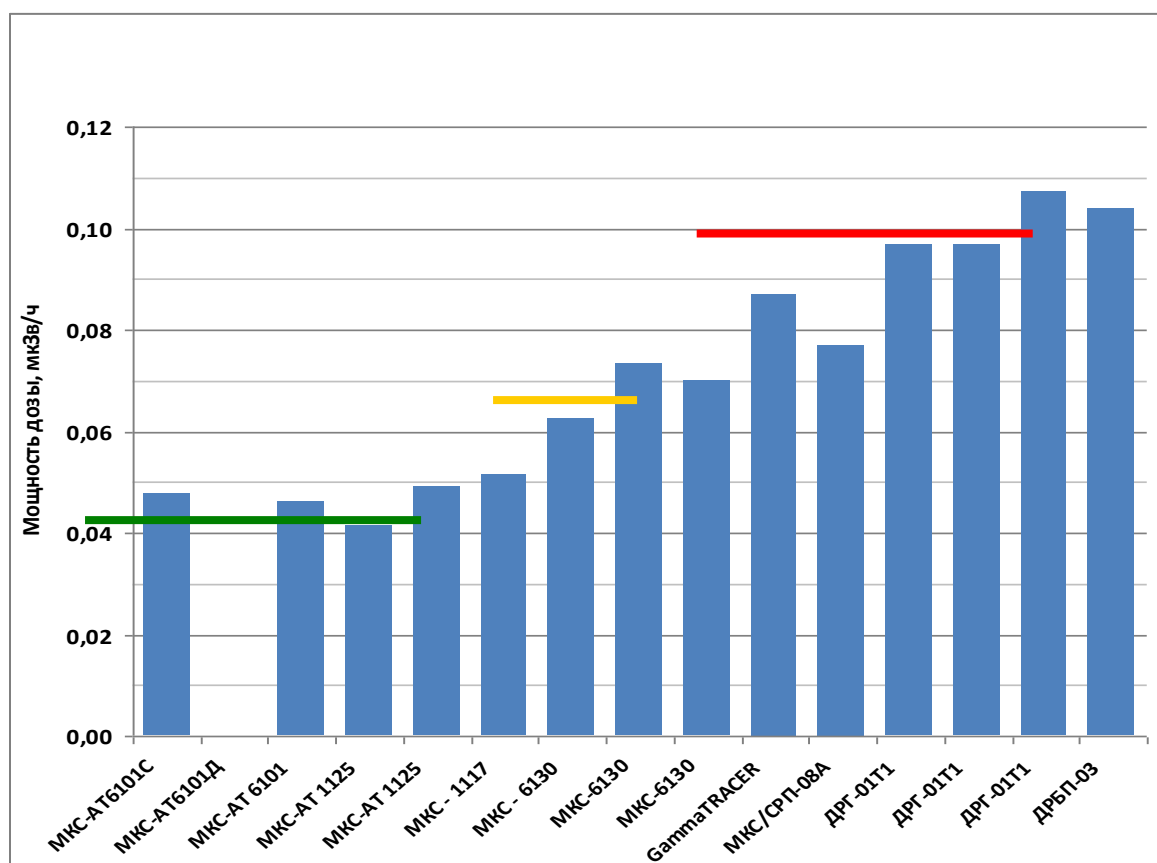


Рис. 4. Результаты измерения МД на берегу (усредняющие линии слева направо: 0,047 мкЗв/ч, 0,069 мкЗв/ч, 0,095 мкЗв/ч)

Полученные данные позволяют уверенно использовать дозиметры различных типов для сравнительных измерений МД внешнего гамма-излучения на открытой местности как в рамках радиационно-гигиенического мониторинга территории, так и при радиационном обследовании земельных участков.

Теперь вернёмся к примеру, изображённому на первых двух рисунках, когда было показано, что с помощью применения мультипликативных коэффициентов не всегда возможно объединить измерения, сделанные разными дозиметрическими приборами. Используем полученные значения «нулевого» фона и просто вычтем их из графиков (см. рисунок 6).

Если на рисунке 1 средние значения по маршруту, составляли 0,099 и 0,047 мкЗв/ч для ДРГ и МКС соответственно, то на рисунке 6 средние значения составляют 0,027 и 0,031, что статистически неотличимо.

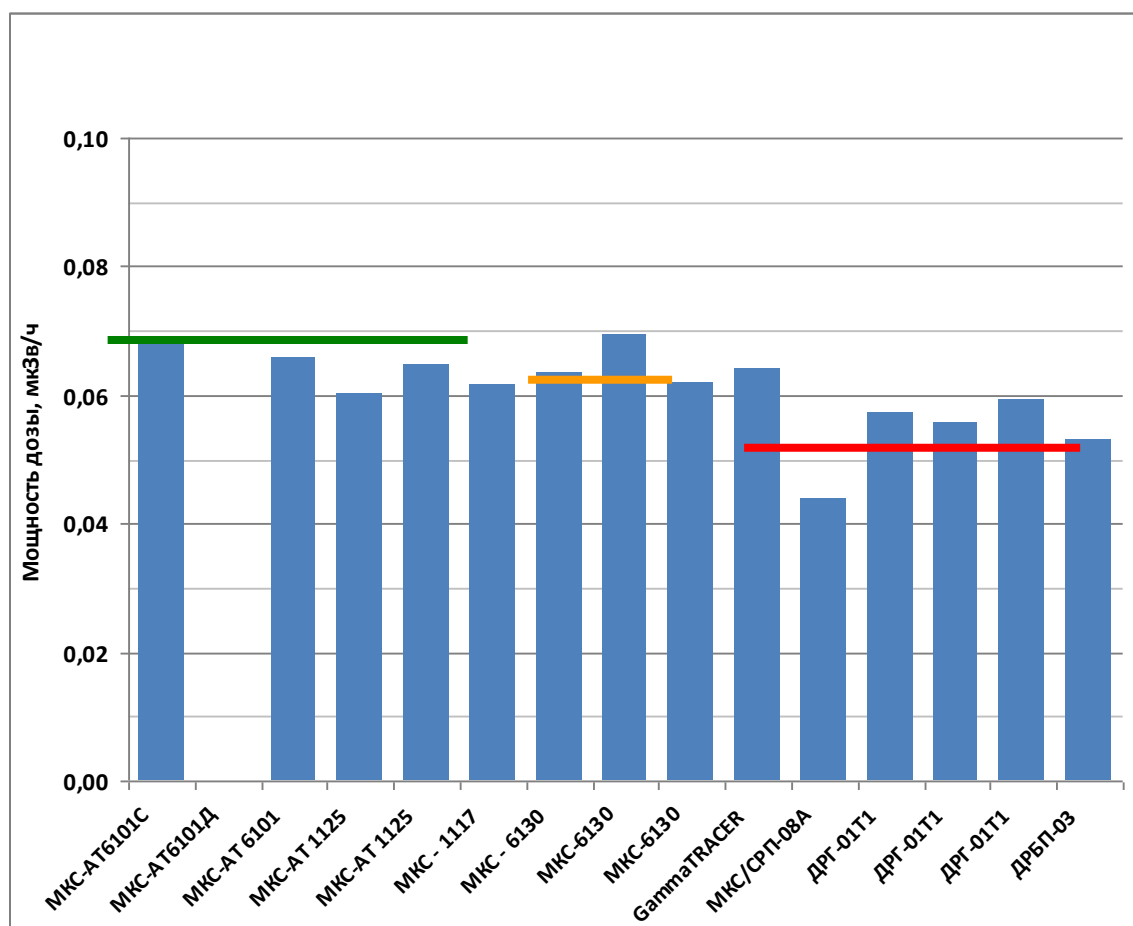


Рис. 5. «Истинный» гамма-фон на берегу (усредняющие линии слева направо: 0,064 мкЗв/ч, 0,065 мкЗв/ч, 0,056 мкЗв/ч).

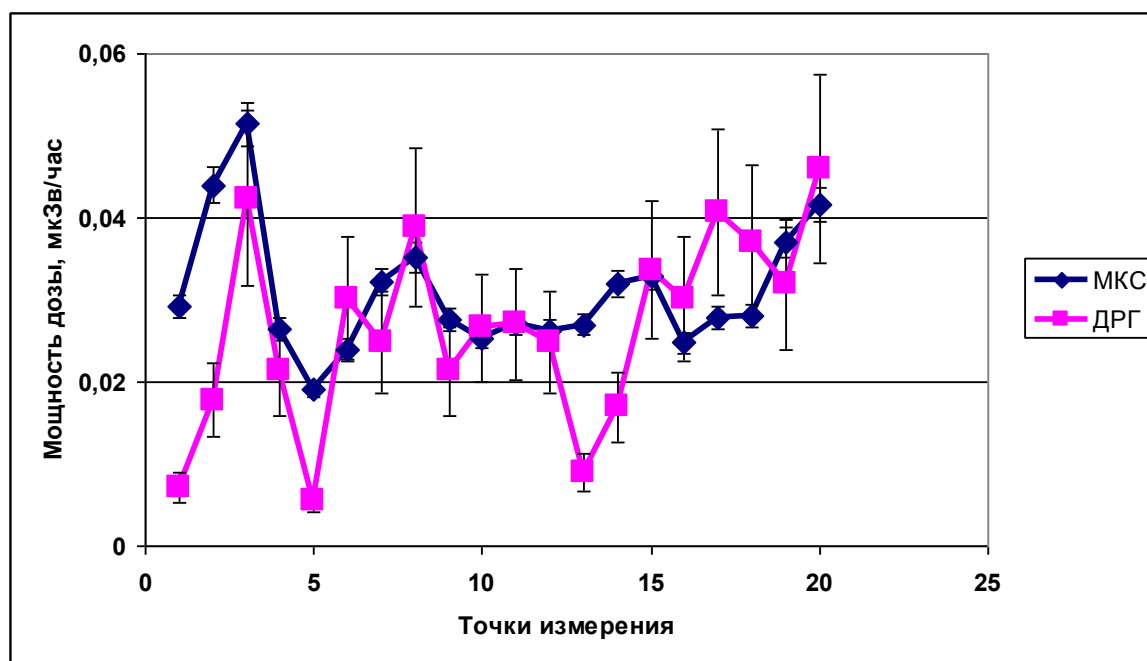


Рис. 6. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с вычитанием «нулевого» фона

В свете вышесказанного понятно, что для унификации измерений, для корректного объединения данных, получаемых в рамках радиационно-гигиенического мониторинга, необходимо на всей территории Российской Федерации применять идентичный подход для обязательного учёта различного нулевого фона используемых приборов.

Таким образом, для корректного учёта фоновых (природных) значений и ряда параметров измерительного прибора, чтобы избежать неверных выводов при дозиметрическом контроле и обеспечить единство измерений при радиационном контроле на открытой местности необходимо, по нашему мнению, подготовить новые методические указания на федеральном или ведомственном уровне.

Литература

1. Методические указания «Определение индивидуальных эффективных и эквивалентных доз и организация контроля профессионального облучения в контролируемых условиях обращения с источниками излучения. Общие требования»: МУ 2.6.1.16-2000, утв. 28.09.00, введ. в действие с 28.09.00.

2. Методические указания «Организация и проведение индивидуального дозиметрического контроля. Персонал медицинских учреждений»: МУ 2.6.1.2118-06, утв. 14.08.06, введ. в действие с 01.10.06.

3. Результаты – радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2008 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации).– М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.– 112 с.

4. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации).– М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.– 132 с.

5. Методические рекомендации «Радиационный мониторинг доз облучения населения территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС»: утв. 27.12.07 : введ. в действие с 27.12.07.

6. Методические рекомендации «Форма федерального государственного статистического наблюдения № 4-ДОЗ. Сведения о дозах облучения населения за счёт естественного и техногенно измененного радиационного фона»: утв. 19.04.07.– Взамен МР № 11-2/283-09.– М., 2007.–30 с.

7. Источники и эффекты ионизирующей радиации: Отчёт Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР) Генеральной ассамблее (6 июня 2000 г.) // ООН, НКДАР. – 154 с.

ПРИРОДНАЯ РАДИАЦИОННАЯ АНОМАЛИЯ НА ТЕРРИТОРИИ УСТЬ-АНГАРСКОГО УРАНОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

А.И. Григорьев¹, Ю.С. Ревяко², В.В. Коваленко³, Е.В. Собянина³

¹ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск,

²ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

³ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск

Введение. Исследования радиационной аномалии на территории заброшенного Усть-Ангарского уранового месторождения проводились в 2006-2008 гг. усилиями трёх организаций: ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», ФГУП «Госцентр «Природа», ООО «ГЕОЛА». Инициатива и финансирование исследований, как и дальнейших реабилитационных работ, принадлежат Министерству природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Рудные отвалы практически любого уранового месторождения относятся к классу производственных отходов с повышенным содержанием природных радионуклидов (ЕРН). Обращение с ними (сбор, хранение, транспортировка и захоронение) должно осуществляться с определенными ограничениями, обеспечивающими радиационную безопасность населения и среды обитания людей. При этом радиационная безопасность населения (после проведения реабилитационных работ) оценивается по значению годовой эффективной дозы дополнительного облучения критической группы населения, которая не должна превышать 100 мкЗв/год [1].

Цель исследований заключалась в проведении комплексного радиационно-гигиенического обследования условий проживания населения в пос. Усть-Ангарск, оценке потенциальной опасности рудных отвалов месторождения и, при необходимости, подготовке нормативно-обоснованных предложений, направленных на ограничение облучения населения поселков Усть-Ангарск и Стрелка.

Общие сведения об Усть-Ангарске. Посёлок Усть-Ангарск возник на месте бывшего поселения вольнонаёмных работников, которые в сороковых-пятидесятых годах прошлого столетия занимались разведкой и добычей урановой руды Усть-Ангарского месторождения. В то время отсутствовали санитарные правила, регламентирующие выбор участков для жилищного строительства. В результате жилая зона посёлка оказалась размещённой на рудном поле уранового месторождения в окружении подземных горных выработок и отвалов, состоящих из пород, вмещающих рудные тела, с многочисленными обломками урановой руды. Этим объясняется повышенная потенциальная радиационная опасность условий проживания в пос. Усть-Ангарск.

После прекращения добычи урана в конце пятидесятых годов горные выработки – две шахты и несколько штолен – и отвалы были заброшены без выполнения работ по их консервации, очистке и рекультивации. В посёлке стали проживать работники предприятий, занимающихся заготовкой леса. О горных выработках и отвалах уранового месторождения власти надолго забыли. В 2001...2004 гг. специалисты ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» при изучении и контроле радиационной обстановки на берегах Енисея в пределах зоны наблюдения ФГУП «Горно-химический комбинат» обнаружили заброшенные объекты горных работ и установили их повышенную опасность для местного населения. Эта опасность заключается в возможности падения в оставшиеся открытыми шахты, попадания под завалы породы в открытых штольнях и получения повышенных уровней облучения за счёт урана и продуктов его распада, содержащихся в отвальных породах.

Уже на начальном этапе сбора, обобщения и анализа ранее полученной информации по объекту работы мы столкнулись с определенными трудностями. Выяснилось, что часть отчетных фондовых материалов по разведке и очистным работам на месторождении, относящихся к 1947...1953 гг., безвозвратно утеряна при реорганизации подразделений бывшего Енисейстроя МВД СССР, выполнявших эти работы. Так, оказались недоступны сведения о местах расположения горных выработок, том числе шахтных стволов и глубоких шурфов на территории жилой зоны пос. Усть-Ангарск, сведения об объемах горнопроходческих работ и др. В результате только при проведении исследований были обнаружены ранее неизвестные участки отвальных пород, поросшие лесом и травяной растительностью, обладающие высокой радиоактивностью. Эти участки располагаются как в пределах береговой полосы Ангары, так и на территории и в окрестностях поселка, где местные жители собирают дикорастущие ягоды и грибы.

В качестве примера можно назвать участок площадью около 1,0 га, расположенный перед магазином в пос. Усть-Ангарск и поэтому наиболее часто посещаемый местными жителями. Он представляет собой выровненный рудный отвал одного из шахтных стволов, в

пределах которого мощность дозы достигает сотен мкР/ч, что в десятки раз превышает допустимый для селитебных территорий уровень гамма-фона.

Кроме того, в процессе работы на берегу Ангары, дополнительно к хорошо известному отвалу на участке «Согренский», расположенному вблизи к устьям штолен в скальном береговом уступе, ниже по течению реки был обнаружен участок отвальных пород шахтного ствола «Клин». Эти участки находятся в непосредственной близости к причалу речного трамвая и поэтому постоянно посещаются местными жителями. Мощность дозы (МД) внешнего гамма-излучения горных пород в пределах этих отвалов достигает сотен мкР/ч.

Радиационные характеристики отвалов. В первую очередь были исследованы рудные отвалы двух участков добычи: «Согренский» и «Клин». На них были проведены инструментальные измерения, включающие топографо-геодезические работы, измерения мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения и объёмной активности (ОА) радона в атмосферном воздухе, а также экспонированы накопительные камеры с активированным углем для определения плотности потока радона (ППР), отобраны пробы почво-грунтов.

Радиационная обстановка в районе Усть-Ангарского месторождения в целом характеризуется крайне низкими значениями гамма-фона и показателями удельной активности (УА) ЕРН в объектах окружающей среды: горных породах, почво-грунтах и др. Так, например, МД гамма-излучения доломитизированных известняков, вмещающих ураноносные породы, за пределами рудного поля не превышает 5...7 мкР/ч, гамма-фон на высоте 1,0 м равен 5...6 мкР/ч, а эффективная удельная активность (Аэфф) ЕРН в известняках не превышает 55...60 Бк/кг [2]. Несколько повышенные значения Аэфф (110...135 Бк/кг) присущи почво-грунтам в пределах задернованных участков местности, покрытых лесом.

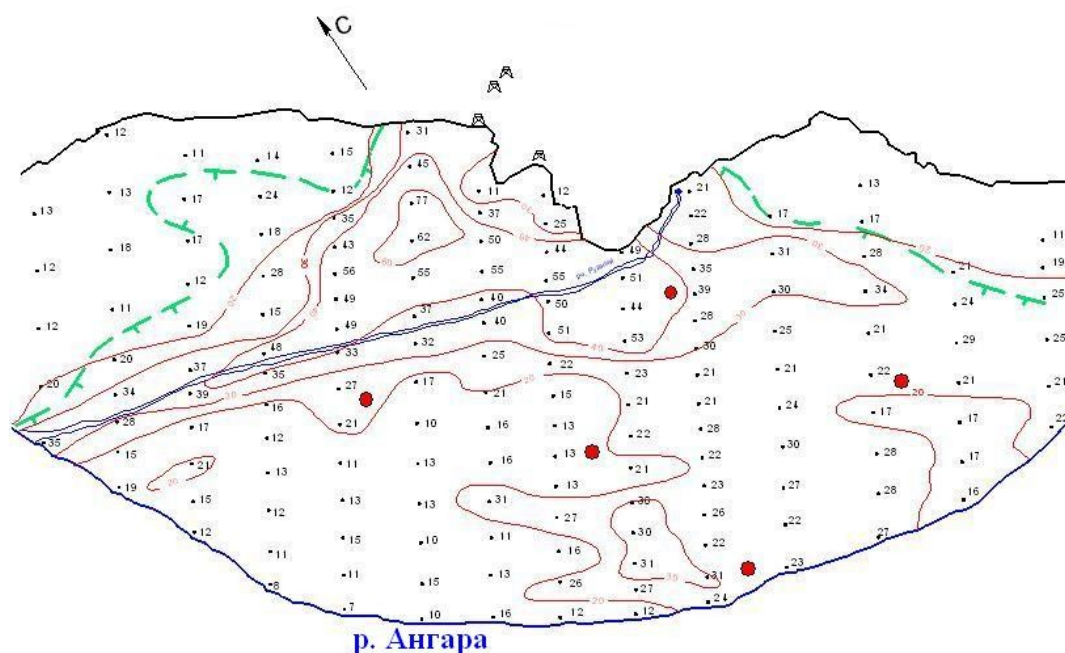


Рис. 1. Результаты измерения МД (на высоте 1 м) и места установки накопительных камер (красные кружки) для измерения ППР на рудном отвале участка «Согренский»

На этом фоне рудные отвалы выделялись аномально высокими значениями всех радиационных показателей. Граница отвала Согренского участка, например, отчетливо фиксируется по МД гамма-излучения, равной 10...12 мкР/ч и более. При этом около 70...80 % площади отвала занимают породы, обладающие МД гамма-излучения более 30 мкР/ч.. Распределения значений МД гамма-излучения на отвалах показаны на рисунках 1 и 2. МД

гамма-излучения на поверхности Согренского отвала в пределах аномального поля составляет в среднем 140 ± 37 мкР/ч ($1,28 \pm 0,30$ мкЗв/ч), а гамма-фон (после удаления основной массы высокорadioактивных обломков с поверхности отвала) на высоте 1,0 м – 53 ± 14 мкР/ч ($0,47 \pm 0,12$ мкЗв/ч). В таблице 1 приведены параметры радиационной обстановки, измеренные на двух отвалах в первые месяцы исследований.

Таблица 1. Результаты исследований на отвалах

Место измерения	МД, мкЗв/ч		ППР, мБк/(м ² ·с)	ОА, Бк/м ³
	на поверхности	на высоте 1 м		
Согренский	$1,28 \pm 0,30$	$0,47 \pm 0,12$	834 ± 68	227 ± 54
Клин	$0,82 \pm 0,20$	$0,28 \pm 0,10$	120 ± 18	–

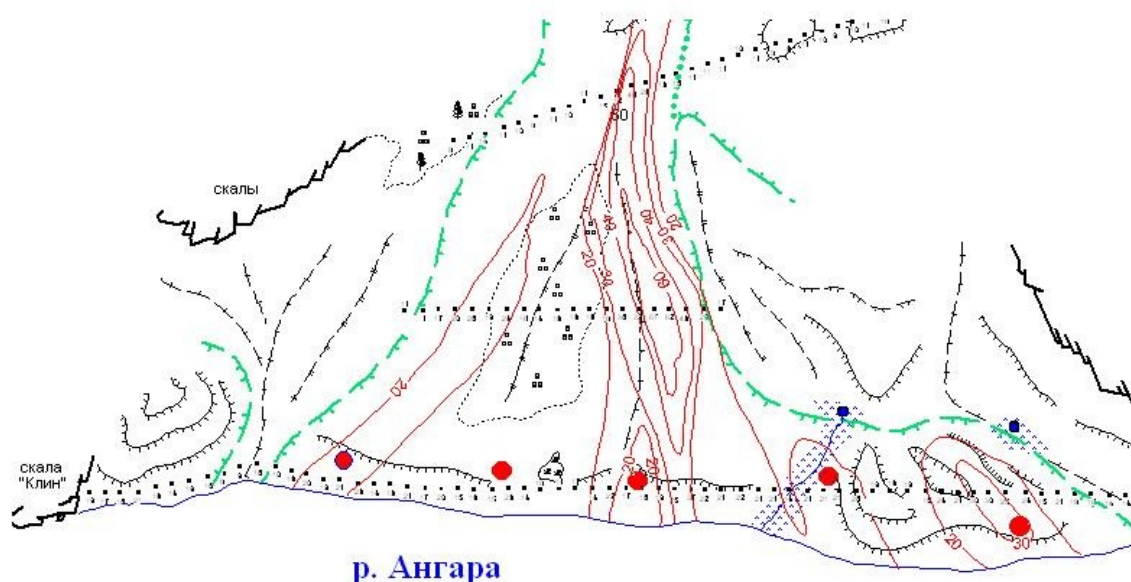


Рис. 2. Результаты измерения МД (на высоте 1 м) и места установки накопительных камер (красные кружки) для измерения ППР на рудном отвале участка «Клин»

Радиационные измерения вблизи устьев шахт. Была проведена площадная гамма-съемка участков, прилегающих к заброшенным шахтным стволам. Результаты приведены в таблице 2.

Таблица 2. Результаты площадной гамма-съемки вокруг устьев шахт

№ шахты	Место измерения	МД, мкЗв/ч (мкР/ч)		Аномальное значение МД, мкЗв/ч
		минимум	максимум	
1	на земле	0,10 (7)	0,40 (52)	$10,45 \pm 0,39$
	на высоте 1 м	0,06 (6)	0,26 (30)	$1,30 \pm 0,10$
2	на земле	0,10 (11)	2,46 (279)	$8,32 \pm 0,20$
	на высоте 1 м	0,05 (5)	1,15 (130)	$3,17 \pm 0,15$

Как видно из полученных значений, территория вокруг заброшенных шахт, наряду с территориями рудных отвалов является радиационно-опасной территорией, нахождение в пределах которой приводит к дополнительному облучению. Здесь выявлены площадные аномалии с гамма-фоном, превышающим 0,30 мкГр/ч, причём, в центре одной из аномалий значение МД, измеренной на высоте 1 м, достигает 3,17 мкЗв/ч.

ОА радона, измеренная вблизи шахтного ствола (шахта № 2), составила от 63 ± 17 до 3910 ± 800 Бк/м³ при фоновых значениях для района равных 6...10 Бк/м³. Такие значения ОА обусловлены повышенной ППР, величина которой, измеренная вблизи этой же шахты составила от 153 ± 32 до 376 ± 58 мБк/(м²·с) при фоне – 40...55 мБк/(м²·с).

Следует указать еще на одно обстоятельство – ОА радона в атмосферном воздухе, измеренная в пяти точках на высоте 1,0 м вблизи устья одной из штолен, расположенной у кровли отвала, составляет в среднем 1364 ± 104 Бк/м³ при диапазоне варьирования от 1088 до 1412 Бк/м³. Судя по внешним признакам, это место являлось одним из наиболее посещаемых мест отдыха местных жителей, прежде всего, молодежи.

Расчёт дополнительной дозы облучения критической группы. Полученные результаты позволили рассчитать дополнительную дозу, получаемую критической группой населения (в основном, подростками) в летнее время.

Годовая эффективная доза внешнего облучения рассчитывалась по формуле:

$$D_{\text{внеш}} = 10^{-3} \cdot P \cdot t \text{ мЗв/год},$$

где P – мощность дозы внешнего гамма-излучения на высоте 1,0 м от поверхности рудного отвала (гамма-фон), мкЗв/час; t – время нахождения людей в зоне влияния отвалов в течение года, час; 10^{-3} – коэффициент перехода от мкЗв к мЗв.

Доза внутреннего облучения за счет вдыхания короткоживущих ДПР радона рассчитывалась по следующей формуле, приведённой в МУ [3]:

$$D_{Rn} = 10^{-6} \cdot 9,0 \cdot C_{Rn} \cdot t \text{ мЗв.год},$$

где C_{Rn} – среднее значение ЭРОА радона, Бк/кг.

По результатам анкетирования среднее время нахождения подростков в зоне влияния отвалов за летний период было принято – 176 час.

Среднее значение МД внешнего гамма-излучения на высоте 1,0 м от поверхности рудного отвала (гамма-фон) было принято – $0,47 \pm 0,12$ мкЗв/ч ($53 \pm 0,14$ мкР/час);

Среднее значение эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона на открытой местности в зоне влияния отвала – 227 ± 54 Бк/м³. При расчёте принято значение $227 + 54 = 281$ Бк/м³, равное максимальному значению, соответствующему 95 % доверительной вероятности.

С учётом этих показателей радиационной обстановки полная годовая доза, обусловленная ЕРН, содержащимися в породах отвала, составила:

$$D = (10^{-3} \times 0,47 \times 176) + (10^{-6} \times 9,0 \times 281 \times 176) = 0,53 \text{ мЗв/год}.$$

Таким образом, доза дополнительного облучения контрольной группы населения, обусловленная природными радионуклидами рудных отвалов Усть-Ангарского месторождения урана, составила 0,53 мЗв/год. Эта доза более чем в пять раз превышает допустимый уровень, равный 0,1 мЗв/год.

Комплексная радиационно-гигиеническая оценка условий проживания населения. Прежде чем планировать и проводить мероприятия по снижению

дополнительного облучения населения, необходимо было провести комплексное радиационно-гигиеническое обследование условий проживания населения в пос. Усть-Ангарск, непосредственно в жилой зоне, так как расположение жилой зоны посёлка на предполагаемом рудном поле месторождения вполне могло привести к ухудшению радиационных параметров.

Для оценки современной радиационной обстановки в посёлке Усть-Ангарск была проведена площадная гамма-съёмка (измерения мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения) территории посёлка и прилегающих территорий общей площадью 40 га;

Измерения МД внешнего гамма-излучения также производились на приусадебных участках 22 жилых домов и одного административного здания. Учитывая то, что в посёлке имеется только 30 заселённых жилых домов и одно эксплуатируемое общественное здание, охват дворов измерениями составлял 74%.

МД гамма-излучения на поверхности земли и на высоте 1 м на всей территории посёлка никогда не превышала $0,12 \pm 0,01$ мкЗв/час и, таким образом, не отличается от фоновых значений, характерных для Красноярского края в целом ($0,10$ мкЗв/ч).

Диапазон варьирования МД на 22 приусадебных участках составляет от 0,06 до 0,10 мкЗв/ч, то есть уровень гамма-фона на них не отличается от фоновых значений, характерных для территории края.

На территории посёлка с помощью измерительного комплекса «Камера» была измерена плотность потока радона из почвогрунтов. Результаты показали, что на жилых улицах, дорогах и проездах пос. Усть-Ангарск среднее значение ППР не превышает установленного гигиенического норматива (80 мБк/(м²×с)). На этом фоне исследованные рудные отвалы и шахты выделяются аномально высокими значениями ППР. На рудных отвалах средняя ППР составляет $250...350$ мБк/(м²×с), что в 3 – 4 раза выше гигиенического норматива. Вблизи устьев шахт ППР достигает огромных значений – более 4000 мБк/(м²×с)! Вслед за ППР на отвалах и вблизи устьев шахт такими же темпами растёт и объёмная активность радона в приземном воздухе.

В этой связи было решено разместить трековые радиометры радона (ТРР) как в жилых помещениях, так и в подпольях жилых домов. Всего было размещено 100 ТРР. В таблице 3 приведены результаты определения ЭРОА ДПР радона после двухмесячного экспонирования

Таблица 3. ЭРОА радона в воздухе помещений пос. Усть-Ангарск

Тип помещений	Кол-во ТРР	ЭРОА, Бк/м ³		
		минимум	максимум	среднее
Подполья	44	17 ± 3	86 ± 18	40 ± 9
Жилые помещения	46	11 ± 2	56 ± 12	19 ± 5
Общественные помещения	8	13 ± 2	37 ± 8	22 ± 5
Итого:	98	11 ± 2	86 ± 18	27 ± 7

Средний уровень ЭРОА радона в воздухе жилых и общественных помещений посёлка составляет 20 Бк/м³, что более чем в 2 раза ниже средней величины ЭРОА радона по Красноярскому краю (за 2005–2010 гг.) для жилых домов (51 Бк/м³ – [4]). Как и следовало ожидать, величина ЭРОА радона в подпольях жилых домов в 2 раза выше аналогичной величины в жилых помещениях. Однако даже в подпольях величина ЭРОА радона никогда не превышает гигиенического норматива 200 (и даже 100!) Бк/м³. Таким образом, исследования не показали сколько-нибудь заметного влияния возможных остатков рудных тел в толще земли под посёлком на величину ЭРОА радона в воздухе жилых помещений.

Для определения индивидуальных доз выбранной группы населения посёлка 50 термолуминесцентных дозиметров (ТЛД) были размещены в жилых и общественных помещениях и подпольях поселковых домов и зданий. Полученные оценки индивидуальных эффективных доз, обусловленных внешним гамма-излучением внутри подполий, жилых и общественных помещений, отличаются друг от друга незначительно. Статистические критерии позволяют отнести все измеренные дозы к одной генеральной совокупности. По величине полученные дозы соответствуют средним краевым значениям. Если исключить из рассмотрения дозы, полученные в подпольях (по причине незначительного времени пребывания людей в них), то средняя индивидуальная доза за 2 месяца составила 0,20 мЗв, а мощность дозы – 0,13 мкЗв/ч.

Кроме того на территории посёлка было отобраны пробы почвогрунтов и щебенистого материала отвалов. Методом гамма-спектрометрического анализа в пробах была определена удельная активность следующих радионуклидов: ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th . Удельная активность техногенного радионуклида ^{137}Cs не представляет интереса в рамках этой работы, т.к. она характеризует степень радиоактивного техногенного загрязнения территории вследствие глобальных выпадений, которая достаточно хорошо известна [5] и составляет единицы и первые десятки Бк/кг. В таблице 4 приведены результаты гамма-спектрометрического анализа проб почво-грунтов, сгруппированные по местам отбора.

Таблица 4. Результаты гамма-спектрометрического анализа проб почво-грунтов, Бк/кг

№	Место отбора	Калий-40			Радий-226			Торий-232			А _{эфф}		
		мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.
1	Отвалы, шахты	209	569	323	24,8	3890	865	5,6	15,6	9,8	63,2	3917,6	898,5
2	Улицы, дороги	167	494	351	7,3	47,6	19,9	10,6	28,1	19,2	50,2	117,3	76,5

Среднее значение удельной активности радия-226 в пробах первой группы, т.е. взятых на отвалах и вблизи устьев шахт, более чем в 40 раз превышает аналогичную величину для проб, отобранных на территории посёлка. Очевидной причиной этого является принадлежность радия-226 урановому ряду и, следовательно, пробы отвалов уранового месторождения и отвальные породы, находящиеся вблизи устьев шахт, должны быть обогащены этим радионуклидом.

По эффективной удельной активности ЕРН отобранные пробы тоже разделились на две группы. Первая группа, т.е. пробы, отобранные на отвалах и вблизи шахт, характеризуется высокими значениями А_{эфф} при средней величине равной 899 Бк/кг. Породы с такой эффективной удельной активностью нельзя использовать для любых видов строительства, в том числе дорожного в пределах территории населенных пунктов.

С использованием полученных результатов нами была рассчитана индивидуальная среднегодовая доза облучения жителей посёлка, обусловленная присутствием ЕРН в объектах среды обитания, которая складывается из доз внешнего и внутреннего облучения. В расчёте мы учитывали и время нахождения населения вблизи отвалов и устьев шахт (разумеется, меньшее, чем время критической группы).

Отметим, что удельные активности природных радионуклидов в продуктах питания и питьевой воде настолько малы, что их вклад в дозу согласно МУ [3] мы приняли равным среднемировому значению, которое равно 0,12 мЗв/год. Вклад в дозу природных нуклидов, присутствующих в питьевой воде, рассчитанный по результатам лабораторных исследований

проб воды, отобранных в посёлке, составляет около 0,06 мЗв/год, то есть укладывается в принятую величину 0,12 мЗв/год. При оценке дозы за счёт потребления воды радиационные характеристики Рыжего (Рудного) ручья, дренирующего Согренский отвал, в расчёт не принимались, так как согласно опросам местного населения воду из этого ручья жители посёлка не пьют.

Полученная индивидуальная среднегодовая доза облучения жителей пос. Усть-Ангарск за счёт природных радионуклидов, составила 2,56 мЗв/год, что существенно ниже дозы, получаемой средним жителем Красноярского края за счёт природных ИИИ, которая по данным Радиационно-гигиенических паспортов территории Красноярского края за 2005 – 2010 гг. равна 3,99 мЗв/год (без учёта дозы, обусловленной космическим излучением) [13].

Мероприятия по ограничению доступа населения к шахтам и рудным отвалам. В результате исследований, проведенных на территории посёлка, были разработаны первоочередные меры по снижению радиационной опасности для населения, в первую очередь:

1. Ограничить доступ людей к рудным отвалам с установкой знаков, предупреждающих о радиационной опасности, проведения разъяснительной работы среди населения с использованием средств массовой информации, проведения лекций для жителей посёлков и занятий со школьниками.

2. Запретить использование пород отвалов в качестве сырья для строительных работ и довести этот запрет до сведения юридических лиц, осуществляющих хозяйственную деятельность, и население поселков Усть-Ангарск и Стрелка.

3. Исключить доступ людей к опасным шахтным стволам и штольням путём засыпки устьев стволов и обрушения устьев штолен.

В 2010–2011 гг. специалисты ООО «Квант», финансируемые краевыми властями, осуществили все необходимые мероприятия по ограничению доступа людей к устьям шахтных стволов и штолен, к рудным отвалам Усть-Ангарского месторождения урана. В настоящее время территория посёлка Усть-Ангарск и его окрестности практически не представляют никакой радиационной опасности, а следы деятельности по добыче урана – лишь напоминают о суровом прошлом.

Литература

1. Санитарные правила СП 2.6.1.2800-10 «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счёт природных источников ионизирующего излучения».

2. Четкин В.А. Результаты рекогносцировочных радиоэкологических исследований в пойме р. Енисей. / Отчет регионального Центра радиоэкологических исследований. – Красноярск, 1996. – 65 с.

3. Оценка индивидуальных эффективных доз облучения населения за счёт природных источников ионизирующего излучения. Методические указания МУ 2.6.1.1088–02.

4. Радиационно-гигиенический паспорт территории Красноярского края за 2005...2010 гг.

5. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей – Новосибирск, Изд-во СО РАН, 2004 г. – 287 с.

АПРОБАЦИЯ МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ПРИМЕРЕ АНАЛИЗА РЕЗУЛЬТАТОВ ГАММА-СЪЁМКИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ИГНАЛИНСКОЙ АЭС

Т.В. Дашкевич¹, М.Г. Герменчук²

*¹Международный государственный экологический университет имени А.Д.Сахарова,
Республика Беларусь, г. Минск,*

*²Республиканское научно-исследовательское предприятие «БелНИЦ «Экология»,
Республика Беларусь, г. Минск*

Планы строительства на территории Литвы крупного хранилища радиоактивных отходов представляют серьёзную опасность для северных регионов Республики Беларусь. Озера, на которых планируется построить данный объект, расположены вблизи границы с Беларусью, относятся к водосбору озера Дрисвяты и, соответственно, связаны с огромной частью нашей страны по водным и воздушным путям. В случае чрезвычайной ситуации Республика Беларусь подвергнется радиоактивному загрязнению за счет стока радионуклидов в общее для Литвы и Беларуси озеро Дрисвяты, а также по системе малых рек, озёр и протоков между ними в реку Дисна и далее – в Западную Двину. Ситуацию может усложнять и наличие отработавшего топлива в хранилище на территории Игналинской АЭС, а также предполагаемое строительство новой литовской АЭС – Висагиновской.

В связи с этим необходимо проводить непрерывный радиационный контроль и мониторинг в Браславском районе для наблюдения за содержанием радионуклидов в компонентах окружающей среды с целью предупреждения негативных ситуаций, угрожающих здоровью людей и окружающей среде. Кроме того, оценка фоновых радиационных уровней в зоне влияния Игналинской АЭС (ИАЭС) становится приоритетным направлением.

Для того чтобы оценить фоновые уровни была проведена гамма-съёмка и отбор проб почвы в 30-км зоне влияния Игналинской АЭС на реперных площадках г. Браслав, д. Дрисвяты, д. Слободка, д. Богино Браславского района. Размер реперной площадки составил 200×200 м. Количество измерений мощности дозы оставалось постоянным и равнялось 36 для каждой реперной площадки. Измерения мощности дозы проводились на высоте 2-3 см и 1 м от поверхности земли с помощью дозиметра-радиометра МКС – АТ6130 и гамма-радиометра типа ДРГ-01Т. По своим параметрам гамма-радиометр ДРГ-01Т подходит для целей радиометрического контроля местности в окрестности АЭС, так как это чувствительный, легкий и дешевый прибор. Относительная погрешность измерения мощности дозы составляет 20-25 %. Прибор МКС – АТ6130 предназначен для измерения мощности дозы и дозы рентгеновского и гамма-излучения, плотности потока бета-частиц, испускаемых с загрязненной радиоактивными веществами поверхности, оперативного поиска источников ионизирующих излучений и радиоактивных материалов. Время измерения гамма-фона при статистической погрешности $\pm 20\%$ не превышает 300 с.

Необходимо учесть, что измерения производятся только на участках с ненарушенной естественной поверхностью почвы, желательно – на почвах естественного залегания или на многолетних залежах. Радиометрическая съёмка не производится во время сильных дождей и снегопадов, а также при температуре, выходящей за пределы рабочего диапазона используемых переносных приборов.

На каждой из четырех реперных площадок были отобраны 5 проб почвы методом конверта. Место отбора проб почвы на реперной площадке остается постоянным, и номер пробы сохраняется при последующих отборах проб. При отборе проб почвы измерялась

мощность дозы в точках отбора пробы на высоте 2-3 см и 1 м от поверхности земли. Данные записывались в паспорт пробы.

Анализ результатов измерения мощности дозы на реперной сети радиационного мониторинга показал, что мощность дозы гамма-излучения в среднем составляет 0,1-0,12 мкЗв/ч и не превышает уровень естественного гамма-фона (до 0,20 мкЗв/ч для Республики Беларусь). Содержание Cs-137 и Sr-90 в пробах почвы, отобранных на реперных площадках зоны влияния Игналинской АЭС, находится на уровне фоновых значений (глобальных выпадений). Кроме того была проведена актуализация описания четырех реперных площадок, на которых проводилась гамма-съемка и отбор проб почвы. Это связано с тем, что схемы для реперных площадок составлялись более 10 лет назад с учетом особенностей природного ландшафта в то время. На данный момент с учетом роста древесно-кустарниковой растительности и изменения подъездных возникла необходимость уточнить существующие схемы, что и было сделано.

НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ОЦЕНКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И КОМПЛЕКСА МЕРОПРИЯТИЙ ПО РЕАГИРОВАНИЮ НА АВАРИЙНЫЕ СИТУАЦИИ НА АЭС

Т.В. Дашкевич¹, М.Г. Герменчук²

¹Международный государственный экологический университет имени А.Д.Сахарова,

*²Республиканское научно-исследовательское предприятие «БелНИЦ «Экология»,
Республика Беларусь, г. Минск*

При штатной работе АЭС выбросы и сбросы радиоактивных веществ строго нормируются и, как правило, не представляют угрозы для населения и окружающей природной среды. Наибольшую опасность представляют радиационные аварии и инциденты.

На всем протяжении развития атомной энергетики (мировой опыт эксплуатации энергетических реакторов превышает 10700 реакторо-лет) совершенствованию систем надежности и безопасности на АЭС уделялось особое внимание, однако полностью исключить возможность возникновения аварийных ситуаций на таком сложном предприятии, каким является АЭС, пока не удастся. К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся расплавлением активной зоны реактора (авария 1957 г. на исследовательском реакторе в Селафилде (Уиндскейл, Великобритания); авария 1979 г. в США на водо-водяном реакторе ТМІ-2 (Три-Майл-Айленд)).

По настоящее время одной из наиболее значимых радиационных катастроф является авария, которая произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 года. Тепловой взрыв на четвертом блоке ЧАЭС привел к разрушению реактора РБМК-1000 и вызвал выброс диспергированного ядерного топлива в окружающую среду. Практически до конца мая из разрушенного реактора наблюдался выход газообразных и аэрозольных продуктов деления. Суммарный выброс радиоактивности составил около 50 МКи (без учета ИРГ), что соответствовало примерно 3% - 4 % общего количества накопленной в реакторе активности. Впоследствии источник загрязнения обуславливался смывом долгоживущих радионуклидов дождевыми осадками с загрязненных водосборов.

Новый опыт по оценке радиационной обстановки в случае аварии на атомной электростанции был получен на АЭС «Фукусима-1» (одна из 25 крупнейших атомных электростанций в мире), где 11 марта 2011 года после сильнейшего землетрясения и цунами произошла авария.

Большие скорости протекания переходных процессов в атомной энергетике исключают возможность управления процессом локализации первых стадий начинающейся катастрофы. Поэтому необходимо осуществлять превентивную готовность к аварии на АЭС и развивать системы безопасности, причем не только на техническом и методическом уровне, но и на организационном. Каждая контрмера должна быть проведена в тот момент, когда её эффективность максимальна. Как следствие, данные мониторинга, полученные во время штатной работы АЭС, должны позволить оценить результаты моделирования радиационной обстановки во время аварии для своевременного привлечения необходимых ресурсов для ликвидации последствий, не вызвав тем самым перегрузку всех ресурсов аварийного реагирования.

Мониторинг развития ситуации в случае аварии проводится с целью собрать и представить информацию для классификации аварии и оказать содействие лицам, принимающим решения, по вопросам необходимости осуществления защитных мероприятий и вмешательства на основании действующих уровней вмешательства. Кроме того, мониторинг проводится с целью оказать помощь в предотвращении распространения радиоактивного загрязнения, предоставить информацию для защиты аварийных рабочих, предоставить точные и своевременные данные об уровне и степени опасности, возникшей вследствие радиационной аварийной ситуации, определить протяженность территории и продолжительность опасности, представить детальные физические и химические характеристики опасности, подтвердить эффективность защитных мероприятий, таких как дезактивации.

Вопросы классификации аварий в наибольшей степени проработаны по отношению к атомным станциям. В документах Росэнергоатом можно встретить следующую трехуровневую классификацию аварий на атомных станциях.

Локальная авария – это нарушение в работе атомной станции, при котором произошел выход радиоактивных веществ (или рост интенсивности ионизирующего излучения) за предусмотренные границы и оборудования, технологических систем, помещений и сооружений станции в количествах, превышающих установленные значения для нормальной эксплуатации, но не представляющие опасности для населения и лиц, находящихся на территории промышленной площадки АЭС.

Местная авария – это нарушение в работе АЭС, при котором произошел выход радиоактивных продуктов в пределах санитарно-защитной зоны АЭС в количествах, превышающих установленные для нормальной эксплуатации значения.

Общая (региональная) авария – это нарушение в работе АЭС, при котором произошел выход радиоактивных продуктов за границы санитарно-защитной зоны АЭС в количествах, превышающих установленные для нормальной эксплуатации значения.

Данная классификация достаточно четко характеризует географию и масштаб возможных последствий.

В радиационной аварии различают четыре фазы развития: начальную, раннюю, промежуточную и позднюю (восстановительную).

Начальная фаза аварии является периодом времени, предшествующим началу выброса (сброса) радиоактивности в окружающую среду или периодом обнаружения возможности облучения населения за пределами санитарно-защитной зоны предприятия. В отдельных случаях подобная фаза может не существовать вследствие своей быстротечности.

Ранняя фаза аварии (фаза «острого» облучения) является периодом собственно выброса радиоактивных веществ в окружающую среду или периодом формирования радиационной обстановки непосредственно под влиянием выброса (сброса) в местах проживания или нахождения населения. Продолжительность этого периода может быть от нескольких минут до нескольких часов в случае разового выброса (сброса) и до нескольких

суток в случае продолжительного выброса (сброса). Для удобства в прогнозах продолжительность ранней фазы аварии в случае разовых выбросов (сбросов) целесообразно принимать равной 1 суткам.

Промежуточная фаза аварии охватывает период, в течение которого нет дополнительного поступления радиоактивности из источника выброса в окружающую среду и в течение которого принимаются решения о введении или продолжении ранее принятых мер радиационной защиты на основе проведенных измерений уровней содержания радиоактивных веществ в окружающей среде и вытекающих из них оценок доз внешнего и внутреннего облучения населения. Промежуточная фаза начинается с нескольких первых часов с момента выброса (сброса) и длится до нескольких суток, недель и больше. Для разовых выбросов (сбросов) протяженность промежуточной фазы прогнозируют равной 7-10 суток.

Поздняя фаза (фаза восстановления) характеризуется периодом возврата к условиям нормальной жизнедеятельности населения и может длиться от нескольких недель до нескольких лет в зависимости от мощности и радионуклидного состава выброса, характеристик и размеров загрязненного района, эффективности мер радиационной защиты.

Последствия радиационных аварий и, прежде всего, радиоактивные загрязнения окружающей среды имеют сложную зависимость от исходных параметров радиационно опасного объекта (типа и мощности ядерной установки, метеоусловий).

Для своевременного оперативного реагирования при локальных и региональных авариях на АЭС необходимо:

- на государственном уровне отработать правовую и нормативную базы, позволяющие своевременно привлекать для ликвидации последствий аварии необходимый ресурсный и экономический потенциал;
- подготовка и тренинг кадров;
- для региона АЭС изучить пути формирования доз облучения и параметры миграции наиболее опасных радионуклидов;
- критичность природных объектов и приоритетность контрмер установить для каждого значимого природного комплекса в доаварийный период, учитывая, что эффективность защиты от внутреннего облучения быстро уменьшается во времени и определяется готовностью к проведению защитных мероприятий в доаварийный период.

Наиболее сложным и важным периодом аварийной ситуации является острая начальная фаза аварии, которая требует создания системы аварийного реагирования (системы поддержки принятия решений – СППР). Её цель – обеспечение лиц, принимающих решения в случае аварии на АЭС, необходимой фактической и расчетной информацией о радиационной обстановке для оптимизации противоаварийных мероприятий по защите персонала, населения и окружающей среды за пределами промплощадки АЭС.

Основными задачами СППР являются:

- оценка и прогноз загрязнения окружающей среды с учетом данных радиационного мониторинга в режиме реального времени;
- оценка и прогноз доз облучения населения по всем основным путям воздействия;
- выработка рекомендаций по защите населения и объектов окружающей среды;
- оценка эффективности защитных мероприятий и их оптимизация для конкретных условий с учетом радиологических, экономических и социальных условий.

Аварийные работы в случае радиационной аварии осуществляются в два этапа: первоочередные аварийные работы и ликвидация последствий аварий (в том числе ремонтно-восстановительные работы на объекте и его территории).

Основными задачами, решаемыми в ходе первоочередных аварийных работ на радиационно опасном объекте, являются:

- установление контроля над аварийной ядерно-технической установкой (реактором);

- оценка обстановки и принятие решений по снижению тяжести аварии и ее последствий;
- проведение спасательных работ;
- тушение пожаров;
- подавление выбросов радиоактивных веществ и предотвращение распространения радиоактивного облака;
- дезактивация путей подхода людей и техники к местам проведения работ;
- мероприятия по радиационной защите.

Работа по оценке радиационной обстановки для обеспечения радиационной безопасности населения и территорий определяется типом и фазой развития аварии. На ранней фазе аварии необходимо приступить к поэтапной реализации программы радиационного мониторинга.

В этот период основными задачами радиационного мониторинга окружающей среды являются экспрессное определение характеристик выброса (сброса) и выноса радиоактивных веществ за пределы защитных барьеров, получение данных о метеорологической (гидрологической) ситуации в районе аварии, оценка мощности дозы гамма-излучения на местности и объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха (воде). Решение этих задач должно опираться на действующую в санитарно-защитной зоне (СЗЗ) и зоне наблюдения (ЗН) АЭС стационарную ведомственную сеть наблюдений (автоматизированные системы радиационного контроля), а за ее пределами – территориальную гидрометеорологическую сеть при поддержке санитарных служб и мобильных лабораторий (групп) радиационной разведки гражданской обороны. Разворачиваются несколько групп для определения опасности для населения путем установления протяженности облака, концентрации радионуклидов, выпадений из облака. Группы проводят замер мощности эквивалента амбиентной дозы от облака, от выпадений или непосредственно от источника. Если ожидается, что аварийная ситуация продлится продолжительное время, то организуется возможность сменной работы групп.

Приоритетной задачей по отношению к количественному анализу является определение территории, которая является действительно «грязной», что особенно актуально в случае ограниченных ресурсов реагирования. Так как во время радиационной аварии и сразу после нее вероятна перегрузка ресурсов аварийного реагирования, важно обеспечить их наиболее эффективное и рациональное использование до того времени, пока не будет получена дополнительная помощь. Для уточнения очередности проведения мониторинга и протяженность территории, на которой люди могут пострадать от выброса радиоактивного материала, используется компьютерное моделирование распространения радиоактивного облака при учете источника выброса и метеоусловий (или данные разведки), т.е. первоочередному мониторингу подлежат наиболее загрязненные по результатам прогнозирования (разведки) населенные пункты.

Определив текущую ситуацию и предприняв соответствующие неотложные действия, утверждаются программы отбора проб. Масштабы таких программ зависят от размеров и уровня выброса, демографической ситуации, характеризующейся видами сельскохозяйственного производства и распределения населения. Овощи и другая продукция местного производства, питьевая вода и молоко от местных коров должны быть проверены для сравнения полученных значений с уровнями вмешательства. На основании действующих уровней вмешательства и других факторов определяется необходимость проведения дополнительных защитных мероприятий для населения, домашнего скота, посевов, запасов воды, а также введения запрета на потребление пищевых продуктов и воды, поддержания или восстановления элементов инфраструктуры жизнеобеспечения.

При подготовке программы мониторинга и отбора проб следует учесть, что вероятность выброса летучих радионуклидов (I-131, I-132, I-133, Te-131, Te-132, Cs-134, Cs-137, Ru-103, Ru-106) и инертных газов наиболее высока. В течение первых дней и недель после аварии наибольший вклад в формирование доз облучения вносят короткоживущие радионуклиды (I-131, I-132, Te-132, Ru-103, Ba-140, Ce-141).

Аппаратура для оценки радиационной обстановки должна обеспечить получение информации для принятия своевременного и обоснованного решения с целью уменьшения последствий аварии и установления критериев для принятия неотложных мер по защите персонала, населения и объектов окружающей среды. Среди средств измерения в обязательном порядке должны быть:

- приборы измерения радиоактивности газоаэрозольных выбросов;
- приборы измерения радиоактивности и объемов жидких сбросов;
- портативные приборы, позволяющие измерять уровни мощности дозы гамма- и бета-излучения, уровни удельной активности альфа-, бета-излучателей, а также I-131, Cs-134, Cs-137 в различных пробах объектов окружающей среды (при этом важным параметром оценки радиационной обстановки являются потоки альфа- и бета-частиц);
- приборы индивидуального дозиметрического контроля.

Ликвидация последствий аварии направлена, прежде всего, на предотвращение распространения радиоактивных веществ за пределы загрязненной территории и включает в себя: локализацию и ликвидацию источников радиоактивного загрязнения; дезактивацию (реабилитацию) самой этой загрязненной территории и объектов; сбор и захоронение (размещение) образующихся в ходе работ радиоактивных отходов, а также ремонтно-восстановительные работы на объекте и его территории, объем и содержание которых определяется степенью тяжести аварии и планами их дальнейшего использования.

Принятие решений по ликвидации последствий аварий зависит от целей и задач, определяемых каждой конкретной стадией работ.

На ранней стадии необходимо локализовать источник аварии (остановить выброс радиоактивных веществ в окружающую среду), оценить радиационную обстановку, снизить перераспределение первичного загрязнения на менее загрязненные или незагрязненные участки (локализовать или удалить загрязненные фрагменты технологического оборудования, зданий и сооружений, просыпей и проливов радиоактивных веществ), создать временные площадки складирования радиоактивных отходов.

Характерной особенностью ранней стадии аварии является высокая вероятность возникновения вторичных загрязнений за счет переноса нефиксированных, первично выпавших радиоактивных веществ на менее загрязненные или незагрязненные поверхности.

С течением времени происходит увеличение прочности фиксации загрязнения на поверхностях, приводящее к необходимости применения более сложных и дорогостоящих методов его ликвидации, увеличению объемов образующихся радиоактивных отходов, продолжительности и стоимости работ по обеспечению требуемого уровня защиты населения. Поэтому эффективность и оперативность принятия решений по ликвидации выявленных нефиксированных загрязнений на ранней фазе имеет первостепенное значение. Эти решения надо, прежде всего, принимать по наиболее критическим объектам загрязнения.

На промежуточной стадии производится уточнение и детализация данных инженерной и радиационной обстановки, зонирование территорий по видам и уровням излучений и реализация мероприятий, необходимых и достаточных для обеспечения заданного уровня мер защиты населения.

В этот период на поверхностях объектов радионуклиды находятся в нефиксированных или слабо фиксированных формах. Необходимо исключить возможность возникновения вторичных загрязнений, предотвратить процесс фиксации радиоактивных веществ на

поверхности и проникновение их вглубь объема и, как следствие, снизить уровень требований к необходимым мерам защиты населения.

На поздней стадии завершаются плановые работы, ликвидируются временные площадки складирования радиоактивных отходов или организуется радиационный контроль безопасности хранения на весь период потенциальной опасности, обеспечивается проживание населения без соблюдения мер защиты. Работы на поздней стадии наиболее трудоемки и продолжительны. Радионуклиды, определяющие радиационную обстановку на загрязненных объектах, в этот период находятся преимущественно в фиксированных и трудно удаляемых известными методами дезактивации формах. Выбор наиболее эффективных методов может быть сделан только по данным детальных исследований нуклидного состава и физико-химических форм радиоактивного загрязнения.

До начала и одновременно с работами по ликвидации радиоактивных загрязнений проводится локализация и захоронение источников радиоактивного загрязнения. Она направлена на предотвращение перераспределения первичных радиоактивных загрязнений за счет ветрового и антропогенного переноса загрязнений, миграции с поверхностными и грунтовыми водами.

Выводы

Для оперативного реагирования в случае аварии на АЭС и уменьшения её последствий особое внимание следует уделить превентивной готовности к аварии, в том числе, разработке и усовершенствованию программы радиационного мониторинга.

Для обеспечения радиационной безопасности населения и территорий и последующей оценки дозовых нагрузок программа радиационного мониторинга должна обеспечивать получение достоверной информации для оценки загрязнения окружающей среды и моделирования радиационной обстановки. Программа должна соответствовать изложенным в статье требованиям и включать в себя:

- экспрессное определение характеристик выброса (сброса) радиоактивных веществ;
- экспрессное определение выноса радиоактивных веществ за пределы защитных барьеров;
- моделирование радиационной обстановки с использованием данных о метеорологической (гидрологической) ситуации в районе аварии;
- мониторинг и оценку мощности дозы гамма-излучения на местности и объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха (воде).

В случае штатной работы АЭС программа радиационного мониторинга должна обеспечить:

- оценку фоновое загрязнение объектов окружающей среды долгоживущими радионуклидами;
- оценку параметров радиационной обстановки в системе критериев и целевых показателей радиационной безопасности, в том числе зафиксированных в отчете по ОВОС;
- оперативное выявление аварийного загрязнения окружающей среды для организации комплекса мероприятий по реагированию на аварийные ситуации.

Данные мониторинга, полученные во время штатной работы АЭС, должны позволить оценить результаты моделирования радиационной обстановки во время аварии для своевременного привлечения необходимых ресурсов для ликвидации последствий, не вызвав тем самым перегрузку всех ресурсов аварийного реагирования.

Для научного обоснования оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды в случае аварии программа радиационного мониторинга должна обеспечить:

- измерение короткоживущих радионуклидов (I-131, I-132, Te-132, Ru-103, Ba-140, Ce-141);
- широкомасштабное изучение долговременного радиоактивного загрязнения средне- и долгоживущими радионуклидами, в том числе Sr-90, изотопами урана и плутония на всех четырех фазах развития аварии.

О СООТВЕТСТВИИ БАЗЫ ДАННЫХ ДОЗОВЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ МКРЗ 1996 ГОДА РЕКОМЕНДАЦИЯМ МКРЗ 2007 ГОДА

М.М. Кадацкая
МГЭУ им. А.Д. Сахарова, г. Минск

Введение

В Рекомендациях 1977 года Международной Комиссии по Радиологической защите (МКРЗ) были впервые сформулированы основы концепции эффективной дозы как базовой характеристики облучения человека в системе обеспечения радиационной безопасности [1]. В дальнейшем эта концепция претерпела различные изменения и уточнения и, наконец, в Рекомендациях МКРЗ 1990 года [2] эффективная доза была определена как нормируемая величина, равная сумме произведений взвешивающих коэффициентов и эквивалентных доз облучения отдельных органов и тканей:

$$E = \sum_T w_T h_T, \quad (1)$$

где w_T – взвешивающий коэффициент для органа или ткани T ; h_T – эквивалентная доза облучения органа или ткани T .

Органы и ткани, облучение которых учитывается при расчете эффективной дозы по формуле (1), условно подразделяются на следующие группы: «основные» органы и «остальные» органы. Перечень органов, входящих в каждую группу, а также значения взвешивающих коэффициентов для них и система учета доз облучения группы «остальные» органы составляют определение эффективной дозы как дозиметрической величины [3]. После 1990 года определение и методика расчета эффективной дозы изменялись, и в окончательном виде были закреплены в Международных основных нормах безопасности (МОНБ), выпущенных МАГАТЭ в 1996 году [4].

В 2007 году МКРЗ подготовила и выпустила новые рекомендации по радиологической защите (Публикация 103 МКРЗ) [5]. В этой публикации МКРЗ оставила без изменения значения основного дозового предела облучения работников и населения, изменив при этом значения взвешивающих коэффициентов излучений, а также взвешивающих коэффициентов органов и тканей. Также были изменены правила расчета эффективной дозы (в частности, система учета органов и тканей группы «остальные» органы). Таким образом, были оставлены без изменения численные значения основного дозового предела эффективной дозы облучения работников и лиц из состава населения, но было изменено само определение эффективной дозы как нормируемой дозиметрической величины [3].

Оценка безопасности использования источников излучения для работников или населения (в ситуациях существующего облучения) осуществляется путем сравнения эффективной дозы с основным дозовым пределом.

После выпуска Рекомендаций МКРЗ 2007 года прошло 4 года, однако до сих пор за новым определением эффективной дозы не последовали рекомендации относительно новых

значений дозовых факторов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения. Их отсутствие не позволяет внедрить эти рекомендации в практику обеспечения радиационной безопасности на национальном уровне. Одним из решений этой проблемы может быть использование в радиационном контроле дозовых коэффициентов, рассчитанных в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 1990 года. Этот подход использован в новых международных стандартах безопасности МАГАТЭ [6], реализующих Рекомендации МКРЗ 2007 года [5], но рекомендующих использовать «старые» дозовые коэффициенты из [4] для приближенной оценки доз внутреннего облучения при радиационном контроле.

Задачей данной работы явилась оценка соответствия дозовых коэффициентов ожидаемой дозы внутреннего облучения из [4] требованиям новых международных стандартов безопасности МАГАТЭ [6] для контроля соответствия условий облучения работников и населения нормативным. Эта оценка необходима для подготовки новых норм радиационной безопасности Республики Беларусь, полностью соответствующих новым требованиям МКРЗ.

Метод расчета дозовых коэффициентов и исходные данные

Согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года коэффициенты ожидаемой эффективной дозы следует рассчитывать по следующим формулам:

$$e_{j,ing}(g) = \sum_T w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} \quad (2)$$

$$e_{j,inh}(g) = \sum_T w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} \quad (3)$$

где w_T – взвешивающий коэффициент для органа или ткани [5, 3]; $h_T(\tau, g)_{j,ing}$ и $h_T(\tau, g)_{j,inh}$ – усредненная по полу ожидаемая эквивалентная доза в органе или ткани T на единицу перорального или ингаляционного поступления радионуклида j в организм лиц, принадлежащих к возрастной группе g ; τ – период для расчета ожидаемой дозы за счет поступлений в организм, значение которого принимается равным: для взрослых (лица старше 20 лет) – 50 годам; для детей – (70- g) лет, где g – возраст ребенка.

Усредненная по полу ожидаемой эквивалентной дозы в органе или ткани T :

$$h_T(\tau, g)_{j,ing} = \frac{h_T^M(\tau, g)_{j,ing} + h_T^F(\tau, g)_{j,ing}}{2}, \quad (4)$$

$$h_T(\tau, g)_{j,inh} = \frac{h_T^M(\tau, g)_{j,inh} + h_T^F(\tau, g)_{j,inh}}{2}, \quad (5)$$

где индекс M означает принадлежность к лицам мужского пола; индекс F означает принадлежность к лицам женского пола.

В дозиметрии внутреннего облучения наиболее распространена математическая модель тела условного человека, разработанная в Ок-Риджской лаборатории США [7]. Она представляет условного человека как совокупность органов условной женщины и мужчины, и полученные с помощью данной модели оценки доз уже являются усредненными для обоих полов. Эта модель лежит в основе расчета дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, соответствующих МОНБ МАГАТЭ 1996 года и собранных в Базе дозиметрических данных МКРЗ [8], первая версия которой была выпущена в 1998 году (последующие версии имели лишь интерфейсные обновления). В базе данных представлены

значения ожидаемой эквивалентной дозы облучения органов и тканей, а также дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения при ингаляционном и пероральном поступлении почти 800 различных радионуклидами. При этом рассматриваются ситуации облучения как работников, так и лиц из населения различных возрастных групп. В случае ингаляционного поступления дозовые коэффициенты представлены для аэрозолей 10 размеров с различными АМАД.

Содержащиеся в базе данных МКРЗ [8] значения дозовых коэффициентов $h_T(\tau, g)_{j,ing}$ и $h_T(\tau, g)_{j,inh}$ были использованы в данной работе в качестве исходных данных при расчете дозовых коэффициентов согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года. В таблице 1 приведен перечень органов, необходимых для расчета эффективной дозы и наличие для них значений ожидаемой эквивалентной дозы в базе данных МКРЗ [8]. Также в таблицу включены столбцы значений взвешивающих коэффициентов w_T для наглядности изменений их численных значений.

Как видно из приведенной таблицы, для расчета эффективной дозы в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года в базе данных [8] не хватает значений ожидаемой эквивалентной дозы для 6 органов и тканей. Слюнные железы МКРЗ в новых рекомендациях относит к категории «основных» органов и присваивает им значение взвешивающего коэффициента, равного 0.01. Остальные 5 органов (желчный пузырь, лимфатические узлы, простата, сердце и слизистая оболочка рта) отнесены к категории «остальных» органов. Ожидаемая эквивалентная доза облучения 13 органов из этой категории равняется среднему арифметическому значению поглощенной дозы облучения этих органов и тканей [5, 3].

Согласно моделям биокинетики радиоактивных веществ в организме человека, во всех упомянутых «недостающих органах» отсутствует накопление радионуклидов [8]. Их облучение обусловлено лишь гамма-излучением, исходящим от других органов, и радионуклидами, циркулирующими в жидкостях тела человека. Поэтому для целей данной работы было принято, что ожидаемая эквивалентная доза слюнных желез равна дозе, которую получает головной мозг (орган T12). Доза облучения простаты (у мужчин), желчного пузыря, сердца, слизистой оболочки полости рта и лимфатических узлов была принята равной дозе в мышцах (орган T17).

С учетом вышесказанного формулы (2) и (3) превращаются в (6) и (7):

$$e_{j,ing}(g) = \sum_{T=T1}^{T12} w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} + \frac{1}{2} \sum_{T=T13}^{T14} w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} + w_{T15} h_{T12}(\tau, g)_{j,ing} + \\ + w_{\text{Remainder}} \frac{1}{13} \left\{ \sum_{T=T16}^{T23} h_T(\tau, g)_{j,ing} + 4h_{T17}(\tau, g)_{j,ing} + \frac{1}{2} [h_{T24}(\tau, g)_{j,ing} + h_{T17}(\tau, g)_{j,ing}] \right\} \quad (6)$$

$$e_{j,inh}(g) = \sum_{T=T1}^{T12} w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} + \frac{1}{2} \sum_{T=T13}^{T14} w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} + w_{T15} h_{T12}(\tau, g)_{j,inh} + \\ + w_{\text{Remainder}} \frac{1}{13} \left\{ \sum_{T=T16}^{T23} h_T(\tau, g)_{j,inh} + 4h_{T17}(\tau, g)_{j,inh} + \frac{1}{2} [h_{T24}(\tau, g)_{j,inh} + h_{T17}(\tau, g)_{j,inh}] \right\} \quad (7)$$

Результаты расчета дозовых коэффициентов

Дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы были рассчитаны по формулам (6) и (7) для всех радионуклидов и вариантов облучения из [4, 6]. Всего было определено 2176 дозовых коэффициентов для работников и по 2447 дозовых коэффициентов для каждой из

возрастных групп лиц из состава населения. В случае ингаляционного поступления аэрозолей дозовые коэффициенты рассчитывались для АМАД=1 мкм.

Таблица 1. Органы для расчета эффективной дозы внутреннего облучения

Орган или ткань	Рекомендации МКРЗ 2007 года [5]		База данных МКРЗ [8]		Индекс органа или ткани в формулах
	Необходимость учета органа или ткани для оценки эффективной дозы	Значение w_T	Наличие значения эквивалентной дозы органа или ткани	Значение w_T	
Группа «основные» органы					
Желудок	+	0,12	+	0,12	T1
Клетки костных поверхностей	+	0,01	+	0,01	T2
Кожа	+	0,01	+	0,01	T3
Красный костный мозг	+	0,12	+	0,12	T4
Легкие	+	0,12	+	0,12	T5
Молочная железа	+	0,12	+	0,05	T6
Мочевой пузырь	+	0,04	+	0,05	T7
Печень	+	0,04	+	0,05	T8
Пищевод	+	0,04	+	0,05	T9
Толстый кишечник	+	0,12	+	0,12	T10
Щитовидная железа	+	0,04	+	0,05	T11
Головной мозг ⁽¹⁾	+	0,01	+	—	T12
Семенники	+	0,08	+	0,20	T13
Яичники	+		+		T14
Слюнные железы	+	0,01	—	—	T15
Группа «остальные» органы					
Вилочковая железа	+	0,12	+	0,05	T16
Мышечная ткань	+		+		T17
Надпочечники	+		+		T18
Поджелудочная железа	+		+		T19
Почки	+		+		T20
Селезенка	+		+		T21
Тонкий кишечник	+		+		T22
Экстраторакальный отдел органов дыхания	+		+		T23
Шейка матки	+		+		T24
Желчный пузырь	+		—	—	T25
Лимфатические узлы	+		—	—	T26
Простата	+		—	—	T27
Сердце	+		—	—	T28
Слизистая оболочка полости рта	+		—	—	T29

(1) В МОНБ МАГАТЭ 1996 года головной мозг был отнесен к категории «остальных» органов, а в публикации 103 МКРЗ этот орган включен в категорию «основных» органов, по этой причине в графе значение w_T по базе данных МКРЗ стоит прочерк.

Для сопоставления дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы определенных в данной работе согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года и коэффициентов, определенных согласно Рекомендациям МКРЗ 1990 года [4, 6], рассмотрим их отношение

$$\Theta = \begin{cases} e_{j,ing}(g)_{МКРЗ2007} / e_{j,ing}(g)_{МОНБ} \\ e_{j,inh}(g)_{МКРЗ2007} / e_{j,inh}(g)_{МОНБ} \end{cases}, \quad (8)$$

где индекс *МКРЗ2007* означает, что соответствующие дозовые коэффициенты были определены согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года; индекс *МОНБ* означает, что соответствующие дозовые коэффициенты были взяты из [4].

На рисунке 1 представлены виды распределения коэффициента Θ для различных выборок дозовых коэффициентов:

1) **«население в целом»** – включает 14682 значения параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 года, для лиц из состава населения, как при ингаляционном, так и при пероральном поступлении радионуклидов;

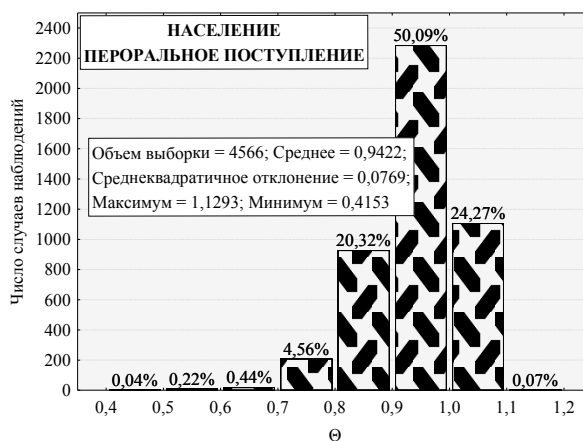
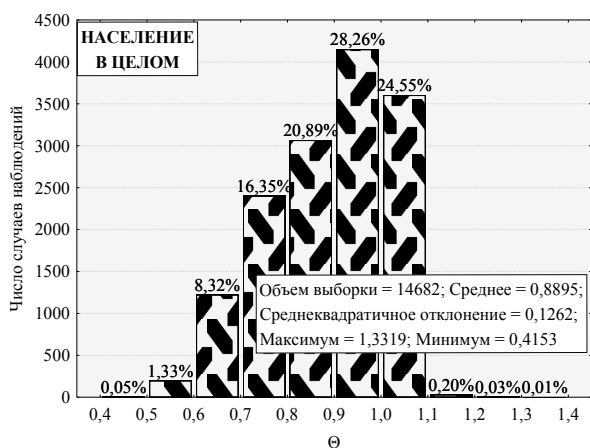
2) **«население пероральное поступление»** – включает 4566 значение параметра Θ , которые характеризуют соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случая перорального поступления радионуклидов в организм лиц из состава населения различных возрастных групп;

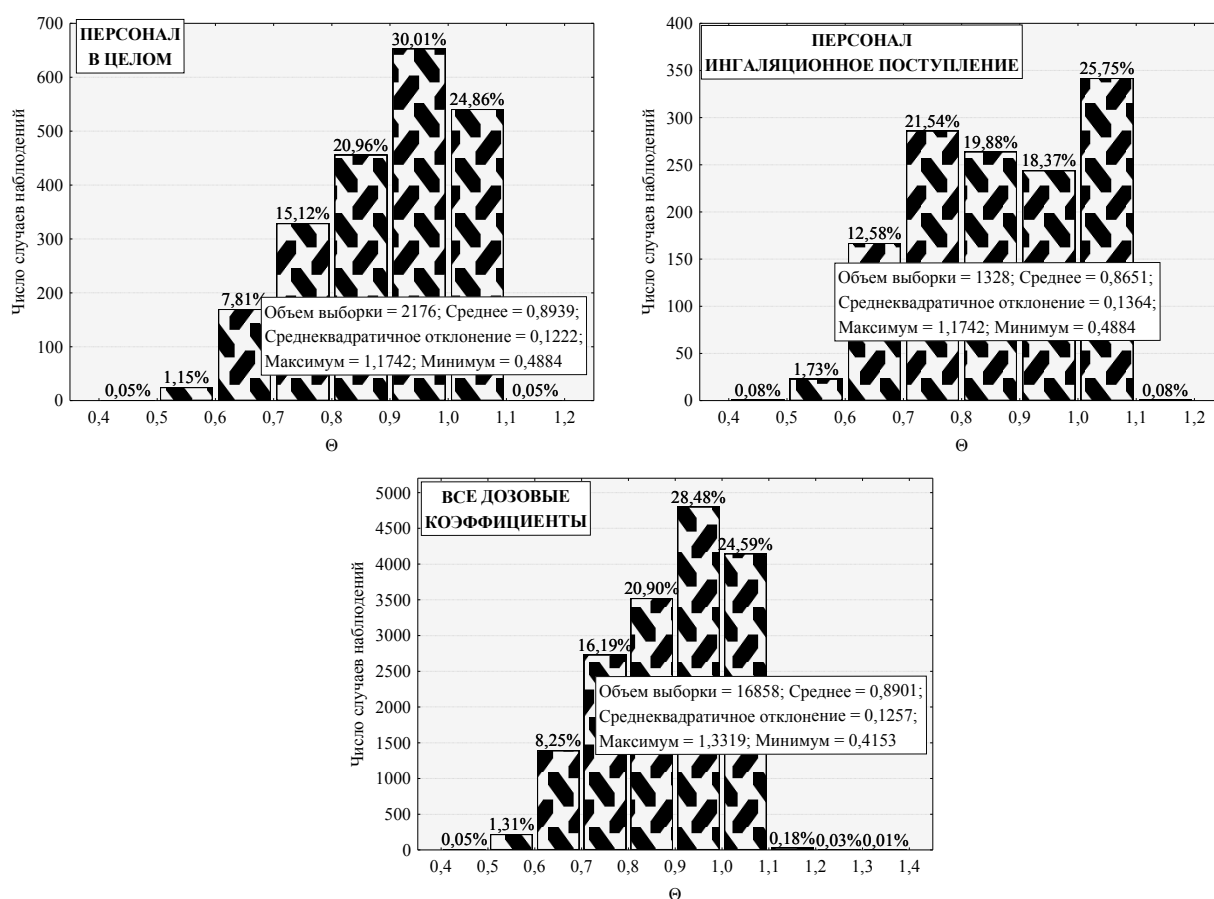
3) **«персонал в целом»** – включает 2176 значений параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для персонала, как при ингаляционном, так и при пероральном поступлении радионуклидов;

4) **«персонал ингаляционное поступление»** – включает 1328 значений параметра Θ , которые характеризуют соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случая ингаляционного поступления радионуклидов в организм персонала;

5) **«все дозовые коэффициенты»** – включает 16858 значений параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случаев ингаляционного и перорального поступления радионуклидов в организм, как персонала, так и лиц всех возрастных групп из состава населения.

Согласно данным, приведенным на рисунке 1, примерно 25-28% значений параметра Θ лежит в диапазоне от 1 до 1,1 и еще не более 0,25% - в диапазоне от 1,1 до 1,4, а основная часть (более 50%) новых дозовых коэффициентов не превышают значения, представленные в МОНБ 1996 года. Таким образом, превышение новых дозовых коэффициентов является не существенным в пределах неопределенности оценки дозы внутреннего облучения при радиационном контроле.



Рис. 1. Гистограмма параметра Θ в различных выборках дозовых коэффициентов

Для примера приведем сравнительную оценку дозовых коэффициентов для некоторых радионуклидов (таблица 2).

Таблица 2. Средние значения параметра Θ для отдельных радионуклидов

Группа	Персонал (ингаляционное поступление)	Население (пероральное поступление)					
		<1 года	1-2 года	2-7 лет	7-12 лет	12-17 лет	взрослые
Возраст	взрослые						
Cs-137	0.957	0.991	0.995	0.975	0.972	0.998	0.999
Cs-134	0.945	0.956	0.941	0.954	0.950	0.943	0.952
I-131	0.798	0.829	0.805	0.844	0.774	0.805	0.788
I-132	0.984	0.874	0.837	0.831	0.850	0.867	0.853
I-133	0.813	0.810	0.800	0.819	0.828	0.794	0.799
I-135	0.873	0.865	0.836	0.817	0.812	0.829	0.824

Выводы и рекомендации

1. В соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года разработана методика расчета дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения;
2. Рассчитаны значения дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения для работников и лиц из состава населения.

3. В целом дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы, определенные согласно Рекомендациям МКРЗ 2007, меньше или примерно равны дозовым коэффициентам, определенным в МОНБ 1996 года;

4. Дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы для радионуклидов цезия относительно коэффициентов, представленных в МОНБ 1996 года не более чем на 5% (в зависимости от возраста облучаемых лиц), для радионуклидов йода – около 20%.

Полученные результаты указывают на то, что в контроле доз внутреннего облучения в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года можно использовать дозовые коэффициенты, рекомендованные международными стандартами безопасности МАГАТЭ, выпущенными в 1996 году.

Литература

1. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 26. - Ann ICRP Vol. 1, No 3. Oxford: Pergamon Press, 1977.

2. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1–3), 1991.

3. Кутьков В.А. Эволюция системы обеспечения радиационной безопасности в свете новых рекомендаций МКРЗ и МАГАТЭ. Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ) No 1(48), 2007, С. 2-24.

4. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radioactive Sources. Jointly sponsored by FAO, IAEA, ILO, OECD/NEA, PAHO, WHO. Safety Series No. 115. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 1996.

5. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4), 2007.

6. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition, General Safety Requirements Part 3, Safety Standard Series No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna (2011).

7. Cristy M., Eckerman K. F. Specific absorbed fractions of energy at various ages from internal photon sources. I. Methods. ORNL Report ORNL/TM-8381/V1. Oak Ridge Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1987.

8. The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public, version 2.0.1, an extension of ICRP Publications 68 and 72 developed by Task Group on Dose Calculations on Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection. CDROM. Pergamon Press, Oxford, UK, 2001.

КОМПОЗИЦИОННЫЕ МАТЕРИАЛЫ ДЛЯ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ЗАЩИТЫ ТРАНСПОРТНЫХ ЯДЕРНЫХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК ОТ НЕЙТРОННОГО ИЗЛУЧЕНИЯ

А.В. Карнаухов, Р.Н. Ястребинский, А.В. Ястребинская

Белгородский государственный технологический университет им. В.Г.Шухова, г. Белгород

Патентные исследования показали, что для защиты от нейтронного излучения широкое применение нашли материалы на основе полимеров и, в первую очередь, полиэтилена и полипропилена. Благодаря высокому содержанию водорода они эффективно ослабляют нейтронное излучение.

Так материал «Нейтростоп» на основе полиэтилена с примесью бора 3,5-4,5%, выпускаемый в настоящее время ЗАО «Эра-АЭС» (г. Москва), эффективно ослабляет быстрые

нейтроны. Однако при этом имеет относительно низкую температуру эксплуатации и уже свыше 100 °С подвержен температурному старению.

Полипропилен обладает более высокой теплостойкостью и прочностью по сравнению с полиэтиленом. Полипропилен более стоек в воде, его водопоглощение и паропроницаемость ниже, чем у полиэтилена. В отличие от последнего он, по литературным данным [1], может длительное время эксплуатироваться при температурах 130 – 140 °С. Известны композиции полипропилена, наполненные порошкообразным графитом [патент РФ №2103286, №2160290], композиции полипропилена и сополимера пропилена с этиленом, наполненные нитридом бора БНС-17-1, БНС-17-2, БНС-18-1, БНС-18-2 [ТУ 2243-032-05796653-97]. Однако температура эксплуатации данных композитов ограничивается 230 °С, что не удовлетворяет условиям эксплуатации транспортных ЯЭУ, где рабочая температура защиты реактора составляет 300 - 350 °С. Кроме того, полипропилен достаточно сложен в переработке.

Компанией QuadrantEngineeringPlasticProducts (г. Тилт, Tielt, Бельгия) разработан полиэтилен низкого давления (ПЭНД), содержащий 5% элементарного бора. Этот материал обеспечивает защиту от проникающей радиации. Материал может использоваться при оборудовании радиологических кабинетов, в центрах по исследованию ядерной энергии. Однако, по оценкам специалистов, материал подвержен значительному температурному старению в области 250 - 300 °С.

Компания GE Plastics (Нидерланды) начала производство новой серии компаундов с высоким удельным весом (HSG), которые могут использоваться вместо свинца в тех отраслях промышленности, где необходима защита от проникающей радиации. В основе компаундов LNP Thermosomp HSG лежит нейлон-6, армированный вольфрамом, который гораздо менее токсичен, чем свинец. Помимо поглощающих свойств, компаунды LNP Thermosomp HSG обладают высокими показателями жесткости и ударопрочности. Однако данные компаунды не удовлетворяют условиям эксплуатации транспортных ЯЭУ (наличия газовыделения и дефектов структуры при длительном облучении) и могут быть использованы в рентгеновских установках для медицинских целей.

Гидрид титана является наиболее перспективным материалом биологической защиты корабельных ядерно-энергетических установок (ЯЭУ) нового поколения благодаря высоким защитным характеристикам по отношению к нейтронному излучению. В сравнении с наполненными полимерами гидрид титана имеет более высокие температуры эксплуатации и допустимый флюенс нейтронов. На основе гидрида титана в настоящее время разработаны и внедрены в промышленность четыре материала: брикетированный гидрид титана, порошок гидрида титана, крошка гидрида титана и компактный гидрид титана. Брикетированный гидрид титана, получаемый путем прессования порошка, и сам порошок (смесь гидрида титана с карбидом бора) имеют сравнительно низкую температуру эксплуатации (до 200 °С), что ограничивает их использование в защите транспортных ЯЭУ. Компактный гидрид титана, получаемый методом сквозного насыщения титановых заготовок водородом, имеет существенно более высокую термическую и радиационную стойкость. Однако он не поддается механической обработке, в результате чего при формировании блоков защиты возникает необходимость в заполнении образующихся зазоров и полостей равноценным материалом. Используемая для этих целей крошка гидрида титана содержит до 5 % мелкой пылевидной фракции (менее 0,2 мм), которая является пожаро- и взрывоопасной, а также основным источником выделения водорода при высоких рабочих температурах эксплуатации.

В связи с этим необходима разработка высококонструкционного материала на основе гидрида титана, позволяющего упростить технологию монтажа защиты транспортных ЯЭУ, улучшить ее качество и снизить стоимость.

Для решения поставленной задачи в работе используется дробь гидрида титана плотностью 3,8 г/см³ и содержанием водорода 3,6% масс., полученная на основе

высококачественного порошка гидрида титана в аппарате с прямым нагревом в присутствии ПАВ. Проведенные испытания показали, что гидрид титана в виде дробы более прочен, не имеет микротрещин, не растрескивается в процессе работы, не образует мелкой взрывоопасной фракции и имеет более высокую температуру эксплуатации. Термостойкость дробы позволит использовать материалы на ее основе в защите, в условиях температурного режима, непосредственно после корпуса реактора. Модифицирование дробы гидрида титана борсодержащими материалами, имеющими большое сечение поглощения нейтронов в тепловой и надтепловой областях спектра, является одним из способов улучшения ее защитных характеристик и термической устойчивости. Полученные на основе дробы композиционные материалы на цементном вяжущем не имеют перечисленных недостатков полимерных материалов и сохраняют свои высокие эксплуатационные характеристики в интервале температур 350 – 400 °С, что определяет их эффективное использование для биологической защиты транспортных ядерных энергетических установок.

Разработаны состав и метод получения высоко-конструкционного композиционного материала защиты от нейтронного излучения на основе модифицированной дробы гидрида титана. Получен композиционный материал нейтронной защиты, обладающий следующими характеристиками: плотность материала после 28 сут. твердения при температуре 20 °С – 3,35 г/см³; плотность высушенного при 110 °С материала – 3,32 г/см³; плотность высушенного при 300 °С материала – 3,3 г/см³; предел прочности при сжатии после 28 сут. твердения при температуре 20 °С – 54 МПа; прочность при сжатии после сушки при 110 °С – 58 МПа; прочность при сжатии после термообработки при 300 °С – 51 МПа; рабочая температура эксплуатации – 400-500 °С.

Для принятия решения об использовании разработанных материалов для биологической защиты транспортных ядерно-энергетических установок (ЯЭУ) в рамках ОСТ В95.548-2001 [1] были получены достаточно полные и достоверные данные об основных свойствах разработанных материалов, применительно к длительным условиям их эксплуатации.

Методики экспериментов: Теплофизические, прочностные, технологические характеристики, а также пожаровзрывоопасность материалов защиты определяли согласно действующих стандартов. Исследование химического состава материалов защиты проводили с использованием рентгенофазового, рентгенофлуоресцентного и термогравиметрического методов анализа. Исследование кинетики газовыделения проводили в атмосфере кислорода и атмосфере водяного пара на экспериментальной установке с замкнутой системой массообмена. Анализ газовой смеси проводили хроматографическим методом. По данным о процессах газовыделения и термогравиметрического анализа определили содержание физически и химически связанной воды в композите на основе модифицированной дробы гидрида титана (КМДГТ).

Вымывание хлоридов и фторидов из КМДГТ определяли фототурбидиметрическим методом, вымывание щелочных металлов кондуктометрическим методом.

Экспериментальные результаты: Исследованы прочностные, теплофизические, технологические свойства материалов защиты в интервале рабочих температур в течение 500, 1000, 5000 ч нагрева.

Тепловой коэффициент линейного расширения материалов защиты при их длительной термообработке при 300 °С снижается для КМДГТ с $51,2 \cdot 10^{-7}$ до $42,3 \cdot 10^{-7}$ м · град⁻¹. В интервале температур от 20 до 300 °С коэффициент теплопроводности увеличивается с 4,31 до 5,44 Вт/(м·К). Удельная эффективная теплоемкость уменьшается с 1,022 до 0,961 кДж/(кг·К).

Проведенные исследования позволили установить последовательность компоновки защиты ЯЭУ на АПЛ: первый или промежуточный контур защиты - материал на основе МК,

внешний контур защиты – материал на основе КМДГТ. Установлена совместимость материалов защиты с основными конструкционными материалами при рабочей температуре.

Исследованы изменения геометрии, плотности, массы и объема материалов защиты после при 300 °С в атмосфере воздуха в течении 500, 1000 и 5000 ч. Установлено постоянство данных характеристик для разработанных материалов.

Проведены исследования прочностных характеристик образцов композиционных материалов и изменение их химического состава при длительных термических нагрузках. Установлено, что в процессе термообработки изменение химического состава композитов практически не происходит.

Длительная термообработка изменяет геометрию КМДГТ в пределах 0,35%, а плотность и массу в пределах 1,2%. Прочность на сжатие снижается на 18% с 43 до 36 МПа. При этом остаточная прочность на сжатие композитов даже при выдержке в течении 5000 часов составляет не менее 30 МПа, что соответствует требованиям к материалам конструкции защиты транспортных ЯЭУ, которые составляют не менее 19 МПа.

Изменение химического состава композитов КМДГТ в процессе термообработки практически не происходит. Однако при этом происходит ступенчатое удаление связанной воды в пределах 2,5%.

Исследована кинетика газовыделения и потери водорода в интервале рабочих температур в течение 200, 500, 1000 ч нагрева в атмосфере воздуха и в атмосфере водяного пара. Установлено, что при длительном нагреве КМДГТ при 300 °С газовыделение обусловлено выделением паров воды, а водород и углекислый газ практически не выделяются. Газовыделение при термообработке металлокомпозита МК отсутствует.

Длительный нагрев материалов защиты при 300 °С приводит к выделению из КМДГТ $1,971 \cdot 10^{-4}$ см³/г СО₂ и $1,312 \cdot 10^{-5}$ см³/г Н₂. Содержание химически связанной воды в КМДГТ составляет 0,02 %.

Исследовано вымывание фторидов, хлоридов и щелочных металлов, а также водопоглощение, изменение геометрии и прочности образцов материалов защиты при их длительном пребывании в морской и пресной воде при разных температурах.

Вымывание хлоридов в КМДГТ при 100 °С составляет 0,736 мг/г, а фторидов 0,0087 мг/г. Вымывание щелочных металлов из КМДГТ в пресной воде составляет 0%, а в морской воде 2,8% (при 100 °С). Водопоглощение, изменение объема и прочности на сжатие КМДГТ в пресной воде составило, соответственно, 3,11%, 0% и 11,34% (при 20 °С) и 4,18%, 2,01% и 8,22% (при 100 °С); в морской воде, соответственно, 1,42%, 1,73% и 2,12% (при 20 °С) и 5,33%, 3,11% и 9,36% (при 100 °С).

Исследованы пожаро-, взрыво- и токсико-гигиеническая безопасность разработанных материалов защиты в аварийных условиях эксплуатации. Разработанные материалы защиты относятся к группе негорючих материалов (пожаровзрывобезопасны) и обладают токсико-гигиенической безопасностью.

Выводы: Проведенные в рамках ОСТ В95.548-2001 исследования показали, что разработанные композиционные материалы, благодаря своим высоким физико-механическим и эксплуатационным свойствам, могут быть использованы в качестве конструкционных материалов биологической защиты транспортных ЯЭУ. Кроме того, материалы защиты могут быть использованы при оборудовании радиологических кабинетов, в центрах по исследованию ядерной энергии.

Литература

1. ОСТ В95.548-2001 «Стандарт отрасли. Материалы биологической защиты транспортных ядерно-энергетических установок. Порядок проведения НИР и постановка

материалов на производство».- Введ. 13.03.2002. – М.: Министерство РФ по атомной энергии, 2002.- 10 с.

ПОДЗЕМНОЕ ЗАХОРОНЕНИЕ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В РОССИИ. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ

В.П. Каченовский

Сибирский Федеральный Университет, г. Красноярск

За последние полвека на Земле образовались десятки миллиардов кюри радиоактивных отходов (далее – РАО), и эти цифры увеличиваются с каждым годом. К радиоактивным отходам относятся не подлежащие дальнейшему использованию материалы, растворы, газообразные среды, изделия, аппаратура, биологические объекты, грунт и т.п., в которых содержание радионуклидов превышает уровни, установленные нормативными актами.

Радиоактивные отходы представляют собой смесь стабильных химических элементов и радиоактивных осколочных и трансурановых радионуклидов. За 1 год работы большого энергетического реактора (при загрузке 100 т ядерного топлива 5% урана-235) вырабатывается 10% (0.5 т) делящегося вещества и производится примерно 0.5 т осколочных элементов. В масштабах страны ежегодно только на энергетических реакторах АЭС вырабатывается 100 т осколочных элементов.

Радиоактивные отходы образуются:

- при эксплуатации и выводе из эксплуатации предприятий ядерного топливного цикла (добыча и переработка радиоактивных руд, изготовление тепловыделяющих элементов, производство электроэнергии на АЭС, переработка отработавшего ядерного топлива);
- в процессе реализации военных программ по созданию ядерного оружия, консервации и ликвидации оборонных объектов и реабилитации территорий, загрязненных в результате деятельности предприятий по производству ядерных материалов;
- при эксплуатации и снятии с эксплуатации кораблей военно-морского и гражданского флотов с ядерными энергетическими установками и баз их обслуживания;
- при использовании изотопной продукции в народном хозяйстве и медицинских учреждениях.

При использовании радиоактивных материалов в медицинских и других научно-исследовательских учреждениях образуется значительно меньшее количество РАО, чем в атомной отрасли и военно-промышленном комплексе - это несколько десятков кубических метров отходов в год. Однако применение радиоактивных материалов расширяется, а вместе с ним возрастает объем образующихся отходов.

Среди РАО наиболее распространенными по агрегатному состоянию считаются жидкие и твердые. Жидкими радиоактивными отходами (далее – ЖРО) считаются жидкости, в которых допустимая концентрация радионуклидов превышает концентрацию установленную для воды открытых водоемов. Из всех видов РАО жидкие наиболее распространены, так как в растворы переводят как вещество конструкционных материалов (нержавеющих сталей, циркониевых оболочек тепло - выделяющих элементов - ТВЭЛов и т.п.), так и технологические элементы (соли щелочных металлов и др.). Отработавшие свой ресурс ТВЭЛы, объединенные в единые конструкции - тепловыделяющие сборки, аккуратно извлекают и выдерживают в воде в специальных бассейнах-отстойниках для снижения активности за счет распада короткоживущих изотопов. За три года активность снижается примерно в тысячу раз. Затем ТВЭЛы отправляют на радиохимические заводы, где их измельчают механическими ножницами и растворяют в горячей азотной кислоте.

Вопрос обращения с радиоактивными отходами предполагает оценку различных категорий и методов их хранения, а также разные требования в отношении защиты окружающей среды. Целью ликвидации РАО является изоляция их от биосферы на чрезвычайно длительные периоды времени, обеспечение того, что остаточные радиоактивные вещества, достигающие биосферы, будут в незначительных концентрациях в сравнении, например, с естественным фоном радиоактивности, а также обеспечение уверенности в том, что риск при небрежном вмешательстве человека будет очень мал. Захоронение в геологическую среду, используется как один из методов для достижения этих целей.

Однако, существует множество разнообразных предложений относительно способов захоронения радиоактивных отходов, например:

- Долговременное наземное хранилище;
- Глубокие скважины (на глубине несколько км);
- Плавление горной породы (предлагалось для отходов, выделяющих тепло);
- Прямое закачивание (подходит только для жидких отходов);
- Удаление в море;
- Удаление под дно океана;
- Удаление в зоны подвижек;
- Удаление в ледниковые щиты;
- Удаление в космос.

Некоторые предложения еще только разрабатываются учеными разных стран мира, другие уже были запрещены международными соглашениями. Большинство ученых, исследующих данную проблему, признают наиболее рациональной возможность захоронения радиоактивных отходов в геологическую среду.

В данной статье я рассматриваю подземное захоронение жидких радиоактивных отходов в геологическую среду как способ утилизации РАО и вопрос безопасности для населения функционирования полигона подземного захоронения жидких радиоактивных отходов – «Северный», расположенного в г. Железногорске Красноярского края.

В настоящее время глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов является одной из немногих в мире промышленно реализованных технологий окончательного удаления радионуклидов из среды обитания человека. Она осуществляется уже в течение 45 лет на полигонах подземного захоронения Сибирского Химического (г. Северск) и Горно-химического комбинатов (г. Железногорск), а также в Государственном научном центре РФ «Научно-исследовательский институт атомных реакторов» (г. Димитровград, Ульяновской области).

Глубокое хранилище жидких радиоактивных отходов полигон «Северный» Горно-химического комбината было создано в 60-х годах по решению Правительства с целью утилизации образующихся в ходе оборонной деятельности ЖРО и, как следствие, предотвращения воздействия радиоактивности на человека и защиты окружающей среды.

Созданию глубокого хранилища предшествовали геологоразведочные работы и исследования, включавшие геофизические работы, бурение скважин, изучение образцов пород, опытно-фильтрационные работы. Геологоразведочные работы выполнялись специализированными организациями Министерства геологии, в проведении исследований принимали участие институты Академии наук.

Сущность глубинного (подземного) захоронения состоит в нагнетании специально подготовленных растворов - жидких отходов через буровые скважины в глубокозалегающие пористые горизонты (пласты-коллекторы), надежно изолированные от поверхности и неглубокозалегающих подземных вод. Отходы заполняют ограниченный объем пласта-коллектора и образуют залежь отходов. Захороненные отходы не воздействуют на людей, животных и растительный мир. Благоприятные геологические условия для захоронения РАО

подразумевают достаточно низкие скорости движения подземных вод и изоляцию пластов-коллекторов от поверхности слоями глинистых слабопроницаемых (практически непроницаемых) пород. В этом случае гарантирована изоляция отходов в течение нескольких сотен и даже тысяч лет – за это время произойдёт естественный распад основного количества радионуклидов. Оставшиеся долгоживущие нуклиды будут удерживаться породами в месте захоронения, образуя залежи, аналогичные месторождениям радиоактивных элементов.

На Горно-химическом комбинате для захоронения жидких РАО используются два горизонта: горизонт I, залегающий в интервале глубин 355 – 500 м, и горизонт II, залегающий в интервале глубин 180 – 280 м. Коллекторские горизонты изолированы от поверхности и неглубокозалегающих подземных вод слоями слабопроницаемых пород, которые сложены различными глинами с прослоями песков. Естественная скорость движения подземных вод в I горизонте характеризуется значениями 5 – 6 м/год, направление потока - с юга на север, параллельно долине р. Енисей. Во II горизонте скорость естественного движения подземных вод 10 – 15 м/год, направление - северо-восток, в сторону от долины р. Енисей. С запада I и II коллекторские горизонты ограничиваются Правобережным тектоническим нарушением, являющимся гидравлическим экраном на участке хранилища и в области последующей миграции РАО.

Также, особенностью глубинного захоронения жидких РАО «Горно-химического комбината» является отсутствие других водопользователей в области возможного влияния захоронения и в непосредственной близости от нее и малая перспективность верхних водоносных горизонтов как источников водоснабжения. Тем не менее, в районе полигона «Северный» создана сеть контрольных наблюдательных скважин в пределах и за пределами полигона захоронения. В состав контрольных наблюдений за распространением отходов и состоянием геологической среды входят гидрогеохимические, гидродинамические и геофизические наблюдения и исследования, составляющие в комплексе с анализом и обработкой данных, моделированием процессов захоронения систему мониторинга захоронения.

Существование правобережного тектонического нарушения вызвало необходимость усиления контроля в этой области с целью обеспечения безопасности захоронения и предупреждения загрязнения окружающей среды – реки Енисей. При проведении геолого-разведочных работ были выполнены специальные исследования тектонического нарушения, позволившие установить его экранирующую роль в области возможного влияния захоронения.

При анализе гипотетических осложнений и аварийных ситуаций было установлено, что последствия возможных аварийных ситуаций не повлияют на радиационную обстановку и загрязнение подземных вод за пределами санитарно-защитных зон и границами горного отвода недр.

Удаление отходов из среды непосредственной деятельности и проживания человека предотвратило отрицательное воздействие радиоактивных отходов на производственный персонал и население в районах двух оборонных предприятий атомной промышленности и крупного исследовательского центра в нашей стране.

Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов Горно-химического комбината полигон «Северный» позволило изолировать от среды непосредственного обитания человека значительную часть образовавшихся отходов производства, избежать строительства потенциально опасных поверхностных хранилищ и бассейнов. Это имело большое значение для предупреждения радиационного воздействия на окружающую среду и население региона.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СВЕТОВОГО ИСТОЧНИКА ИЗЛУЧЕНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКСПЛУАТАЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ФОТОМАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ПРОМЫШЛЕННОЙ РАДИОГРАФИИ

Н.И. Ли, Е.В. Игнатьев

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Ранее [1] было показано, что чувствительность фотоматериала зависит от энергии экспонирующего излучения. В условиях практической съемки, в зависимости от цели поставленного исследования, фотоматериал может экспонироваться различными источниками.

При изготовлении радиографических материалов, когда необходимо производить сенситометрический контроль на всех стадиях изготовления, используют рентгеновские сенситометры состоящие из рентгеновского питающего устройства (РПУ), рентгеновской трубки, свинцового кожуха (тубуса), модулятора экспозиций, приспособления для вращения рентгенографической кассеты с моторным приводом, набора рентгенографических кассет и дозиметра типа ДКС-101. Дозиметр – важная часть рентгенсенситометрической установки - предназначен для измерения экспозиционной дозы рентгеновского излучения.

В связи с тем, что количество экспозиций ограничивается дозой ионизирующего излучения, полученной обслуживающим персоналом, а также с целью улучшения условий труда и повышения безопасности, представлялось интересным определить возможность замены рентгеновского излучения на световое при испытаниях радиографической пленки в процессе изготовления и установить соответствующие коэффициенты корреляции между рентгеновским и световым излучением.

Для этого необходимо иметь информацию о чувствительности фотоматериала к источникам излучения различной энергии. В технической литературе отсутствует информация о сравнительном действии различных источников излучения.

Радиографические материалы с различным средним размером микрокристаллов AgHal подвергали испытаниям, при которых определяли чувствительность и контрастность к рентгеновскому излучению и свету.

Сенситометрические свойства материалов при экспонировании этими излучениями определяли по методике, приведенной в ОСТ 6-17-54-80 и ГОСТ 10691.0-84. Проявление осуществляли до значения оптической плотности вуали D_0 , равной $(0,10 \pm 0,04)$ Б. Результаты испытаний приведены в таблице 1.

Таблица 1. Чувствительность модельных радиографических материалов к излучениям различных источников

Средний размер микрокристаллов AgHal, мкм	Нанос серебра, г/м ²	Чувствительность $S_{0,85}$	
		Источник излучения – рентгеновская трубка, 80 кВ	Световое излучение, $T_{\text{ув.}}=2850 \text{ К}$
1,76	12,0	19,5	1,90
1,49	12,0	10,5	0,35
0,97	12,0	3,5	0,16
0,71	11,9	2,1	0,09
0,54	12,1	1,3	-

Анализ результатов показал, что во всех случаях наблюдается увеличение чувствительности с увеличением среднего размера микрокристаллов AgHal, и это давно известно [2]. Данная закономерность справедлива как для рентгеновского, так и для светового излучения.

Известно также [1], что фотографическое действие рентгеновского излучения является следствием действия электронов, образующихся при поглощении этого излучения, на микрокристаллы AgHal. При экспонировании рентгеновским излучением, генерируемым трубкой при напряжении 80 кВ, образующиеся электроны имеют относительно низкие энергии и, вероятно, длина их пробега значительно меньше толщины эмульсионного слоя.

Энергия излучения оказывает большое влияние на контраст изображения [2]. По мере повышения энергии излучения контраст уменьшается, вероятно, вследствие одновременного возрастания проникающей способности и рассеяния излучения. С повышением энергии излучения различие коэффициентов поглощения отдельных частей объекта становится меньше.

Изменение интенсивности излучения связано с изменением массового коэффициента поглощения. Этот вывод справедлив для узкого параллельного пучка. При переходе к реально используемым широким пучкам необходимо принимать во внимание рассеяние, снижающее контраст изображения. Для учета этого фактора вводят эмпирически определяемый коэффициент χ [3], представляющий собой отношение интенсивности широкого и узкого пучков за объектом исследования.

При оценке изображения оценка его качества дается по предельно различаемому элементу – тест-объекту (мире).

В предельном случае, представляющем при съемке непосредственный интерес, разница между интенсивностями излучения, соответствующими исследуемому объекту и дефекту в этом объекте, очень мала; поэтому можно принять, что изменение интенсивности пропорционально размеру дефекта. Разность оптических плотностей, наблюдаемых на снимке, можно представить в следующем виде:

$$\Delta D = D_1 - D_2 = G(\lg I_1 - \lg I_2). \quad (1)$$

В работе [3] была выведена формула для излучений различной энергии. Эта формула будет справедлива и для одной определенной энергии, но различных интенсивностей излучения. Используя эту формулу, можно представить разность оптических плотностей на снимке в следующем виде:

$$\Delta D = \frac{G \cdot 0,434 \cdot \left[\left(\frac{\mu}{\rho} \right)_2 - \left(\frac{\mu}{\rho} \right)_1 \right] \cdot h}{\chi}, \quad (2)$$

где $\Delta D = D_1 - D_2$ - разность оптических плотностей на снимке, соответствующем объекту и дефекту; G – средний градиент, численно равный тангенсу угла наклона прямой, проведенной через точки D_1 и D_2 на характеристической кривой, к оси логарифмов экспозиций; I_1 и I_2 - интенсивности излучений, соответствующие оптическим плотностям D_1 и D_2 ; $(\mu/\rho)_1$ и $(\mu/\rho)_2$ - массовые коэффициенты поглощения, соответствующие объекту и дефекту; h – размер дефекта; χ – фактор накопления, характеризующий соотношение интенсивностей широкого и узкого пучков излучений за объектом исследования.

Это выражение показывает, что контраст изображения дефекта, наблюдаемого на снимке, пропорционален градиенту характеристической кривой, коэффициенту передачи контраста, разности массовых коэффициентов поглощения контролируемого объекта и дефекта, размеру дефекта и обратно пропорционален фактору накопления. При прочих равных условиях, чем выше средний градиент, тем с большей достоверностью выявляется

дефект на снимке. Кроме того, это выражение показывает, что чувствительность к излучению не влияет на качество изображения, а является технологическим параметром, определяющим экспозицию. Учитывая вышесказанное, замена рентгеновских испытаний при производстве радиографических плёнок на световые не повлияет на выявляемость дефектов в условиях практической радиографии.

Средние градиенты модельных радиографических материалов с различным средним размером микрокристаллов AgHal и наносом серебра ($12 \pm 0,2$) г/м² (чувствительность образцов приведена в таблице 1), получаемые при экспонировании излучениями с различной энергией, представлены в таблице 2.

Таблица 2. Средний градиент модельных фотоматериалов к излучению различных источников

Средний размер микрокристаллов AgHal, мкм	Средний градиент G	
	Источник излучения – рентгеновская трубка. 80 кВ	Световое излучение, T _{св.} =2850 К
1,76	3,0	2,7
1,49	3,5	3,1
0,97	3,7	3,3
0,71	4,0	3,6
0,54	4,5	4,0

Результаты экспериментов показали, что максимальные значения среднего градиента фотоматериалов наблюдались при экспонировании рентгеновским излучением. Вероятнее всего, это является следствием уменьшения массового коэффициента поглощения с изменением энергии излучения.

В таблицах 3 и 4 представлены результаты ренгеносенситометрических и сенситометрических испытаний промышленно выпускаемых радиографических плёнок РТ-1 и РТ-К, имеющих различные средние размеры микрокристаллов AgHal (1,5 мкм и 0,5 мкм соответственно). Экспонирование осуществляли на рентгеновском сенситометре и световом сенситометре ФСР-41 соответственно.

Таблица 3. Результаты рентгенсенситометрических и сенситометрических испытаний пленки РТ-1

Тип пленки	Рентгенсенситометрические показатели (80 кВ, фильтр 4,5 мм Al)			Сенситометрические показатели (T _{св.} =2850 К)		
	Чувствительность, S _{0,85} P ⁻¹	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б	Свето-чувствительность S _{0,85} , ед. ГОСТ	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б
РТ-1 (партия №16844, ось №2435)	28	3,5	0,11	29	3,2	0,11
РТ-1 (партия №16844, ось №2529)	30	3,4	0,10	31	3,1	0,11

Результаты, приведенные в таблицах 3 и 4, показывают, что между рентгеновскими и световыми испытаниями возможно установить корреляцию. Следует отметить, что каждому

типу пленки, имеющему определенный размер микрокристаллов AgHal, соответствует свой коэффициент корреляции, который целесообразно определить набором статистических данных по результатам сравнительных испытаний при экспонировании рентгеновским излучением и светом.

Таблица 4. Результаты рентгенсенсинометрических и сенсинометрических испытаний пленки РТ-К

Тип пленки	Рентгенсенсинометрические показатели (80 кВ, 4,5 ммAl)			Сенсинометрические показатели (T _{цв.} =2850 К)		
	Чувствительность, S _{0,85} P ⁻¹	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б	Свето-чувствительность S _{0,85} , ед. ГОСТ	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б
РТ-К (партия №16500, ось №942)	9,0	3,7	0,05	2,5	3,3	0,05
РТ-К (партия №16504, ось №937)	9,5	3,7	0,05	3,0	3,3	0,06

Литература

1. Ли, Н.И. Особенности формирования радиографических изображений в полимер-желатиновой матрице галогенидосеребряных фотоматериалов / Н.И. Ли, А.С. Хабибуллин // Вестник Казан.технол. ун-та. – 2010. - №10 – С. 39-46
2. Broadhead, P. Speed-Granularity Relations for X-Ray and Y-Ray Exposures
3. /P. Broadhead and G.C. Farnell //The Journal of Photographic Science. -1978. –V. 26. - №1. – P. 7-12.
4. Румянцев, С.В. Радиационная дефектоскопия / С.В. Румянцев. – М.: Атомиздат, 1974. – 513 с.

ПРИМЕНЕНИЕ УСИЛИВАЮЩИХ ЭКРАНОВ НА ОСНОВЕ ЭЛЕМЕНТОВ С ВЫСОКИМ АТОМНЫМ НОМЕРОМ ДЛЯ ПРОМЫШЛЕННОЙ РАДИОГРАФИИ

Н.И. Ли, Е.Н. Фролова

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

При достаточно высоких дозах облучения радиографические материалы экспонируются непосредственно рентгеновским или гамма-излучением. Высокие дозы излучения являются опасными для обслуживающего персонала. Для снижения экспозиции и, соответственно, доз облучения требуются дополнительные меры, увеличивающие поглощение рентгеновского или гамма-излучения детектором излучения (радиографической пленкой). Для этих целей используют усиливающие экраны: металлические или на основе рентгенолюминофоров.

При использовании усиливающих экранов на основе рентгенолюминофоров поглощенное ионизирующее излучение преобразуется в световое, к которому микрокристаллы галогенида серебра более чувствительны. В основном, это световое излучение и оказывает фотографическое действие.

В зависимости от вида излучения, формирующего изображение на пленке, различают два вида характеристической кривой радиографических фотоматериалов: при экспонировании без усиливающих экранов (или с металлическими усиливающими экранами) и при экспонировании с люминесцентными усиливающими экранами.

На рисунке 1 приведены характеристические кривые реальных фотографических пленок, экспонированных с люминесцентными усиливающими экранами (кривая 1) и без усиливающих экранов (кривая 2, 3).

Характеристическая кривая радиографического материала, экспонированного без усиливающих экранов или с металлическими усиливающими экранами, отличается отсутствием прямолинейного участка и постоянно возрастающим градиентом. Достаточно протяженный начальный участок характеристической кривой, как правило, в практической радиографии не используется вследствие низкого градиента.

Характеристическая кривая радиографического фотоматериала, экспонированного с люминесцентными усиливающими экранами, практически подобна обычной характеристической кривой при экспонировании светом. Эксперименты показали, что только 0,5 – 5,0 % оптической плотности изображения строится за счет непосредственного поглощения фотонов ионизирующего излучения эмульсионными слоями.

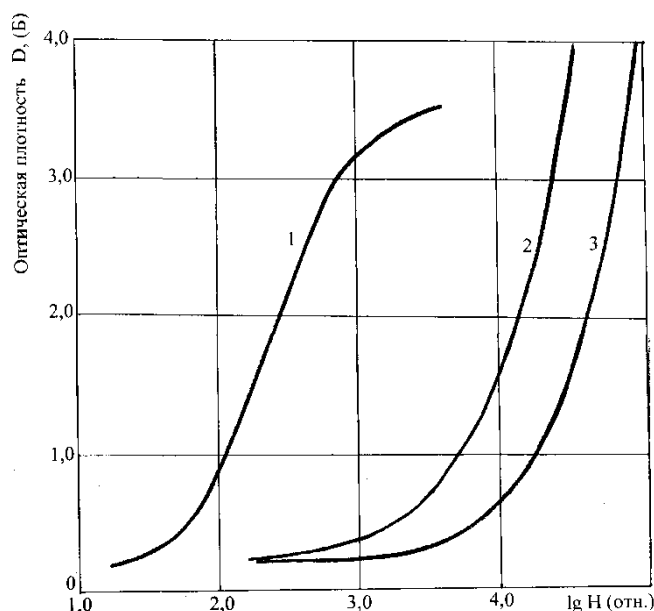


Рис. 1. Характеристические кривые радиографических пленок (напряжение на рентгеновской трубке 80 кВ, проявитель «Рентген-2», время проявления 6 минут, температура 20 °С, оптическая плотность основы 0,16 Б): 1 – радиографическая пленка РМ-К (экспонирована с люминесцентными усиливающими экранами); 2 – радиографическая пленка РТ-1 (экспонирована без экранов); 3 – радиографическая пленка РТ-К (экспонирована без экранов)

Эффективность прямого фотографического действия ионизирующего излучения на радиографические материалы мала, главным образом, из-за слабого поглощения излучения в относительно тонких эмульсионных слоях (доля поглощенной энергии излучения обычно менее 1 %), поэтому экспозиции, в большинстве случаев, оказываются недопустимо высокими. Для их уменьшения прибегают к предварительному преобразованию ионизирующего излучения в световое с помощью специальных люминесцентных экранов,

называемых усиливающими. Обладая в десятки раз большим поглощением ионизирующего излучения, чем галогенидосеребряные эмульсионные слои, они излучают свет, к которому галогенид серебра на 2 – 4 порядка более чувствителен, чем к равной поглощенной дозе излучения, поэтому при использовании люминесцентных усиливающих экранов экспозиционная доза уменьшается в 5 – 300 раз в зависимости от типа используемых экранов, радиографических пленок и «жесткости» применяемого излучения.

Ранее было установлено [1], что электроны, эмиттируемые из усиливающих экранов, при поглощении ионизирующего излучения имеют длину пробега, сравнимую с толщиной радиографического фотоматериала. Исходя из этого, а также учитывая высокую квантовую неоднородность ионизирующего излучения, была рассмотрена гипотеза о возможности замены сплошного (монокристаллического) металлического усиливающего экрана на экран, который представляет собой дисперсию химических соединений элементов с высоким атомным номером в полимерном связующем.

Предварительные эксперименты подтвердили правильность выбранного направления. Принципиально возможно использование любых соединений с высоким атомным номером, образующих дисперсии в водной полимер-желатиновой среде, или растворимых в этой среде и кристаллизующихся на стадии студения и сушки слоя.

В данной работе проведены исследования по применению следующих соединений: иодид свинца, сульфид свинца, ацетат хрома, оксид свинца (II), оксид свинца (II, IV), сульфат бария, вольфрамат натрия. Исследуемые соединения вводили в 10 %-ный полимер-желатиновый раствор в таких количествах, чтобы политый на подложку усиливающий (активный) слой имел при толщине 50 мкм нанос исследуемого соединения 50-400 г/м².

Фотографическое действие соединений на радиационную чувствительность радиографических фотоматериалов оценивали сенситометрическим методом. Критерием действия являлось отношение оптической плотности изображения, полученной при экспонировании с экраном ($D_{\text{э}}$), к плотности изображения при экспонировании без усиливающего экрана ($D_{\text{бэ}}$). Экспонирование осуществляли гамма-излучением радиоактивного изотопа иридий-192. В экспериментах использовали эмульсионные слои, содержащие микрокристаллы галогенида серебра со средним размером $\bar{a} = 1,76$ мкм.

Для определения поглощения ионизирующего излучения была разработана методика, сущность которой изложена ниже. Лист «стандартного» радиографического фотоматериала разрезали на несколько частей. В качестве «стандартного» использовали образец радиографического фотоматериала со средним размером микрокристаллов галогенида серебра $\bar{a} = 1,49$ мкм. Одну из частей листа экспонировали за ступенчатым металлическим клином с определенной дозой на 15-ом поле сенситограммы (табл. 1), обрабатывали в проявителе «Рентген-2» и фиксаже БКФ. По результатам измерения оптических плотностей строили кривую зависимости оптической плотности (D) от дозы (H) или от логарифма дозы ($\lg H$) облучения (рис. 1).

Радиографический фотоматериал, степень поглощения ионизирующего излучения которого необходимо измерить, помещали между ступенчатым клином и стандартным образцом радиографической пленки. Если степень поглощения ионизирующего излучения у исследуемого образца мала, то можно уложить вместе n -слоев. После экспонирования, химико-фотографической обработки и измерения оптических плотностей в тех же координатах строили аналогичную кривую. Обе кривые подобны между собой, но вторая кривая сдвинута влево относительно первой за счет поглощения дозы излучения исследуемым образцом.

Таблица 1. Технические характеристики алюминиевого клина, используемого при экспонировании радиографических фотоматериалов

Номер ступени	Толщина, мм	Кратность ослабления, К	Доза облучения, мР	Логарифм дозы
1	41	27,84	0,32	1,50
2	35	20,17	0,44	1,64
3	30	14,61	0,62	1,79
4	25	10,33	0,87	1,94
5	21	7,68	1,17	0,06
6	17	5,68	1,58	0,20
7	13	4,02	2,24	0,35
8	11	3,34	2,69	0,43
9	9	2,72	3,31	0,52
10	7	2,21	4,07	0,61
11	5	1,79	5,01	0,70
12	4	1,60	5,62	0,75
13	3	1,43	6,27	0,80
14	2	1,27	7,08	0,85
15	1	1,13	7,96	0,90
16	-	-	9,00	0,96

Поглощенную дозу вычисляли по формуле:

$$H = \frac{H_0 - H_n}{n},$$

где H – поглощенная доза ионизирующего излучения; H_0 – доза излучения, падающая на стандартный фотоматериал без исследуемого материала; H_n – доза излучения, падающая на стандартный фотоматериал за исследуемым материалом; n – количество слоев исследуемого материала.

Так как поглощенная доза излучения, так же как и радиационная чувствительность радиографического фотоматериала, однозначно связана со значением оптической плотности и определяется из характеристической кривой, то погрешность измерения равна ранее рассчитанной погрешности для стандартного образца пленки и соответствует 10 %.

Эксперименты показали, что все выбранные соединения повышают оптическую плотность радиографического фотоматериала. Однако наибольшее увеличение плотности показали иодид свинца и оксид свинца (II, IV). Слои, содержащие эти соединения, как показали эксперименты, проведенные по методике, описанной выше, показали наибольшее поглощение ионизирующего излучения. В испытываемом интервале наноса соединений наблюдалось повышение фотографического действия с увеличением наноса.

Электроны, образующиеся при поглощении ионизирующего излучения, как показано в [1], проходят расстояние более 200 мкм, поэтому на фотографическое действие усиливающего экрана, изготовленного из дисперсии соединений с высоким атомным номером, может оказывать влияние соотношение желатин - активное соединение ($\rho_{\text{экp}}$). Это же соотношение может оказывать влияние на качество изображения. Для проверки этого предположения изготавливали образцы усиливающих экранов из оксида свинца (II, IV), в которых $\rho_{\text{экp}}$ изменяли от 0,4 до 7,2. Фотографическое действие оценивали величиной отношения

оптической плотности, полученной при экспонировании с экраном ($D_э$), к плотности при экспонировании без экрана ($D_{бэ}$), а качество изображения оценивали по с помощью проволочных эталонов чувствительности, рекомендованных ГОСТ 7512-90. Эти эталоны представляют собой серию проволочек, установленных параллельно друг другу в порядке нарастания диаметра, изменяющегося в геометрической прогрессии с показателем 1,25 [2]. Эталоны помещали на металлический клин. Образцы исследуемых радиографических материалов помещали за этим клином и экспонировали. Результаты экспериментов представлены в таблице 2.

Эксперименты показали, что увеличение соотношения желатин - оксид свинца (II, IV) выше 1,2 приводит к уменьшению фотографического действия в 2,0 - 2,5 раза при незначительном снижении качества изображения. Поглощение ионизирующего излучения не изменилось, и в целом доза излучения, падающего на эмульсионный слой, оставалась постоянной. Снижение фотографического действия, вероятно, объясняется тем, что увеличение количества желатина приводит к тому, что электроны, образующиеся в усиливающем экране, имеют длину пробега недостаточную, чтобы выйти за пределы экрана, и достигнуть эмульсионного слоя. В этом случае экран играет роль обычного фильтра, поглощающего излучение (в том числе и рассеянное), падающего на эмульсионный слой, и за счет этого снижающего фотографическое действие.

Таблица 2. Влияние различного соотношения желатин – оксид свинца (II, IV) в усиливающем экране на оптическую плотность и качество изображения радиографического фотоматериала

Соотношение желатин- оксид свинца (II, IV), $\rho_{экр}$	$D_э / D_{бэ}$	Диаметр выявляемой проволочки, мм	Поглощенная доза облучения, Р
7,2	0,82	0,16	0,0095
6,4	0,80	0,12	0,0095
5,2	0,85	0,10	0,0097
4,0	0,87	0,10	0,0095
3,1	0,92	0,08	0,0096
2,1	1,10	0,05	0,0093
1,2	2,20	0,05	0,0095
0,6	2,40	0,05	0,0097
0,4	2,40	0,05	0,0095

Согласно результатам, полученным ранее [1], электроны, образующиеся при поглощении ионизирующего излучения, проходят значительное расстояние, прежде чем достигнут микрокристаллов галогенида серебра и передадут им свою энергию. Часть этой энергии теряется в экране, в воздушном зазоре, который практически всегда имеется между фотоматериалом и экраном, в защитном слое, в желатине эмульсионного слоя.

Для устранения потерь энергии электронов целесообразно привести в максимальный контакт соединения элементов с высоким атомным номером, эффективно поглощающие рентгеновское и гамма-излучения, и микрокристаллы галогенида серебра, находящиеся в эмульсионном слое. Малое расстояние между элементом, эффективно поглощающим ионизирующее излучение, и микрокристаллом галогенида серебра позволит использовать энергию вторичных электронов с минимальными потерями. Добиться указанного эффекта можно двумя путями.

Первый состоит в том, что соединения, содержащие элементы с высоким атомным номером ввести в состав эмульсионного слоя. Второй путь состоит в том, что эти соединения

нанести в виде грунтового слоя, находящегося в непосредственном контакте с эмульсионным слоем или в состав защитного слоя.

Схематические изображения радиографических фотоматериалов, содержащих соединения элементов с высоким атомным номером, представлены на рис.2.

При введении в эмульсионный слой этих соединений они должны удовлетворять следующим основным требованиям:

1. иметь высокий атомный номер, чтобы согласно результатов, полученных ранее, значительно увеличить поглощение ионизирующего излучения;
2. не вызывать вуалирования или десенсибилизации микрокристаллов галогенида серебра;
3. совмещаться с желатином и полимером и не высаживаться в процессе формирования эмульсионного слоя;
4. не высаживать микрокристаллы галогенида серебра.

В наибольшей степени эти требованиям удовлетворяют сульфат бария и оксид свинца (II, IV).

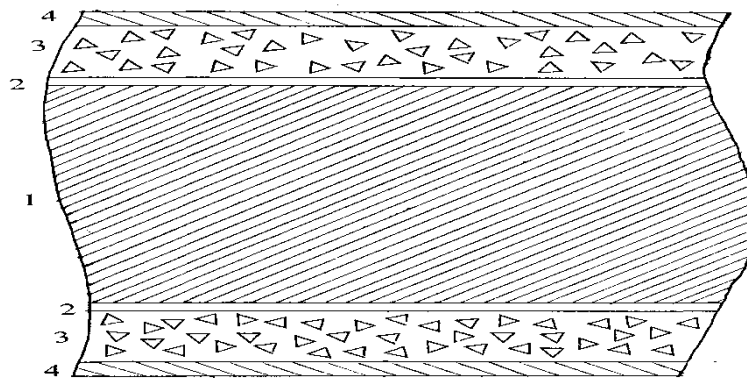


Рис. 2. Строение радиографической пленки:

- 1 – прозрачная, окрашенная в голубой цветоснова (подложка);
2 – подслой; 3 – эмульсионный слой с микрокристаллами галогенида серебра; 4 – защитный слой

Эти соединения диспергировали в полимер-желатиновой среде и вводили в состав эмульсии на стадии подготовки к поливу. Эмульсии, содержащие исследуемые соединения, наносили на триацетатцеллюлозную основу. В другом случае полимер-желатиновый раствор, содержащий сульфат бария и оксид свинца (II, IV), наносили на основу в виде грунтового слоя, а поверх этого слоя наносили эмульсионный слой.

Рентгеносенситометрические показатели и поглощение ионизирующего излучения определяли по методике, описанной выше. Результаты представлены в табл.3.

Эксперименты показали, что введение в эмульсионный слой или смежный с ним грунт-слой сульфата бария или оксида свинца (II, IV) или смеси этих соединений позволяет повысить чувствительность радиографического фотоматериала в 1,2 - 3,0 раза. Вероятно, это является следствием повышения степени поглощения ионизирующего излучения, так как поглощение радиографического материала, содержащего исследуемые соединения, увеличивалось в 1,5-83,7 раза по сравнению с контрольным образцом. Совмещение соединений, эффективно поглощающих излучение, с микрокристаллами галогенида серебра, устраняет потери энергии электронов в экране, воздушной прослойке и в защитном слое фотоматериала.

Таблица 3. Гаммасенситометрические показатели экспериментальных образцов радиографического фотоматериала, содержащего химические элементы с высоким атомным номером

Исследуемое соединение	Наименование слоя радиографического материала с исследуемым соединением	Исследуемое соединение, моль/моль AgHal	Гаммасенситометрические показатели			Наносеребра, г/м ²	Поглощенная доза, Р
			Чувствительность, S _{0,85}	Средний градиент, G	Плотность вуали, D ₀		
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	0,3	13,6	2,4	0,08	15,8	0,00014
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	12,5	15,5	2,3	0,10	16,3	0,00061
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	25,0	25,5	2,4	0,14	15,8	0,00123
BaSO ₄	эмульсионный слой	12,5	11,5	2,3	0,12	15,9	0,00069
BaSO ₄	эмульсионный слой	25,0	13,6	2,3	0,10	16,2	0,00015
BaSO ₄	эмульсионный слой	80,0	14,5	2,4	0,12	17,0	0,00048
Pb ₃ O ₄ +BaSO ₄ (1:1)	эмульсионный слой	59,0	18,5	2,4	0,08	16,3	0,00174
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	25,0	14,8	2,4	0,10	16,1	0,00127
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	50,0	19,0	2,5	0,14	17,0	0,00221
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	100,0	26,5	2,5	0,13	16,8	0,00467
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	160,0	29,0	2,5	0,14	16,9	0,00753
BaSO ₄	грунт-слой	50,0	13,5	2,4	0,18	16,5	0,00031
BaSO ₄	грунт-слой	100,0	15,0	2,4	0,08	15,9	0,00063
контр.	-	-	10,0	2,4	0,05	16,1	0,00009

Кроме того, как показали эксперименты [1], введение сульфата бария или оксида свинца (II, IV) в эмульсионный слой или смежный с ним грунтовый или защитный слой в сочетании с химико-фотографической обработкой в физических проявителях (медном боргидридном или никельгидразинборановом) позволяет одновременно с повышением чувствительности снизить наносеребра на радиографическом фотоматериале.

На основе анализа результатов экспериментов можно сделать следующие выводы:

Установлено, что соединения элементов с высоким атомным номером (оксид свинца (II, IV), иодид свинца, вольфрамат натрия), введенные в виде дисперсии в полимер-желатиновый слой, позволяют повысить чувствительность радиографического фотоматериала в 1,5 - 2,5 раза, то есть такой слой выполняет функцию усиливающего экрана. Использование таких

экранов в промышленной радиографии позволит значительно снизить время экспонирования и, как следствие, облучение персонала.

Показано, что введение в эмульсионный слой или смежный с ним грунт-слой сульфата бария и оксида свинца (II, IV) позволяет повысить радиационную чувствительность радиографического фотоматериала в 1,5 - 3,0 раза. Установлено, что это является следствием увеличения поглощения ионизирующего излучения и более эффективного использования энергии вторичных электронов, образующихся при поглощении.

Литература

1. Ли, Н.И. Особенности формирования радиографических изображений в полимер-желатиновой матрице галогенидосеребряных фотоматериалов / Н.И. Ли, А.С. Хабибуллин // Вестник Казан. технол. ун-та. – 2010. - №10 – С. 39-46
2. Румянцев, С.В. Радиационная дефектоскопия / С.В. Румянцев. – М.: Атомиздат, 1974. – 513 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЕРОЯТНОСТИ ОБНАРУЖЕНИЯ ИСТОЧНИКОВ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ С ЗАДАНЫМИ ПАРАМЕТРАМИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СЦИНТИЛЛЯЦИОННОГО ДЕТЕКТОРА

Р.В. Лукашевич

Научно-производственное унитарное предприятие «АТОМТЕХ»

Республика Беларусь, г Минск

Исследуем вероятность обнаружения известного радионуклида низкой активности с известными параметрами. Задача состоит в обнаружении источника при использовании нескольких заданных параметров. Метод предполагает, что несколько равномерно распределенных статистических измерений проводятся в интересующей нас области, содержащей точечный источник (рис. 1).

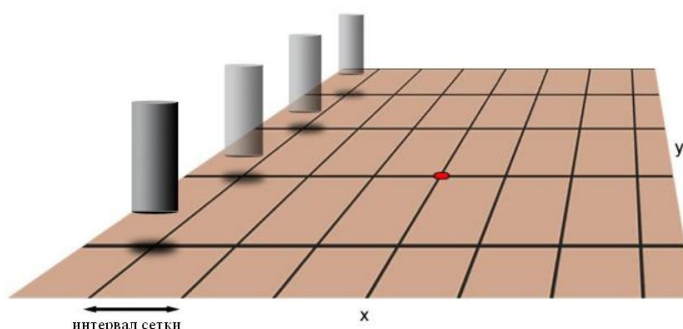


Рис. 1. Измерения детектора в x- и y-направлениях с равными интервалами

Исследование картины предполагает, что измерения детектором проведены в каждом узле, определенном длиной интервалов сетки. Таким образом, детектор последовательно занимает все узлы сетки. Учитывая глубину, на которой расположен источник в среде и его интенсивность, может быть достигнута вероятность определения положения источника на основании всех измерений. Вероятность обнаружения основана на нескольких факторах,

таких как: фоновая скорость счета, пространственная плотность статистических измерений и время подсчета каждого измерения.

Моделируемая эффективность отображения.

Первый шаг в понимании вероятности обнаружения лежит в уяснении эффективности обнаружения как функции исходного положения источника и детектора. Для работы будем использовать *GEANT4* (*GEometry ANd Tracking*) — программу для моделирования прохождения элементарных частиц через вещество с использованием методов Монте-Карло. Программа разработана в *CERN* на объектно-ориентированном языке программирования *C++*.

Используя *GEANT4*, смоделируем отклик детектора на постоянной высоте над поверхностью, с источником на поверхности и на известной глубине почвы. Отклик детектора моделируется в каждом узле сетки в области, начинающейся в положении $(x,y)=(0,0)$, который предполагает, что детектор расположен выше источника и смещается по осям x и y через интервалы в один сантиметр. Границы моделируемой области зависят от среды и интенсивности источника. Для работы используем пик энергетических потерь, однако метод одинаково подходит и для всего спектра.

Для работы моделируется блок детектирования на основе сцинтилляционного детектора NaI(Tl) $\varnothing 63 \times 63$ мм. Рисунок 2 показывает два моделируемых отклика детектора в точке 10 см от поверхности почвы. Верхняя сетка представляет собой отклик детектора на поверхностный источник ^{137}Cs и нижняя сетка – тот же самый источник, но на глубине 5 см ниже уровня поверхности почвы. Рисунок 3 демонстрирует полный отклик на поверхностный источник от точки $(0, 0)$ над источником до 30 см в стороны в x и y направлениях. Моделируемый отклик сетки детектора с желаемыми параметрами используется, чтобы оценить вероятность обнаружения.

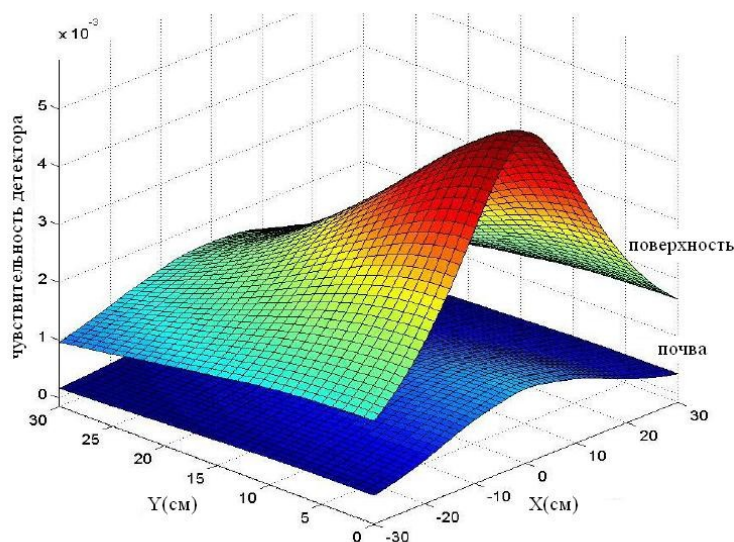


Рис. 2. Позиционное моделирование ^{137}Cs на поверхности и в пределах 5 см почвы

Задача предполагает, что сетка статистических измерений покрывает всю область осуществления выборки. Измерения проводились в течение определенного времени, исходя из достаточного количества отсчетов для хорошей статистики, и детектор перемещается от одной, определенной пользователем точки, к следующей точке измерения. Процесс

повторялся по x и y осям, пока вся область не была покрыта. Рисунок 4 демонстрирует образец осуществления выборки с интервалом 10 см.

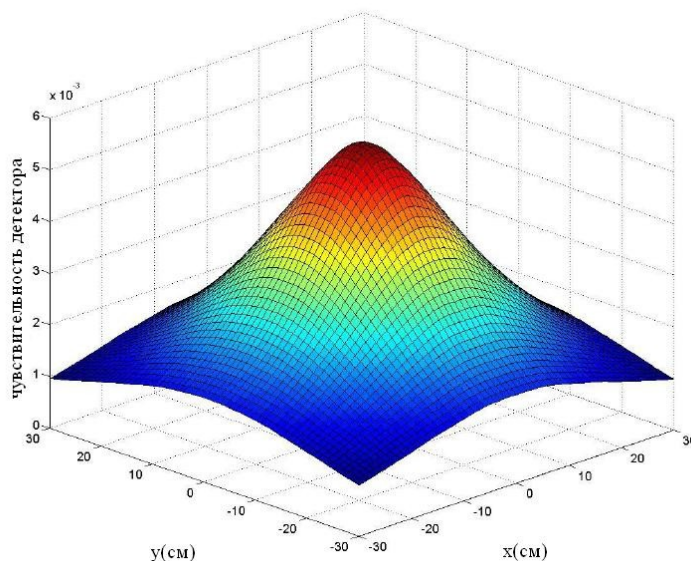


Рис. 3. Полное позиционное моделирование ^{137}Cs на поверхности

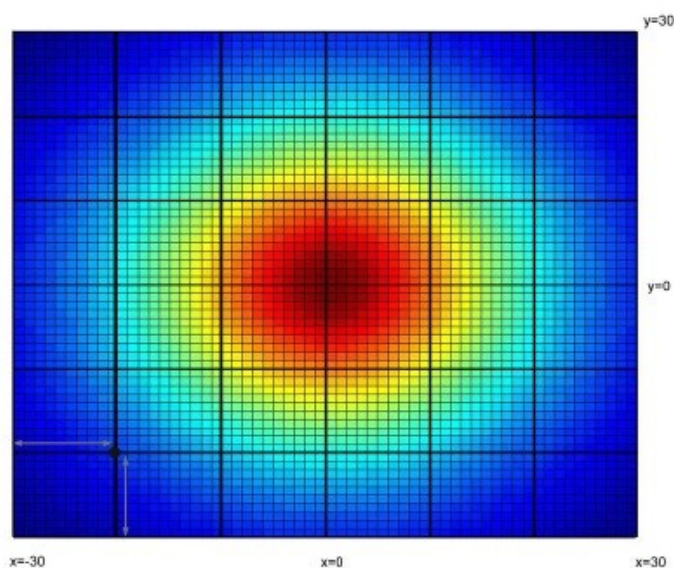


Рис. 4. Интервалы сетки детектора в 10 см, наложенные на матрицу эффективности обнаружения

Разрешение фонового сигнала

Актуальным вопросом является способность разделить скорость счета от источника и фоновую скорость счета, особенно при работе с низким уровнем чистой скорости счета источника.

Так как радиоактивный распад является случайным событием, он должен быть описан в статистических терминах. Статистическая вариация числа отсчетов, полученных от радиоактивного источника, задается биномиальным распределением. Для большого

количества отсчетов, как правило, равных или превышающих 30, биномиальное распределение близко к Гауссовскому (нормальному) распределению.

К сожалению, вне моделируемого мира, фоновое излучение играет большую роль в способности определить обоснованность обнаружения источника. Счет от внешних источников гамма радиации (земной и космической) будет соответствовать той же самой статистической модели счета, что и источник, поэтому не требуется метод для разделения двух распределений.

Рисунок 5 показывает отношения между исходным и фоновым распределениями. Решающая граница L_c - это наименьшее значение выше среднего фона, на котором скорость счета от источника может с достоверностью считаться действительной, обозначив α и β :

$$L_c = k_\alpha \sigma_b = S - k_\beta \sigma_s$$

k_α и k_β число стандартных отклонений (σ) от среднего значения, S является средней скоростью счета от источника, а B - средним значением фона. Используем нормальное распределение $\sigma_b = \sqrt{B}$ и $\sigma_s = \sqrt{S+B}$. Решение для k_β дает число стандартных отклонений (σ_s) от L_c :

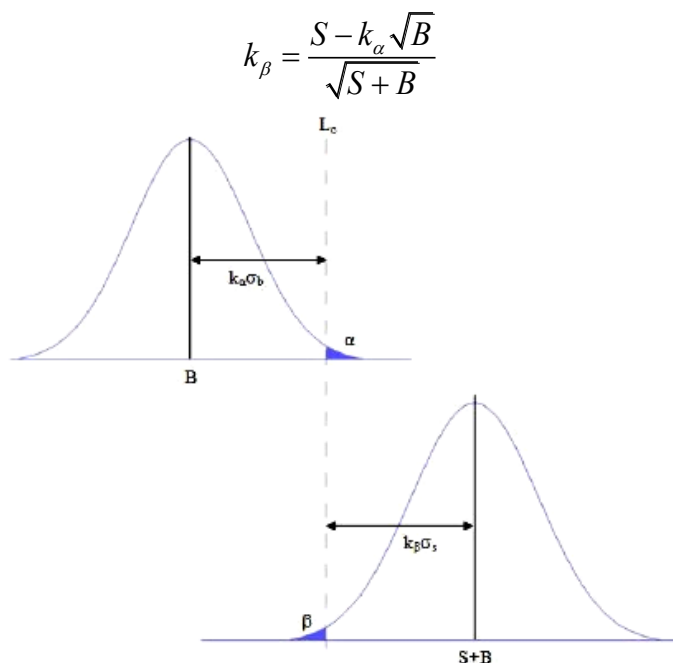


Рис. 5. Проверка гипотез исходного и фонового распределений

Выбирая средний фон в области измерений и желаемый процент ложных срабатываний (α), L_c становится фиксированным порогом. Значения выше этого порога считаются статистически положительными значениями. Любое количество от исходного распределения, которые находятся ниже порога L_c , определяется β , не могут быть отличны с какой-либо определенностью от фона.

Процент положительных значений, определяемых $1-\beta$, может быть получен при любом значении S . Число положительных значений определяется, принимая стандартное интегральное распределение k_β :

$$p(k_\alpha) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{k_\beta} e^{-\frac{t^2}{2}} dt$$

где t - нормальная случайная переменная.

Процесс повторяется для каждого положения сетки с помощью программы *QtOctave* - *Qt* интерфейса к популярной программе для математических расчетов *Octave*, аналога *Matlab*, в среде *Linux*.

Поддерживая низкий процент ложных срабатываний, общая вероятность обнаружения значительно увеличивается, однако способность обнаружения снижается.

Общая вероятность того, что источник обнаружен в любом из мест в сетке, рассчитывается на основе совместной вероятности на каждом интервале детектора R :

$$P(R) = P(\overline{P_{0,0}} \cap \overline{P_{R_1,0}} \cap \dots \cap \overline{P_{R_n,R_m}}) = [P_{0,0}] [P_{R_1,0}] \dots [P_{R_n,R_m}]$$

Расчетная вероятность, вычисленная для объекта рассмотрения, показана на рисунке 4 и предполагает, что первое местоположение детектора – всегда край сетки. Данный шаг детектора с измерениями эффективности отображения всегда будет приводить к измерениям, проведенным непосредственно над источником. Кроме того, интервал измерения детектора в 20 см может привести к нереалистичному сценарию всегда наличия двух измерений, колеблющихся между источником. В случае точечного источника есть существенное изменение в вероятности обнаружения, когда детектор смещен от источника.

Эффекты начального положения детектора

Для изучения влияния случайных местонахождений, итерационный процесс повторяется для каждого сантиметра между углом сетки и длиной ячейки сетки в x -и y -направлениях. Для уточнения этого пункта, рисунок 1 демонстрирует модель детектора измерений. В этом примере начальное положение первого измерения детектора приведет к одному измерению, находящемуся непосредственно над источником. Реально, использование конфигурации сетки со случайным стартовым местоположением для измерений не всегда будет приводить к измерению непосредственно над источником. В результате, вместо одного измерения непосредственно над источником, возможен вариант, когда два измерения охватывают источник с двух сторон.

Это смещение может привести к резким изменениям способности обнаружения, особенно когда длина интервалов сетки становится большой. Чтобы учесть изменение вероятности, рассмотрим всевозможные местонахождения с разрешением в один см в x - и y -направлениях. Используем пример выше и примем интервалы сетки равные 10 см. Синяя область на рисунке 6 представляет все 100 (10 см x 10 см) возможных стартовых местоположений детектора.

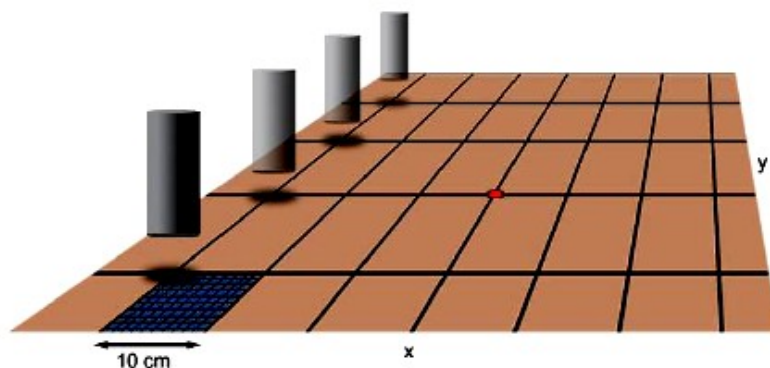


Рис. 6. Возможное стартовое местоположение для первого измерения

Рисунок 7 демонстрирует изменение полной вероятности обнаружения положительных значений для каждого стартового местоположения синей области рисунка 6 для источника ^{137}Cs активностью 10 кБк в почве. Отклик числа предполагает, что L_c был установлен, используя измерение фона и процент ложных срабатываний на уровне 1%. Как и ожидалось, начиная с центра сетки, обследование дает меньшую вероятность, поскольку измерения колеблются между исходным местоположением. В этом случае различие незначительно между минимальной вероятностью 0.845 и максимальной вероятностью 0.885. Использование больших интервалов сетки между положениями детектора приведет к гораздо большей разнице между минимальными и максимальными вероятностями.

Тогда для учета изменений отклика на различные стартовые позиции, полная вероятность для всей области выглядит так:

$$P = \frac{(P(R)_{1,1} + P(R)_{1,2} + \dots + P(R)_{n,n})}{n^2}.$$

Модель предполагает, что размер полной моделируемой сетки выбран таким образом, что процент положительных значений очень низок к краям, предоставляя нужный (искомый) источник и фоновые параметры. Для высокоактивных источников, границы сетки могут быть расширены намного дальше, и моделируемые приращения будут иметь более низкую плотность.

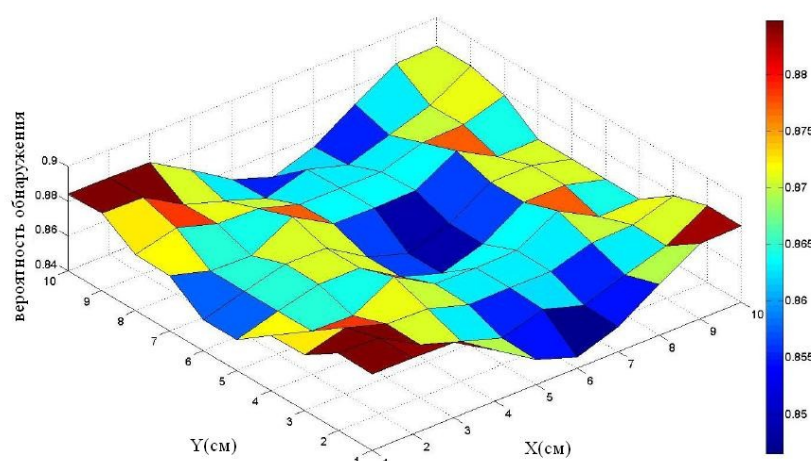


Рис. 7. Зависимость стартового местоположения для интервала сетки 10 см от вероятности истинного положительного обнаружения

Результаты

Вероятность обнаружения источника ^{137}Cs , основана на подсчете импульсов пика с энергией 662 кэВ, была выполнена для двух моделируемых экспериментов. Первый эксперимент представлял собой измерения точечного источника на поверхности детектором на высоте 10 см от поверхности. Второй эксперимент представлял собой измерения детектора на той же самой высоте, но с источником на глубине 5 см почвы. Уровень ложных срабатываний был установлен в 0,1% и положительными значениями меньше чем 5% пренебрегли. Метод был представлен, используя интервал с шагом измерения детектором в 10 см, но моделирования были выполнены для нескольких различных интервалов. Отклик

измерений детектора для обоих экспериментов показан на рисунке 9, используя вероятность обнаружения по всей области.

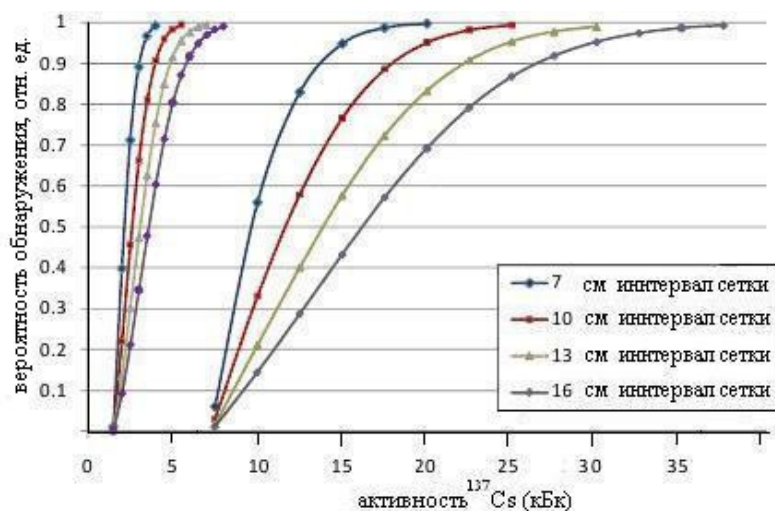


Рис. 8. Вероятность обнаружения для детектора NaI(Tl) Ø63х63 мм источника ^{137}Cs (662 кэВ) в воздухе (слева) и в почве (справа)

График наглядно демонстрирует изменение обнаружения, основанный на интервале сетки детектора. Как и ожидалось, низко активный источник может быть обнаружен с большей вероятностью, используя меньший интервал измерения. Результаты показывают, что для детектора на основе сцинтилляционного детектора NaI(Tl) Ø63х63 мм минимально обнаруживаемая активность для источника ^{137}Cs составляет 1.6 кБк. Для сценария, когда источник ^{137}Cs находится в почве, минимально обнаруживаемая активность составляет 8.1 кБк. Как в случае с источником на поверхности, более плотный интервал сетки приводит к более высокой вероятности обнаружения при более низкой активности.

Описанный метод может использоваться для определения достоверности обнаружения захороненного источника с известной активностью, его исходным положением, интервалами измерения детектора и фона.

О РАДИАЦИОННОМ МОНИТОРИНГЕ В ПОЙМЕ Р. ЕНИСЕЙ

Ю.М. Мальцев, В.П. Атурова*, К.А. Бобылева, Д.В. Варфоломеев,

В.В. Коваленко, В.А. Четкин**, А.Е. Шилов***

Красноярский филиал ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск,

*Министерство природных ресурсов и лесного комплекса, г. Красноярск,

ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск, *ФГУП «ГХК», г. Красноярск

Загрязнение аллювиальных отложений р. Енисей техногенными радионуклидами (ТРН) началось в 1958 г. В конце 80-х годов в пойме Енисея было обнаружено 123 гамма-аномалии с мощностью дозы (МД) гамма-излучения от 40 до 400 мкР/час. Плотность загрязнения на отдельных участках берегов и на островах оценивалась величиной до 200 Ки/км².

Обзор результатов первых радиоэкологических исследований, выполненных в конце 80-х – начале 90-х гг. прошлого столетия, был сделан в 1993 г. специалистом Красноярской инспекции по радиационной безопасности, секретарем Координационного совета края по радиационной безопасности В.Г. Хижняком по заказу администрации края [1, 2].

Одним из основных результатов этого обзора является вывод о том, что «...загрязнение поймы Енисея техногенными радионуклидами и повышенный против природного (8-15 мкР/ч) фон прослеживается на всём протяжении реки вплоть до Енисейского залива и имеет пятнистый характер».

После вывода из эксплуатации проточных реакторов ФГУП «Горно-химический комбинат» (ФГУП «ГХК») в середине 90-х - начале 2000-х гг. радиоэкологические исследования становятся более многочисленными. Они, как правило, были приурочены к наиболее загрязненным участкам поймы или нацелены на решение отдельных специальных вопросов и выполнялись, в основном, специалистами различных отраслевых или академических научно-исследовательских институтов. Результаты этих работ опубликованы периодической печати и материалах конференций. Наиболее полно они отражены в монографии Ф.В. Сухорукова и В.М. Дегерменджи с соавторами «Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей» [3].

В 2001-2004 гг. ФГУ «Центр госсанэпиднадзор в Красноярском крае» по договору с администрацией Красноярского края была выполнена работа «Проведение пешеходной гамма-съемки берегов Енисея на участке реки от села Атаманово до устья реки Ангара для уточнения современной радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК». По существу, это была первая работа по непрерывному систематическому изучению техногенного радиоактивного загрязнения (ТРЗ) берегов и частично островов Енисея на протяжении от с. Атаманово до устья р. Ангара.

В результате установлено, что радиационная обстановка на изученном участке реки после остановки проточных реакторов ФГУП «ГХК» в 1992 г. существенно улучшилась. На изученном участке обнаружено только 48 значимых аномалий и ореолов, которые объединяются в 30 аномальных участков. 17 участков с учётом их взаимного расположения могут быть объединены в три аномальные зоны, которые получили название Балчугской, Момотово-Казачинской и Стрелковской (3).

В 2007-2010 гг. Красноярским филиалом ФГУП Госцентр «Природа» с участием специалистов ФГУП «ГХК» по контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края за счет средств бюджета края были выполнены мероприятия «Осуществление радиационного мониторинга природных объектов поймы р. Енисей до п. Бор» и «Обследование очагов техногенных загрязнений для подготовки исходных данных к проектам их ликвидации». В рамках этих мероприятий исследовано ТРЗ пойменных отложений р. Енисей на протяжении 1000-км части зоны наблюдения (ЗН) ФГУП «ГХК». Исследования проведены на обоих берегах и на островах реки в ближней зоне ЗН (выборочное на участке реки от места сброса сточных вод предприятия до устья р. Ангара) и на сплошное – на протяжении от устья р. Ангара до с. Верхнеимбатск (5, 6, 7 и др.).

Исследования выполнены путём пешеходной гамма-съемки с детальным обследованием наиболее загрязненных интервалов и отбором большого количества проб, как из поверхностного слоя речных отложений, так и из шурфов с определением в них УА ТРН. Основным результатом этих исследований является получение систематизированной информации о современном ТРЗ аллювиальных отложений берегов и островов р. Енисей на всём протяжении ЗН. Полученная информация имеет координатную и географическую привязку и вынесена на картографическую основу масштаба 1:25 000.

Координатная привязка мест дозиметрических измерений и отбора проб для лабораторных исследований позволит в последующем при организации системы мониторинга отслеживать изменения и фиксировать динамику состояния радиационной обстановки на конкретных участках поймы р. Енисей в режиме мониторинга.

На основании результатов исследований 2007-2010 гг. и с учетом результатов, полученных в 2001-2004 гг. в 2009-2010 гг. была разработана программа «Радиационный

мониторинг поймы р. Енисей от места сброса стоков ФГУП «Горно-химический комбинат» до с. Верхнеимбатск на 2011-2015 годы».

Основной целью работ, подлежащих выполнению по этой программе, является получение информации о текущем состоянии и динамике загрязнения ТРН пойменных и донных отложений р. Енисей на всём протяжении ЗН и обеспечение радиационной безопасности населения края, проживающего на берегах Енисея.

В качестве пунктов наблюдения выбраны тестовые (контрольные) участки (ТУ), которые являются представительными в части характеристики состояния ТРЗ пойменных и донных отложений р. Енисей и могут выступать таковыми не менее 5 лет. ТУ располагаются в прибрежной полосе и имеют протяженность от 0,5 до 1,3 км и более и ширину до 50-100 м от уреза воды. Они имеют координатную привязку и отражены на картах, что обеспечивает их уверенное определение на местности при проведении повторных наблюдений.

При выборе ТУ учитывались значения МД гамма-излучения и УА цезия-137 в пробах почво-грунтов, а также наличие в них изотопов стронция-90 и плутония-239. При оценке значимости уровня ТРЗ, в том числе на последующих этапах работы приняты уровни радиационного загрязнения поверхностного слоя почво-грунтов (табл. 1), ранее разработанные в качестве региональных нормативов радиационного загрязнения окружающей среды, одобренные на заседании Комиссии по радиационной безопасности края и представленные на рассмотрение в Министерство природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Таблица 1. Показатели и значения уровня радиационного загрязнения для оценки радиационной обстановки на тестовых участках

Уровень радиационного загрязнения	Значение гамма-излучения на высоте 1 м, мкЗв/ч	Удельная активность цезия-137, Бк/кг	Удельная активность плутония-238, Бк/кг
Фоновый	<0,20	<35	<2
Регистрации	0,2 ... <0,30	35 ... <300	2 ... <10
Исследования	0,30 ... <0,65	300 ... <1500	10 ... <50
Вмешательства	≥0,65	≥1500	≥50

Согласно разработанной Программе на ТУ предусматриваются следующие наблюдения:

- пешеходная гамма-съемка и дозиметрические измерения по маршрутам, проложенным параллельно линии берега, и по профилям, располагаемым поперек берега от уреза воды до уступа надпойменной террасы;
- отбор проб почво-грунтов из приповерхностного слоя и из шурфов;
- выполнение лабораторных исследований отобранных проб с определением УА природных и техногенных радионуклидов;
- получение характеристик рельефа поверхности поймы и растительности.

Всего в программу включено изучение 76 ТУ, в том числе 38 ТУ в ближней зоне (от места сброса стоков ФГУП «ГХК» до устья р. Ангара, 250 км), 32 ТУ в средней зоне (от устья р. Ангара до устья р. Подкаменная Тунгуска, 520 км) и 6 ТУ в дальней зоне (от устья р. Подкаменная Тунгуска до с. Верхнеимбатск, 230 км).

Выполнение программы рассчитано на пятилетний период (2011-2015 гг.). Регламентом предусматривается одно- или двухразовое проведение наблюдений на каждом тестовом участке с обобщением данных в последний год пятилетнего цикла мониторинга.

Полученные в результате данные организуются в базы данных, обрабатываемые с помощью ГИС-технологий.

Размещение тестовых участков по всей 1000-км части зоны наблюдения ФГУП «ГХК» показано на рисунке 1.

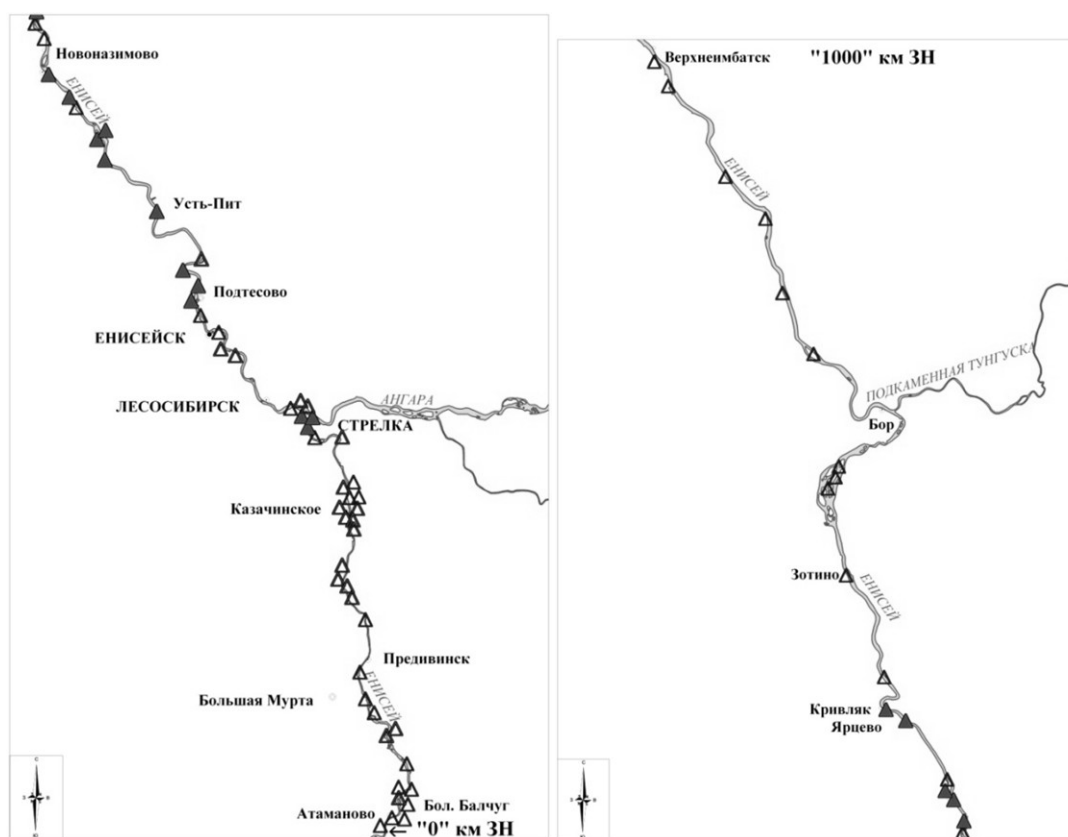


Рис. 1. Расположение тестовых участков, предусмотренные Программой радиационного мониторинга в 1000-км части ЗН ФГУП «ГХК» (участки, отработанные в 2011 году, заштрихованы)

В 2011 г. проведены первые наблюдения на 18 ТУ, характеризующих в основном среднюю и частично ближнюю подзоны. На рисунке 1 ТУ, отработанные в 2011 г., выделены заливкой.

Сравнительный анализ загрязнения ТРН аллювиальных отложений на этих ТУ позволяет сделать ряд основных выводов:

1. ТРЗ всех ТУ носит пятнистый характер;
2. средние значения МД гамма-излучения, измеренные на высоте 1 м, на всех ТУ находятся в пределах фоновых значений – от 0,09 до 0,13 мкЗв/ч. На 12 ТУ максимальные значения МД не выходят за пределы фонового уровня (менее 0,20 мкЗв/ч), на четырех ТУ – соответствуют уровню регистрации (0,20-0,30 мкЗв/ч) и на двух – уровню исследования (от 30 до 65 мкЗв/ч);
3. максимальные значения УА цезия-137 в пробах почво-грунтов, отобранных до глубины 0 -10 см, на 8 ТУ соответствуют уровню вмешательства (более 1 500 Бк/кг), на 8 – уровню исследования (более 300 Бк/кг). На одном ТУ 64 Ярцевский в отличие от данных 2007 г. УА цезия-137 оказались ниже - на уровне регистрации (рис. 2);
4. максимальные значения УА цезия-137 в пробах, взятых на глубине более 10 см, на восьми ТУ соответствуют уровню вмешательства. При этом на 5 ТУ максимальные значения

УА цезия-137 превышают уровень вмешательства в пробах, как из приповерхностного слоя, так и на глубине (рис. 2);

5. наибольшее загрязнение отмечено на ТУ 60, 61, 63, расположенных в интервале 547–591 км зоны наблюдения ФГУП «ГХК»;

6. преобладающая глубина залегания слоев с максимальными значениями УА цезия-137 составляет от 5 до 20 см.

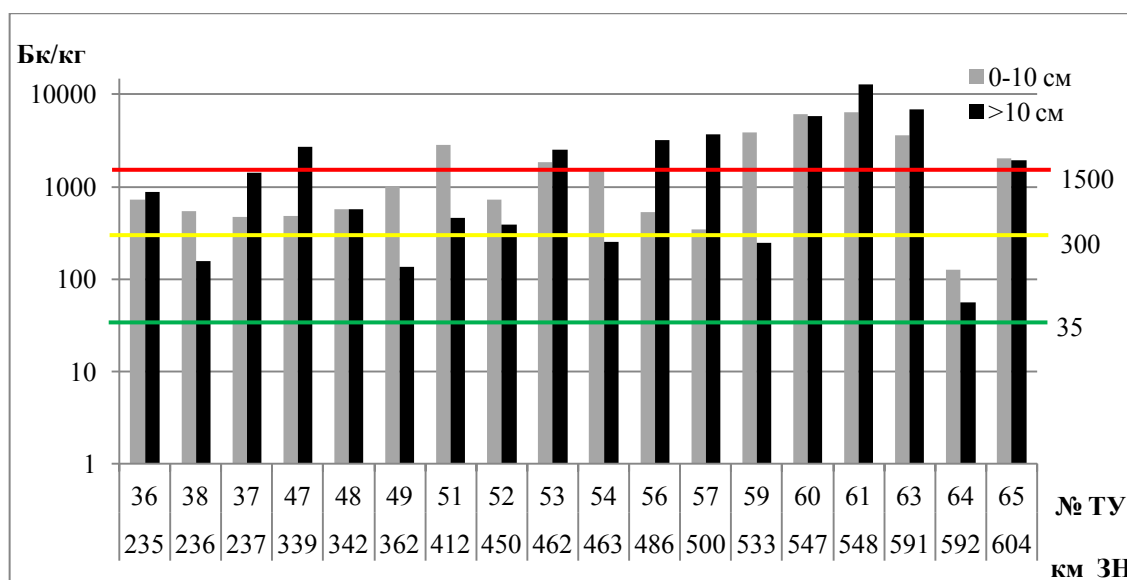


Рис. 2. Максимальные значения УА Cs-137 в приповерхностном слое (0-10 см) и на глубине (>10 см) в пробах, отобранных в шурфах на тестовых участках, отработанных в 2011 году

В сравнении с данными предыдущих лет (2007-2008 гг.) принципиальных изменений не установлено, некоторое увеличение уровня загрязнения ТРН аллювиальных отложений на ряде участков, расположенных в указанном интервале реки, может быть обусловлено сносом поверхностных отложений и вскрытием более глубоких слоев. Это предположение требует проведения повторных наблюдений и более глубокого анализа данных, что будет сделано на последующих этапах радиоэкологического мониторинга.

Одним из важных результатов первого года наблюдений в рамках Программы радиационного мониторинга является создание базы данных наблюдений.

Литература

1. Хижняк В.Г. О радиационной обстановке в пойме р. Енисей. Обзор отчётных материалов / В.Г. Хижняк. – Красноярск: Красноярская инспекция по радиационной безопасности, 1993. – 22 с.
2. Хижняк В.Г. О радиационной обстановке в пойме Енисея / В.Г. Хижняк // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: Сб. докладов II Международной радиоэкологической конференции. – Красноярск, 1995. – С.128-130.
3. Проведение пешеходной гамма-съёмки берегов Енисея на участке реки от села Атаманово до устья реки Ангары для уточнения современной радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК: Отчет о НИР. – Красноярск: ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», 2004. – 144 с.

4. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей / Сухоруков Ф.В., Дегерменджи В.М. и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.

5. Осуществление радиационного мониторинга природных объектов поймы р. Енисей до п. Бор: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2009. – 127 с.

6. Обследование очагов техногенных загрязнений для подготовки исходных данных к проектам их ликвидации: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2009. – 121 с.

7. Изучение радиационной обстановки на участках поймы р. Енисей от р.п. Стрелка до р.п. Подтесово, от пос. Бор до с. Верхнеимбатск: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2010. – 157 с.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОД Р. ЕНИСЕЙ

Ю. М. Мальцев, К. А. Бобылева

Красноярский филиал ФГУП «Госцентр "Природа"», Красноярск

Источники и история загрязнения техногенными радионуклидами воды р. Енисей¹

На правом берегу р. Енисей в 40 км ниже по течению реки от Красноярска в г. Железногорск с 50-х годов прошлого века действует ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК), в последнее время являющийся предприятием Госкорпорации «Росатом».

С 1958 по 1992 год (более 30 лет) на Горно-химическом комбинате действовали два атомных реактора АД (с 1958 г.) и АДЭ-1 (с 1961 г.), построенные с целью выработки оружейного плутония. Оба реактора работали в проточном режиме. При их работе для охлаждения активных зон использовалась вода из Енисея, которая потом сбрасывалась обратно в реку на ее правой стороне. Радиоактивность сбрасываемой воды достигала первые тысячи мкР/час, что было в сотни раз выше естественного фона.

Во время работы прямоточных реакторов в водах охлаждения, а также в речной воде в ближней к месту сброса зоне службами ГХК в процессе контроля обнаруживалось более 25 радионуклидов в основном активационного происхождения. Это радиоактивные изотопы, которые образовывались в результате нейтронной активации элементов, содержащихся в воде, при прохождении её через технологические каналы в активной зоне реактора. В основном это изотопы фосфора, натрия, марганца, хрома, кремния и других лёгких элементов начала таблицы Менделеева.

Так как большая часть этих изотопов имеет маленькие периоды полураспада (от секунд до нескольких месяцев – короткоживущие радионуклиды), то след по Енисею от сброса вод от прямоточных реакторов был локальным во времени и пространстве: через 200–300 километров этих радионуклидов практически уже не было ни в воде, ни в пойменных отложениях. Ещё быстрее снижался уровень мощности дозы (МД) над поверхностью воды, так как гамма-излучение от водной поверхности определялось в основном марганцем-56 и натрием-24, имеющими периоды полураспада 2,6 и 14,5 час соответственно.

В месте выхода реакторных вод МД у поверхности воды достигала без малого 3000 мкР/час, а буквально через несколько сот метров снижалась за счёт разбавления и распада короткоживущих радионуклидов до сотен мкР/час. По данным многолетних наблюдений

¹ При подготовке настоящего раздела использованы материалы сайта <http://www.atomic-energy.ru>, статья В.Г. Хижняка «Радиационное загрязнение реки Енисей - результат деятельности Красноярского горно-химического комбината», 2001 г. (<http://www.nuclearmo.ru>)

научно-исследовательских институтов в пределах 2–5 км от места сброса МД по центру радиоактивной струи (вблизи правого берега) находилась в пределах 400–500 мкР/час, а через 6 км (напротив пос. Атаманово) опускалась до 200 мкР/час.

Также снижалась МД при удалении от правого берега к середине реки: на расстоянии 200–250 метров от берега МД снижалась до 10–30 мкР/час, а на фарватере приближалась к фоновым значениям. Ширина струи на первых 5–6 км от точки сброса составляла несколько сотен метров.

В 1992 году оба проточных реакторов были выведены из эксплуатации, но до августа 1993 года через прямоточный сбросной канал продолжались сбросы воды охлаждения РК СУЗ (регулирующие каналы системы управления защиты) энергетического реактора АДЭ-2. В августе 1993 года в связи с их выводом из эксплуатации прямоточных реакторов сбросной канал в р. Енисей был перекрыт и сброс воды охлаждения РК СУЗ оставшегося в эксплуатации энергетического реактора АДЭ-2 был организован через бассейн выдержки. Время прохождения воды охлаждения через бассейн выдержки составляет порядка 2-х суток.

Из бассейна выдержки сточная вода в реку Енисей сбрасывалась через рассеивающий выпуск под зеркало воды реки Енисей. Организация сброса воды охлаждения энергетического реактора через бассейн выдержки привела к снижению сброса натрия-24 в реку Енисей в 6 раз, марганца-56 – более чем в 100 раз.

В апреле 2012 года был остановлен последний реактор - энергетический реактора АДЭ-2. В настоящее время сброс радиоактивных веществ со сточными водами предприятия в Енисей практически прекращен, большая часть долгоживущих радионуклидов аккумулирована в донных и пойменных отложениях.

Динамика загрязнения воды р. Енисей техногенными радионуклидами

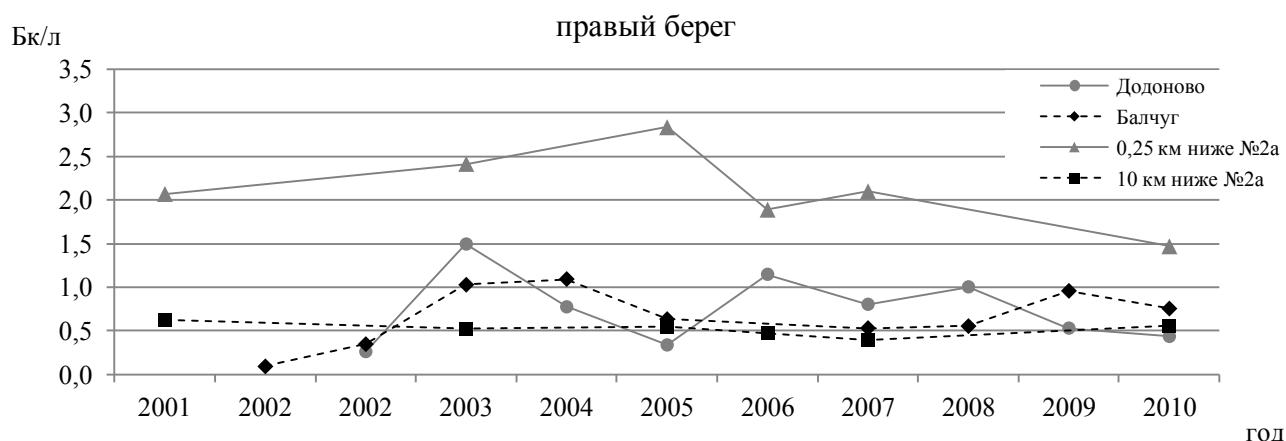
Для характеристики динамики загрязнения вод р. Енисей техногенными радионуклидами использована информация из ежегодных государственных докладов «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае», представляемая ФГУП «Горно-химический комбинат» и Среднесибирским УГМС [1, 2, 3].

Для контроля и оценки радиоактивного загрязнения воды в настоящее время используются такие показатели, как мощность дозы (МД) над поверхностью воды, суммарная бета-активность и удельная активность (УА) радионуклидов в пробах воды.

На стационарных постах Среднесибирским УГМС контроля радиационного состояния окружающей среды (в населенных пунктах Додоново, Балчуг, Атаманово, Хлоптуново, Кононово и Павловщина) проводится ежегодное измерение значений этих показателей.

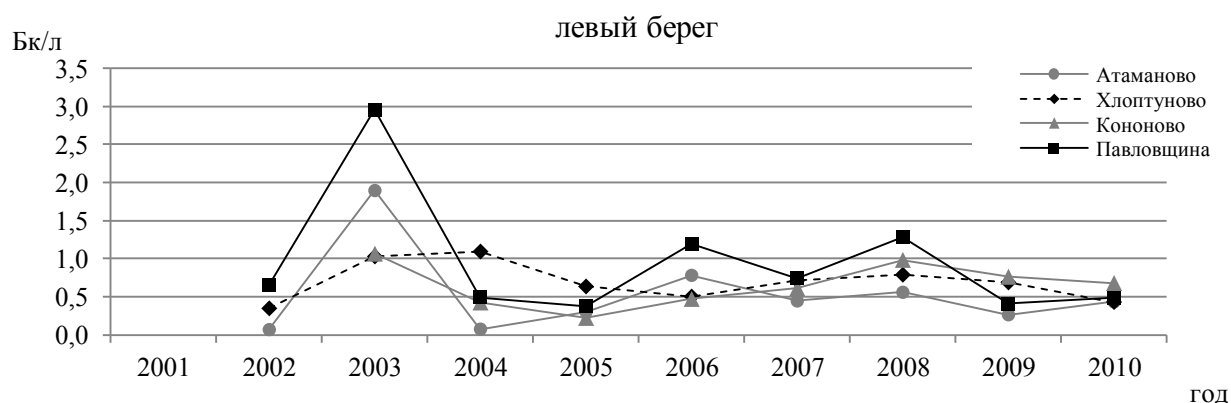
Ввиду неоднозначности показателя – мощности дозы (МД) гамма-излучения над поверхностью воды – при анализе загрязнения воды в данной статье он не использован.

Динамика суммарной бета-активности воды р. Енисей у правого и левого берега по восьми пунктам наблюдения отражена на рисунках 1 и 2. Данные по пунктам 0,25 км и 10 км приведены по материалам ФГУП «ГХК», остальные – по материалам Среднесибирского УГМС.

Рис. 1. Суммарная β -активность проб воды в пунктах наблюдения на правом берегу

Судя по приведенным графикам радиационного загрязнения воды у *правого берега реки* относительно высокие значения суммарной β -активности (2,0 Бк/л и более) фиксируются в 0,25 км от сброса (ближайший к точке сброса пункт наблюдения), достигая максимального значения в 2005 году, и снижаются до 1,5 Бк/л в 2010 г. В остальных пунктах наблюдения, удаленных более чем на 10 км от точки сброса, значения суммарной β -активности в основном ниже 1 Бк/л. Максимальные значения почти по всем пунктам наблюдения были зафиксированы в 2003 г., причем у пос. Павловщина – самого удаленного из рассматриваемых от точки сброса. Очевидно, это обусловлено тем фактом, что поток воды правого берега р. Енисей отжимается водами р. Кан.

Еще одним показателем изменения радиационного загрязнения воды р. Енисей является многолетняя динамика короткоживущих и долгоживущих радионуклидов в воде.

Рис. 2. Суммарная β -активность проб воды в пунктах наблюдения на левом берегу

Многолетняя динамика показателей содержания ТРН в воде р. Енисей приведена на рисунках 3-4. Наиболее заметные изменения (уменьшение значений объемной активности) произошли в показателях короткоживущих нуклидов – натрия-24 и фосфора-32 после 1992 года в связи с остановкой реакторов АД и АДЭ-1, а так же после 2004 г.



Рис. 3. Многолетняя динамика среднегодовой объёмной активности воды р. Енисей (Бк/л)

В 1990-1991 гг. до закрытия прямоточных реакторов наиболее высокие среднегодовые показатели содержания радионуклидов в воде ближней от сброса зоны наблюдались для ^{24}Na (1030-1140 Бк/л), ^{56}Mn (310-610 Бк/л), ^{31}Si (110-115 Бк/л), ^{51}Cr (30-48 Бк/л), ^{32}P (31-37 Бк/л) и др.



Рис. 4. Многолетняя динамика среднегодовой объёмной активности воды р. Енисей (Бк/л)

Сразу после вывода из эксплуатации прямоточных реакторов (1992 г.) концентрации короткоживущих радионуклидов в воде (^{24}Na , ^{56}Mn , ^{51}Cr , ^{76}As , ^{32}P) в зоне смешивания сбросных вод водами р. Енисей снизились в 100-1000 раз, в ближней 15-километровой от сброса зоне – в 20-70 раз, а к 2010 г. уровень снижения этих радионуклидов достиг нескольких сотен раз. Удельная активность долгоживущих нуклидов в ближней зоне не превышала сотых долей Бк/л. С удалением от зоны сброса вниз по реке содержание радионуклидов в воде снижается и на расстоянии 800-1000 км они практически не обнаруживаются.

Современное радиоактивное загрязнение воды р. Енисей

В последние годы сброс радионуклидов в р. Енисей по данным ФГУП «ГХК» по всем компонентам не превышал установленных Минприроды России норм и составил в 2009 г. от 0,2 до 48 % от установленных нормативов допустимого сброса, в 2010 г. – 0,2-16 % [2, 3].

В 2010 году в связи с остановкой энергетического реактора АДЭ-2 в апреле месяце сброс короткоживущих радионуклидов был прекращен.

Суммарные значения среднегодовых удельных активностей всех радионуклидов в воде реки Енисей ниже выпуска сточных вод № 2а по данным ГХК составляли:

- в 0,25 км ниже места выпуска сточных вод № 2а в 2009 г. – $0,021 \text{ УВ}^{\text{вода}}$, в 2010 г. – $0,014 \text{ УВ}^{\text{вода}}$ (уровень вмешательства согласно НРБ-99/2009) для смеси сбрасываемых нуклидов;
- в 10 км ниже места выпуска сточных вод № 2а (1 км выше первого населённого пункта по правому берегу, д. Б. Балчуг) в 2009 г. – $0,0043 \text{ УВ}^{\text{вода}}$, в 2010 г. – $0,053 \text{ УВ}^{\text{вода}}$ для смеси сбрасываемых нуклидов.

Мощность амбиентной дозы гамма-излучения над водной поверхностью реки Енисей у правого берега составляла: в 0,25 км ниже выпуска в 2009 г. – $0,10 \text{ мкЗв/ч}$, в 2010 г. – $0,087 \text{ мкЗв/ч}$; в 10 км ниже выпуска в 2009 г. – $0,084 \text{ мкЗв/ч}$, в 2010 г. – $0,077 \text{ мкЗв/ч}$.

Выше за 2010 год приведены среднегодовые значения показателей без разделения на «до» и «после» остановки реактора.

На участке реки до 100 км ниже выпуска сбросной воды объемная активность наиболее опасных в радиационном отношении стронция-90 и цезия-137 в воде реки Енисей составляла менее $0,0009 \text{ УВ}^{\text{вода}}$, на более дальних расстояниях объемная активность стронция-90 и цезия-137 практически находилась на фоновом уровне.

Этот уровень значений подтверждается данными Среднесибирского УГМС на всех пунктах наблюдения на правом и левом берегах р. Енисей.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2008 год» // Красноярск. 2009. 226 с.
2. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2009 год» // Красноярск. 2010. 237 с.
3. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2010 год» // Красноярск. 2011. 280 с.

МИГРАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ОБЪЕКТА ОКОНЧАТЕЛЬНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ОТВЕРЖДЕННЫХ РАО В СЛАБОПРОНИЦАЕМЫХ СКАЛЬНЫХ ПОРОДАХ

Н.Н. Мельников, П.В. Амосов

Горный институт КНЦ РАН, г. Апатиты Мурманской обл.

В соответствие с планами специалистов Росатома на протяжении более 20 лет в районе Нижнеканского массива выполняются исследования с целью выбора перспективной площадки для создания объекта окончательной изоляции РАО [1]. Выполнен значительный объем работ. В частности, утверждена Декларация о намерениях строительства подземной исследовательской лаборатории (два перспективных участка «Верхнеитатский» и «Енисейский»), в ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» предусмотрен значительный список мероприятий под названием «Строительство первоочередных объектов окончательной изоляции РАО (Красноярский край, Нижнеканский массив)» и другие.

Сотрудники Горного института КНЦ РАН на протяжении почти 20 лет, решая, совместно со специалистами Росатома и западноевропейскими экспертами, накопившиеся в

регионе проблемы ядерного наследия, внесли определенный положительный вклад в решение проблемных вопросов по обращению с РАО на Кольском полуострове. В частности, на рубеже XX-XXI веков была предложена миграционная модель объекта подземной изоляции долгоживущих РАО высокого и среднего уровня активности, а также отдельных видов ОЯТ, которое на момент создания модели рассматривалось, как подлежащее вывозу из региона [2, 3]. По мнению авторов доклада разработанная в Горном институте миграционная модель имеет весьма неплохие возможности своего использования в задачах, связанных с оценкой безопасности объекта изоляции РАО в скальных породах Нижнеканского массива.

Представим основные моменты и параметры разработанной миграционной модели. РАО и ОЯТ, имеющие значительные количества долгоживущих радионуклидов, предполагается размещать в глубоких геологических формациях. Долгосрочная безопасность такого объекта основывается на мультибарьерной защите и оценивается на основе показателей работы системы захоронения в целом.

Оценка безопасности в конечном итоге сводится к вычислению доз облучения населения, получаемых за счет делокализации радионуклидов из хранилища в сферу жизнедеятельности населения. Необходимой стадией оценки безопасности является определение распространения радионуклидов в геологической формации с подземными водами и в биосфере. В рамках сценария нормальной эволюции оценка безопасности осуществляется на основе анализа переноса радионуклидов подземными водами из системы захоронения через геосферу в природные источники водопользования и их поступления в организм человека с питьевой водой. Вычисления основываются на упрощенных моделях, включающих основные механизмы транспорта радиоактивности и компоненты системы захоронения. Такой подход позволяет выполнить большое количество вычислений и достаточно быстрый и эффективный анализ чувствительности по большому числу параметров, что упрощает интерпретацию аналитических результатов и способствует установлению критериев безопасности.

Описание сценария

При построении модели рассматривался сценарий нормальной эволюции, как последовательность наиболее вероятных событий, происходящих после запечатывания хранилища. Компоненты системы захоронения, расположенные вне формы отходов, после запечатывания постепенно насыщаются подземными водами. В результате коррозии материала контейнера радионуклиды из отвержденной матрицы получают возможность проникновения в окружающий скальный массив. Предполагается, что в некоторой ограниченной зоне вблизи могильника, расположенного в однородном блоке скальной породы, справедлива модель пористой среды (рис. 1). На этом этапе перенос радионуклидов осуществляется только посредством диффузионного механизма с учетом эффектов сорбции и радиоактивного распада. Но, начиная с некоторого расстояния, которое определяется размерами локальных и региональных нарушений, геосфера рассматривается как трещиноватая среда, в которой перенос радионуклидов происходит с потоком подземной воды по трещинам. На этом этапе основными механизмами переноса являются адвекция, дисперсия, включающая молекулярную диффузию и механическую дисперсию, по-прежнему с учетом сорбции радионуклидов на минералах скальной породы и радиоактивного распада. Далее радионуклиды, поступившие из трещин в водоносные горизонты или водоемы, разбавляются в воде подземных водоносных горизонтов или поверхностных водоемов и, наконец, вместе с питьевой водой поглощаются населением, проживающим в регионе размещения опасного объекта.

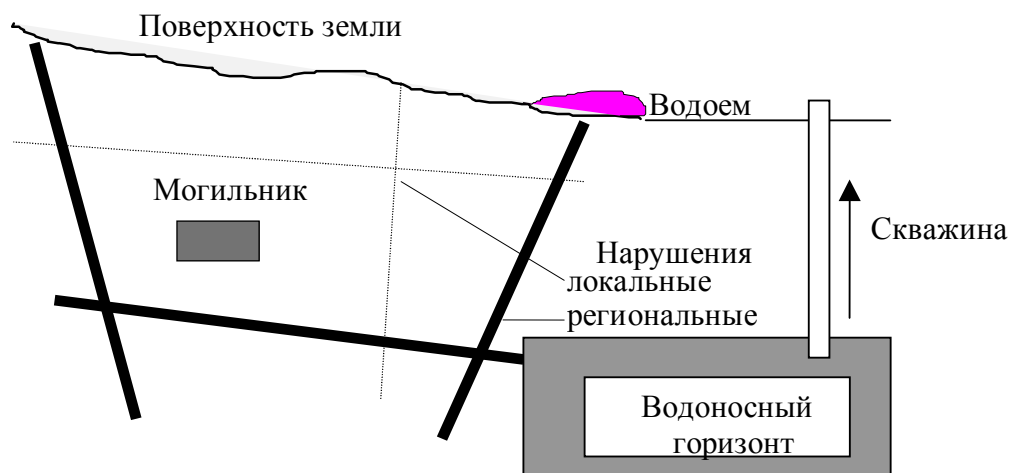


Рис. 1. Модельное представление размещения могильника, локальных и региональных нарушений

Для воплощения рассматриваемого сценария в удобную для алгоритмизации форму приходится вводить некоторые модельные упрощения. В частности, предполагается, что:

- контейнер изготовлен из углеродистой или нержавеющей стали, и он способен предотвратить в течение некоторого начального периода времени контакт отвержденной формы отходов с подземными водами. Сохранность этой металлической оболочки определяет время начала высвобождения радионуклидов;
- матрица отвержденных отходов представляет собой сферу, что упрощает вид аналитических решений, и содержит равномерно распределенные по объему матрицы радионуклиды;
- трещины заменяются прямолинейными параллелепипедами, которые отличаются по своим параметрам, в том числе и гидрологическим;
- водоносные горизонты или поверхностные водоемы, для которых учтен эффект водообмена, в процессе моделирования постоянны по величине объема.

Методология оценки безопасности

Оценка безопасности подземного хранилища ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции выполняется с использованием трех взаимосвязанных подмоделей: диффузионная подмодель; подмодель адвекции-диффузии; подмодель биосферы.

Первая подмодель описывает диффузионный перенос радионуклидов в однородной скальной породе с учетом источникового члена. При этом предполагается, что концентрация радионуклидов на границе раздела отвержденной формы отходов и скальной породы лимитируется либо величиной растворимости его определенной химической формы, либо значением концентрации радионуклидов в предположении их мгновенного растворения.

Вторая подмодель применяется для расчета переноса радионуклидов с потоком подземной воды по трещинам постоянной гидравлической апертуры (модель Танга).

Третья подмодель описывает разбавление радионуклидов в биосфере и результирующие радиологические последствия при потреблении человеком загрязненной питьевой воды. Рассматривается только внутреннее облучение человека через питьевую воду, как наиболее важная (но не единственная) траектория попадания радионуклидов в организм.

Исходные данные для тестирования модели

Обработка и тестирование упрощенной модели оценки потенциальных радиологических последствий подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах выполнялись на основе обобщенных исходных данных без привязки к конкретной площадке. Рассматривалась ситуация размещения отходов в стабильных формациях гранита на глубинах 500-1000 м. Предполагалось, что металлический контейнер в течение 10 веков будет защищать отходы от контакта с подземной водой. Заметим, что за указанный период времени большая часть теплогенерирующих радионуклидов может распасться до незначительных уровней, т.е., влиянием тепловой нагрузки на миграцию радиоизотопов можно пренебречь.

Для источникового члена использовались характеристики переработанного ОЯТ с японских АЭС с реакторами типа BWR. Для расчета активности отходов японские специалисты сделали несколько предположений, например: рассматривается только стационарное топливо с трехпроцентным содержанием ^{235}U ; выгорание составляет 27,5 ГВт·сут на тонну урана при удельной нагрузке 25,9 МВт/т; продолжительность облучения равна 5 годам; из отработавшего топлива в отвержденные отходы переходит не более 1% U , Pu и I .

В табл. 1 представлены активности анализируемых долгоживущих радионуклидов отвержденных отходов, содержащихся в одном контейнере.

Таблица 1. Активность долгоживущих радионуклидов, содержащихся в одном контейнере

Радионуклид	Активность, Ки	Радионуклид	Активность, Ки
^{235}U	$2,72 \cdot 10^{-4}$	^{79}Se	0,45
^{236}U	$3,37 \cdot 10^{-3}$	^{93}Zr	2,09
^{238}U	$4,25 \cdot 10^{-3}$	^{94}Nb	-
^{239}Pu	4,21	^{99}Tc	14,93
^{240}Pu	7,91	^{107}Pd	0,11
^{242}Pu	$1,95 \cdot 10^{-2}$	^{129}I	$3,34 \cdot 10^{-4}$
^{237}Np	0,51	^{135}Cs	0,55

Японское хранилище представляет собой систему правильно организованной структуры с общим числом 4000 (20x20x10) независимых сферических источников, располагаемых по осям X, Y и Z на расстояниях 20, 10 и 20 м, соответственно. Система источников помещена в блок гомогенной скальной породы. Далее предполагается наличие нескольких водонесущих трещин с различными геометрическими и гидрологическими параметрами. Начало трещин находится вне гомогенного блока породы. При этом все трещины независимы, но имеют связь с одним и тем же водоносным горизонтом или водоемом.

Геохимия геологического окружения, особенно химические и электрохимические характеристики глубоких подземных вод, играют важную роль в процессах высвобождения радионуклидов из отвержденной формы отходов и их миграции в геологических формациях. Например, в глубоких геологических формациях из-за относительно низкой концентрации кислорода подземная вода будет характеризоваться восстановительным редокс-потенциалом. Анализ отчетных материалов японского института JAERI позволил подготовить исходную информацию по геохимическим параметрам кристаллических пород Японии.

Изучение ряда публикаций, посвященных исследованиям переноса примесей потоками воды по трещинам, позволил составить некоторое представление о геометрических и гидрогеологических параметрах трещин. В частности, в работе американских исследователей, посвященной анализу полевых данных известного шведского эксперимента Stripa-3D, разброс

значений апертуры трещин составил $0,3 \div 340$ мкм (при среднем значении 200 мкм), а скорость потока воды в трещинах варьировалась от 157 до 327 м/год. Японские специалисты в рамках международного проекта INTRAVAL принимали величину гидравлического градиента при абсолютной пористости равным $4 \cdot 10^{-5}$, а среднюю скорость потока воды в трещине примерно 1200 м/год.

Приведенная информация, проанализированная с помощью соотношения для потока между параллельными пластинами, позволила сделать вывод о том, что при изучении влияния параметров полуапертуры и гидравлического градиента на безопасность могильника обозначенные параметры представляется разумным проварьировать в интервалах $50 \div 500$ мкм и $10^{-7} \div 10^{-3}$ м/м, соответственно. В табл. 2 приведены рассчитанные по указанному соотношению значения скорости воды в трещине. Очевидно, что значения, расположенные в средней части таблицы, по-видимому, являются наиболее приемлемыми и согласующимися с известными литературными данными.

Исходные данные для биосферной модели в части максимальных дозовых коэффициентов радионуклидов при потреблении продуктов питания, потребления питьевой воды, поправочного коэффициента расчета дозы для различных возрастных групп и «фактора дезактивации» заимствованы из справочника по радиационной безопасности.

Объем источника питьевой воды принят равным 10^6 м³, что сравнимо по порядку величины с объемом озер, используемых жителями небольших населенных пунктов в качестве источника питьевой воды. Фактор разбавления концентрации радионуклидов, поступающих в водоносный горизонт или озеро и забираемых населением для потребления, принят (опять же в запас!) равным единице.

Таблица 2. Значения скорости потока в трещине, м/год

Гидравлический градиент, м/м	Полуапертура трещины, мкм			
	50	100	250	500
10^{-7}	0,0259	0,103	0,647	2,59
10^{-6}	0,259	1,03	6,47	25,9
10^{-5}	2,59	10,3	64,7	259,0
10^{-4}	25,9	103,0	647,0	2590,0
10^{-3}	259,0	1030,0	6470,0	25900,0

Отдельному анализу подвергся коэффициент водообмена. Оказалось, что учет фактора размещения хранилища в районах непригодных для использования водных энергоресурсов, позволяет с определенной долей осторожности рекомендовать для выполнения расчетов следующие значения коэффициента водообмена: для консервативной оценки $0,0 \text{ год}^{-1}$, а для реалистичных оценок использовать интервал значений от $0,001$ до 1 год^{-1} .

Возможности реализованной методологии в анализе безопасности

Реализованная в программном коде, разработанном на основе математических моделей и физических представлений, методология анализа безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции позволяет:

- рассчитать динамику мощности эквивалентной дозы, а также вклад отдельных радионуклидов в суммарную величину мощности дозы при потреблении загрязненной питьевой воды;
- выполнять вычисления с вариацией значений многочисленных параметров модели (например, полуапертура, гидравлический градиент, расстояние до трещины и др.) и определять тот набор значений параметров системы, который гарантирует безопасность

захоронения, т.е. непревышение верхнего предела мощности эквивалентной дозы для подземных хранилищ РАО и ОЯТ;

- обеспечивать разработчиков проекта хранилища достаточной технической информацией, которая может быть положена в основу, как оптимизации проекта захоронения, так и выбора площадки (свойства матрицы отходов, размещение ячеек захоронения, гидрогеологические параметры, геохимические свойства и т.д.);

- идентифицировать наиболее значимые траектории распространения радиоактивности, параметры модели и др.

На рис. 2 представлена динамика общей и отдельно по различным радионуклидам мощности эквивалентной дозы при внутреннем облучении человека за счет потребления загрязненной воды.

Полученные результаты соответствуют консервативным данным по геохимии при наиболее критичном, т.е. в непосредственной близости от хранилища, расположении одиночной трещины протяженностью 500 м, а также ситуации отсутствия водообмена в водоносном горизонте или водоеме. Изображенные на рис. 2 графики отвечают значениям полуапертуры и гидравлического градиента равными 100 мкм и 10^{-5} м/м, соответственно.

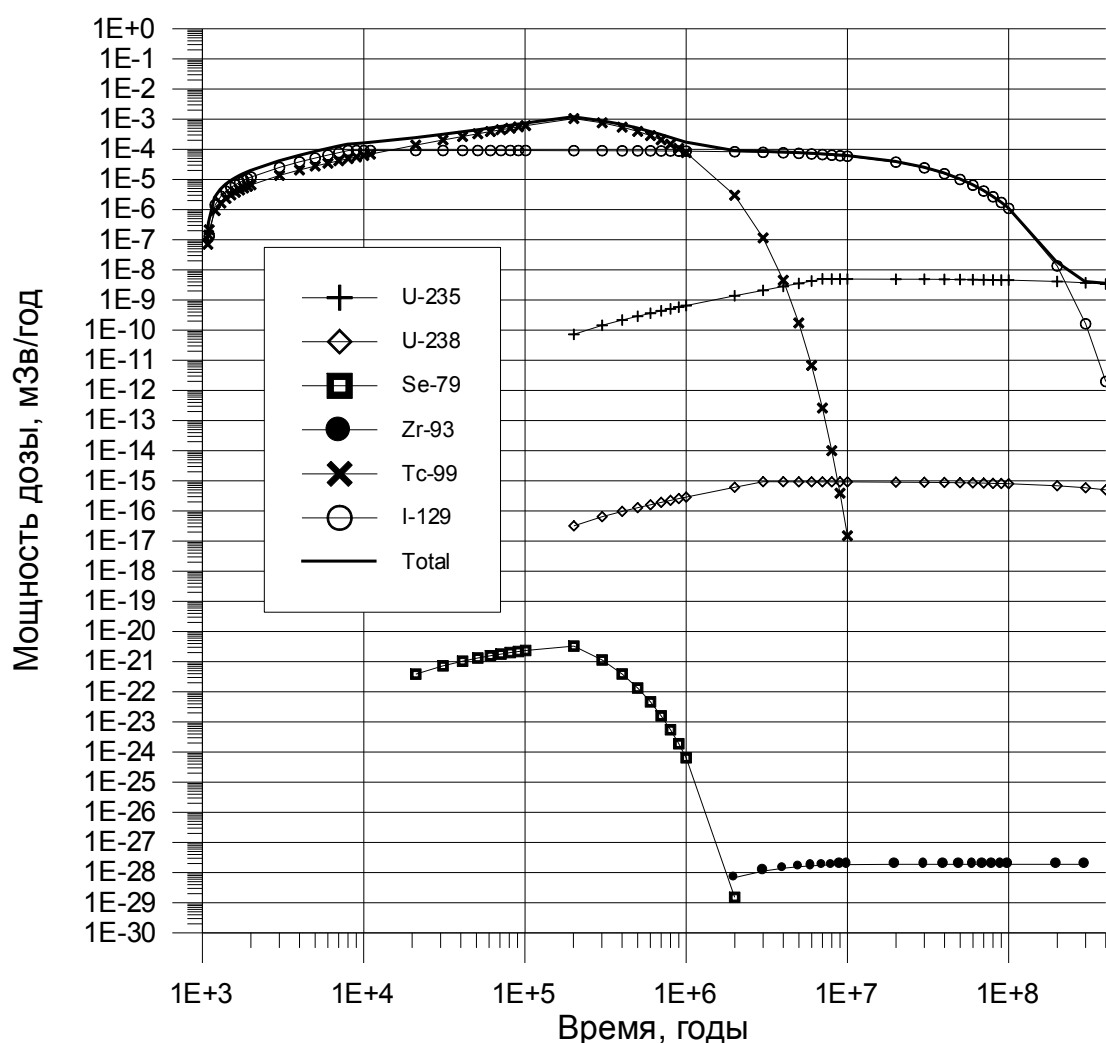


Рис. 2. Динамика мощности эквивалентной дозы

Представленные результаты при принятых параметрах модели могут быть интерпретированы следующим образом:

- достижение радионуклидами биосферы в максимальных количествах происходит через сотни тысяч лет;
- если за верхний предел мощности эквивалентной дозы принять значение 0,1 мЗв/год, как это рекомендовано в Швейцарии и странах Скандинавии, или 10 мкЗв/год, как в России, то в данной ситуации можно говорить о безопасности хранилища;
- в различные моменты времени основной вклад в мощность дозы приносят несорбирующиеся и слабо сорбирующиеся радионуклиды – ^{99}Tc и ^{129}I ;
- определяющая роль ^{99}Tc имеет место вследствие его высокого содержания в переработанном ядерном топливе японских АЭС;
- вклад в мощность дозы сорбирующихся радионуклидов (^{235}U , ^{238}U и др.) незначителен. Об этом свидетельствуют низкие (чисто теоретические!) значения мощности дозы.

Возможные пути совершенствования модели

С момента создания миграционной модели прошло почти 10 лет. На сегодняшний день просматривается несколько путей ее совершенствования. Первый путь лежит в направлении более объективного описания процесса выщелачивания радионуклидов из матрицы отходов. Например, в случае остеклованных ВАО может найти свое применение модель двухкомпонентного выщелачивания, аналитическое описание которой получено в 2008 г.

Второй путь связан с развитием подмодели адвекция-диффузия. Очевидно, что трещина с пористостью равной единице является чрезвычайно идеализированной моделью. На самом деле чаще всего наблюдается определенное заполнение объема трещины каким-либо материалом. Предлагается принять во внимание следующие физико-химические свойства материала-заполнителя трещины: плотность, пористость и коэффициент распределения в приближении линейной изотермы сорбции. Учет указанных параметров порождает фактор с новым физическим содержанием, а именно коэффициент задержки миграции радионуклидов по объему трещины. В этом случае формальное решение исходной системы уравнений не меняется и остается верным решением, описывающим концентрацию радиоактивности в трещине, в приближении модели одиночной трещины с постоянным значением концентрации на входе в трещину с учетом заполнения ее материалом-заполнителем.

Выводы

В докладе представлено описание модели, предназначенной для оценки безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах (например, Нижнеканского массива, Кольского полуострова). Предложенная методология оценки безопасности справедлива для сценария нормальной эволюции. Используемые математические модели позволяют промоделировать высвобождение радионуклидов из отвержденной формы отходов, их перенос через геосферу и биосферу и, в итоге, радиационное облучение населения при потреблении им загрязненной питьевой воды. Разработан компьютерный код, построенный из последовательности протестированных модулей. Описаны некоторые возможности реализованной методологии для анализа безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах. На примере подземного хранилища переработанного ядерного топлива японских АЭС показаны отдельные результаты расчетов оценки безопасности такого хранилища и дана их возможная интерпретация.

Указаны потенциальные пути совершенствования методологии оценки безопасности объектов окончательной изоляции ВАО и ОЯТ в кристаллических породах.

В заключение авторы хотели бы отметить следующие два момента. Первое, результаты исследований по оценке безопасности объекта подземной изоляции долгоживущих РАО

высокого и среднего уровня активности, а также отдельных видов ОЯТ, выполненных с использованием описанной методологии, подробно изложены в коллективной монографии [2]. Второе, в работе [4] представлен сравнительный анализ расчетов высвобождения радиоактивности из гипотетического захоронения одиночного контейнера с ОЯТ, выполненных по различным методикам и компьютерным кодам, применяемых в научных изысканиях ЕС-JRC (Голландия) и Горного института КНЦ РАН.

Литература

1. Кудрявцев Е.Г., Гусаков-Станюкович И.В., Камнев Е.Н., Лобанов Н.Ф., Бейгул В.П. Федеральный объект подземного захоронения отвержденных радиоактивных отходов в России: практические шаги к созданию // Безопасность окружающей среды. – 2008. – № 4. – С. 106-112.
2. Мельников Н.Н., Наумов В.А., Конухин В.П., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В. Радиогеоэкологические аспекты безопасности подземного захоронения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива на европейском Севере России. – Апатиты: изд. Кольского научного центра РАН, 2001. – 194 с.
3. Амосов П.В. Упрощенная модель оценки безопасности подземного захоронения высокоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах (сценарий нормальной эволюции) // Геоэкология. – 2002. – № 6. – С. 506-516.
4. Амосов П.В., Првакова С., Нильсон К.-Ф. Сравнительный анализ результатов детерминистических вычислений высвобождения радиоактивности при захоронении отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах // Вестник МГТУ. – 2008. - Т. 11. - № 3. – С. 371-378.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ В МИРНЫХ ЦЕЛЯХ

*Р. И. Полежаев,
ТТИ НИЯУ МИФИ, г. Трехгорный*

*Атом – мизерная частица,
с которой связаны крупнейшие
достижения и трагедии
Георгий Александров*

Данная фраза характеризует важность изучения атома в современном мире. А также двойственность явления радиации. В данной статье я постараюсь осветить основные направления применения ионизирующих излучений в мирных целях.

Одним из наиболее актуальных направлений является ядерная медицина. Радиотерапия – это облучение опухоли потоком лучей, иногда применяется и в лечении доброкачественных опухолей, препятствует росту, размножению и распространению раковых клеток на здоровые ткани. В большинстве случаев позволяет полностью удалить опухоль! Иногда применяется вместе с химиотерапией. В некоторых же случаях, метод радиотерапии используют в предоперационный период (для уменьшения размеров опухоли) или в послеоперационный (для предотвращения размножения раковых клеток). Принцип действия радиотерапии в том, что клетка на 60-70% состоит из воды, поэтому поток частиц ионизирующего излучения взаимодействует, прежде всего, с водой, что приводит к ее радиационному разложению.

Любая клетка обладает наибольшей уязвимостью для облучения в период деления. Особенность клеток злокачественных и доброкачественных опухолей заключается в том, что они очень интенсивно делятся, следовательно, они гораздо чувствительнее к облучению по

сравнению с клетками здоровой ткани. Это дает возможность подобрать условия облучения губительные для вредных клеток и относительно безопасных для здоровых.

Около ста лет назад один известный медик сказал: «Если бы больной был прозрачен, как стекло, мы легко могли бы установить источник болезни». Через пару десятилетий после этого открытие рентгеновских лучей позволило врачам заглянуть в организм человека, а радиоактивные вещества дали возможность наблюдать такие скрытые процессы, объяснение которых еще недавно представлялось чистой утопией.

В современной медицине радиоиндикаторный метод все шире используется как средство диагностики. С помощью радиоизотопов и меченых соединений удастся гораздо точнее установить многие болезни и их стадии, чем любым из прежних методов. Совершенствование измерительных приборов и разработка специальных методик позволили в большинстве случаев обходиться таким малым количеством радиоактивного вещества, что обследование можно проводить амбулаторно, без какой-либо радиационной опасности для врача, пациента и окружающих.

Большинство диагностических методов основано на том, что некоторые органы, избирательно накапливают определенные элементы, в том числе радиоизотопы и их соединения. Задача специалистов – отыскать именно такие радиоизотопы и меченые соединения, которые селективно концентрировались бы в больных органах.

На базе ПО «Маяк» и Озёрского технологического института – филиала национального исследовательского ядерного университета МИФИ (Московский инженерно-физический институт) – скоро начнется подготовка специалистов, которые будут работать с высокими технологиями ядерной медицины. Это будет происходить в рамках Федеральной целевой программы «Развитие ядерной медицины», которая инициирована поручением президента Дмитрия Медведева и будет принята к 1 сентября 2011 года. Программа курируется «Росатомом» и Министерством здравоохранения и социального развития России и предполагает большие финансовые вложения. Одна только цифра говорит о значении ядерной медицины: средняя продолжительность жизни в России составляет 63 года. По сравнению со странами Запада – на 14 лет меньше.

Кроме ядерной медицины ионизирующие излучения используются также для народного хозяйства. Уже несколько десятилетий во многих радиохимических и радиобиологических лабораториях тщательно изучают действие радиации высокой энергии (жесткой, проникающей радиации) на воду и водные системы. В последнее время накопленные данные и опыт начинают использовать на практике – при радиационной обработке отходов, при очистке и подготовке воды.

Желая сохранить чистоту нашей жизненной среды, мы должны – помимо многих других мер – обезвреживать вещества, загрязняющие воду. К таким веществам относятся, например, органические растворители, фенолы, алкилсульфоновые поверхностно-активные вещества (главным образом детергенты – моющие средства), пестициды, антрахиноновые красители, полихлордифенилы. Под действием интенсивной проникающей радиации эти вещества разлагаются, но эффективность таких процессов относительно низка.

Индикаторный метод помог решить многие проблемы животноводства. Большое значение имеют вопросы обмена веществ у животных, так как мясо, молоко, яйца, кожа, шерсть, по сути дела, представляют собой продукты этого процесса. Радиоизотопы, подмешанные в корм, дают возможность определить, как пища в организме животных превращается в названные продукты, в какие органы тела и с какой скоростью проникают питательные вещества из кормов, как зависит использование кормов от условий содержания и откорма животных и т. п. Подобного рода исследования очень важны для развития животноводства, в первую очередь для выращивания молодняка, когда нужно особенно тщательно следить за минеральным составом кормов.

Индикаторный метод убедительно подтвердил значение микроэлементов в жизнедеятельности животных. Заболевания животных часто обусловлены недостатком одних (кобальта, иода и др.) или избытком других (молибдена, свинца, фтора, стронция и др.) микроэлементов в почве. Применение соответствующих радиоизотопов позволяет выяснить, как далеко проникает вредный элемент в организм и как быстро он выводится из больного организма при определенных методах лечения. Располагая этими сведениями, можно эффективнее бороться с болезнями скота.

Радиация оказывает влияние на наследственный аппарат живого организма. Она вызывает изменения определенных свойств, затрагивая самую основу наследственности – хромосомы и их составные элементы, гены. Поэтому радиацию можно использовать в селекции растений и животных. В этом случае мы можем позволить себе провоцировать различные наследственные изменения, действуя на организмы сильными мутагенными факторами. В последнее время для этих целей, пожалуй, чаще всего используют именно радиацию. После облучения подопытных организмов возникают мутанты, как ценные, так и бесполезные. Многообещающих, полезных для человека мутантов с благоприятными отклонениями от родительских признаков стоит выбрать, вырастить и размножить: ведь среди них могут оказаться родоначальники новых стойких сортов, растения с большим числом зерен или с более крупными и вкусными плодами, представляющими ценный материал для сельского хозяйства. Селекционеры с помощью радиации закладывают основы более рационального питания человека в будущем.

Промышленное, управляемое использование могучих сил, высвобождающихся при ядерных взрывах, играет важную роль в осуществлении планов глубокого преобразования природы. В природе немало явлений, которые нам хотелось бы изменить. Но мы не станем расходовать ядерную энергию на то, что можно сделать динамитом или толлом, ее применение начинается там, где кончаются возможности классических взрывчатых веществ.

Чтобы проложить железнодорожное полотно или автомобильную дорогу в скалистой местности, требуются тысячи взрывов, сотни тысяч рабочих часов и целый арсенал современных землеройных машин и методов. Атомная энергия здесь может помочь лишь в преобразованной в электрический ток форме. Но для прокладки трассы через горный массив, сооружения гаваней и каналов нужны ядерные взрывы.

Ядерное взрывчатое вещество эффективнее самых сильных химических веществ на несколько порядков: так, 25 килотонн (кт) ядерного заряда (тротилловый эквивалент 25000 т) можно поместить в цилиндре диаметром меньше 1 м, впрочем, даже 1 мегатонна (Мт) ядерного заряда займет немногим больше места], тогда как для 25 000 т тротила потребовался бы цилиндрический резервуар диаметром 30 м.

Ядерные взрывчатые вещества относительно дешевы. Согласно отчету Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ), 10 кт ядерного ВВ стоят 350 тыс. долларов, а 2 Мт – 600 тыс. долларов. Эквивалентные количества тротила стоили бы соответственно 4 млн. и 800 млн. долларов. Отсюда видно, насколько экономически выгоднее ядерные взрывчатые вещества. Низкая стоимость заложения снаряда: для обычной взрывчатки нужно создавать штольни, строить сооружения. Для заложения ядерного заряда можно использовать обычные исследовательские скважины. Обычно стоимость заряда меньше, чем бурение скважины.

Первым в СССР экспериментом по использованию энергии ядерного взрыва в мирных целях был подземный взрыв на выброс в 1965 году на берегу речки Чаган в 80 км к западу от Семипалатинска для создания водоема большой вместимости. Мощность заряда 140 килотонн. Глубина заложения заряда 180 м. В результате взрыва образовалась воронка диаметром 520 м и глубиной 90 м.

По замыслам советских ученых, такие воронки от ядерных взрывов должны были в скором времени покрыть территорию засушливых среднеазиатских районов – только для Казахстана требовалось создать примерно сорок водоемов общим объемом до 120-140 млн. м³. Исследование показало, что для аккумуляции весенних стоков в долинах рек можно создать емкости в виде глубоких воронок, каждая из которых способна вместить до 3-5 млн. м³ воды при незначительном зеркале испарения. Задержанная с помощью воронок вода могла быть использована для нужд энергетики, орошения и предотвращения засоления Каспийского, Аральского и Азовского морей.

На протяжении нескольких лет в озеро Чаган было заселено 36 видов рыб (в том числе даже амазонские пираньи). Почти все эти виды были нехарактерны для местной фауны, и 90 % организмов погибло. У оставшихся в живых было отмечено аномальное количество мутаций и изменение внешнего вида у потомства (например, пресноводный рак чрезвычайно увеличился в размерах). В 1974 году опытную станцию закрыли. Ядерные взрывы также можно применять для дробления руды. Первый эксперимент был проведен в Мурманской области в 1972 г. Чтобы максимально снизить загрязнение руды продуктами взрыва, взрывное устройство было размещено за пределами подвергаемого дроблению блока руды, то есть на границе рудного тела и покрывающих пород. Заряд был дополнительно экранирован слоем карбида бора. Полученные экспериментальные данные подтвердили расчетную эффективность использования ядерных взрывов для дробления рудных тел.

Ядерные взрывы применялись в СССР и для интенсификации добычи нефти (по уровню добычи и степени извлечения). В одном нефтеносном пласте был произведен взрыв на глубине 1212 м, а в другом, на расстоянии 1200 м от первого, на глубине 1208 м. За год эксплуатации дебит семи скважин в радиусе 150-800 м от центра взрыва возрос на 30-60%. Радиоактивность нефти оказалась незначительной, так что нефть можно было использовать уже через несколько дней после взрывов.

В СССР существовали проекты по переброске северных рек. Одним из самых эффективных считался проект с использованием ядерных взрывов. 23 марта 1971 года на проектируемой трассе Печоро-Колвинского канала в Пермской области в 100 км северо-западнее города Красновишерска раздался мощный строенный взрыв – это сработали три ядерных заряда мощностью 15 кт каждый (напомним, такая же мощность была у бомбы, сравнявшей с землей Хиросиму), закопанных на расстоянии 162-167 м друг от друга на глубине 127 м. В результате взрыва образовался канал длиной 700 м, шириной 340 м и глубиной от 10 до 15 м с устойчивыми бортами с углом откоса 8-10 градусов.

С помощью ядерных взрывов тушили неуправляемые газовые фонтаны, в которых сгорали ежедневно миллионы кубометров газа. Впервые в мире газовый фонтан был потушен с помощью ядерного взрыва в 1966 году на месторождении Урта-Булак в Узбекистане.

Возле газовых месторождений можно увидеть горящие факелы – это газоконденсат (ценное топливо, мотористы заливают его в машины и ездят). Газ после очистки идет в газопроводы, а газоконденсат девать некуда, когда емкости заполнены. Поэтому его и сжигают. Емкости дорогие и они занимают много места, иногда взрываются. Наземные емкости «газят» через клапаны, выбрасывая в атмосферу конденсат. На глубине километра с помощью ядерного взрыва создаются пустоты в соляных пластах. Такой взрыв полностью исключает попадание радиоактивных продуктов на поверхность. При взрыве с температурой миллионы градусов образуется газовый пузырь – все там испаряется. Пузырь расширяется, его окружает расплавленная порода и по мере остывания образуется полость. Все радиоактивные вещества остаются в ней. Все радиоактивные осколки стекают на дно полости, затем эту линзу расплава покрывают расплавленные горные породы, причем защита достигает 10 метров. Строительство таких подземных хранилищ в восемь раз дешевле, чем строительство и содержание надземных хранилищ.

Для поиска полезных ископаемых геологи делают профили с помощью серий взрывов. Взрывы регистрируются сейсмографами, по которым определяется строение земной коры. Но для этого нужно прорубить тайгу на сотни километров и через каждые 20 километров пробурить скважину, в которую устанавливается небольшой заряд. Заряд слабый, поэтому результаты исследований не очень достоверны. Кроме того, таким способом невозможно глубоко зондировать земную кору. Иная картина при ядерном взрыве. Заряд опускается на глубину от 500 до 700 метров – это делается для того, чтобы радиоактивные вещества не попадали чрез грунтовые воды на поверхность. На профиле приблизительно 3000 км расставляются сейсмографы, и на нем проводится 3-4 взрыва. Были проведены профили по Сибири. Благодаря этому, приблизительно в 100 раз сократился объем геологических исследований.

Однако не все проекты СССР используется в наши дни. Это произошло потому, что радиация сильно влияет на окружающую среду.

В России существует проект по радиационной безопасности. Программа рассчитана на 2008-2015 годы, ее реализация осуществляется в два этапа: первый этап-2008-2015 годы, второй этап-2011-2015 годы.

На первом этапе будут осуществлены следующие мероприятия:

- строительство, реконструкция и расширение приоритетных объектов инфраструктуры по обращению с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами;
- выполнение работ по строительству опытно-промышленного объекта окончательной изоляции высокоактивных радиоактивных отходов;
- проведение неотложных работ по обеспечению безопасности остановленных ядерно- и радиационно-опасных объектов;
- создание научно-методической базы и объектов инфраструктуры государственной системы по обращению с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами;
- создание и совершенствование систем, необходимых для обеспечения и контроля ядерной и радиационной безопасности;
- проведение комплексных инженерно-радиационных обследований состояния остановленных ядерных установок, пунктов хранения и других объектов ядерного наследия, выполнение предпроектных и проектных работ по переводу объектов в состояние, обеспечивающее долгосрочную экологическую безопасность.

На втором этапе предполагается выполнение следующих мероприятий Программы:

- завершение строительства объектов хранения отработавшего ядерного топлива и обеспечение вывоза отработавшего ядерного топлива, накопленного в пристанционных хранилищах атомных электростанций;
- создание опытно-демонстрационного центра по переработке отработавшего ядерного топлива;
- завершение строительства опытно-промышленного объекта окончательной изоляции высокоактивных радиоактивных отходов;
- выполнение работ по переводу остановленных ядерно- и радиационно-опасных объектов в безопасное состояние;
- вывод из эксплуатации 1-го и 2-го блоков Белоярской атомной электростанции, 1-го и 2-го блоков Нововоронежской атомной электростанции;
- создание необходимой инфраструктуры для вывода из эксплуатации 4 блоков Билибинской атомной электростанции.

Если в СССР существовали проекты по термоядерному синтезу с помощью энергии атома, тушении газовых фонтанов, изучению геологии, то на современном этапе ядерная

промышленность пошла в сторону ядерной медицины, создании газовых хранилищ, добычу полезных ископаемых, в фильтрации воды и сельском хозяйстве.

Данный вид энергии может использоваться не только для разрушения и войны, но и для мирных целей. Надо только научиться контролировать это явление, изучать и придумывать новые методы защиты. Если же мы «подчиним» атом, то мы получим огромную пользу, как в экономическом, так и промышленном плане.

Литература

1. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Интересные факты об атоме и радиации» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
2. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Ядерная энергия на службе человечества» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
3. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Ядерная энергетика России: прошлое, настоящее и будущее» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
4. Смирнов С.Н., Герасимов Д.Н. «Радиоационная экология. Физика ионизирующих излучений» Издательский дом МЭИ-М.2009

THE GROWTH OF RADIO TECHNOLOGIES AND THE PRESERVATION OF OUR PLANET MARIANGELA PALUMBO

Mariangela Palumbo

Scientific Liceum in Cava dei Tirreni, Nocera Superiore, Salerno, Italia

Radiobiology is the interdisciplinary field of science that studies the biological effects of ionizing and non-ionizing radiation of the whole electromagnetic spectrum, including gamma rays, x-rays, ultraviolet radiation, visible light, microwaves, radio wave, low-frequency radiation (such as used in alternate electric transmission, ultrasound thermal (heat), and related modalities. It is a subset of biophysics. The term radiation refers to energy that is emitted from a source and it's used to describe emitted particles.

Electromagnetic radiation is energy transferred from one place to another by means of electromagnetic waves. This encompasses a wide variety of waves or rays with different names. In order from lowest to highest frequency they are: power waves, radio waves, microwaves, infrared radiation, light (sometimes called visible light), ultraviolet radiation (sometimes called ultraviolet light), x rays, and gamma rays. This sequence is known as the electromagnetic spectrum.

Thermal radiation is the subset of the electromagnetic spectrum emitted by an object due to its temperature. If an object is hotter than its surroundings it will experience a net loss of internal energy. This transfer of internal energy is called heat. Heat can be given off as electromagnetic radiation with any wavelength. The hotter the object, the shorter the peak wavelength. At temperatures that seem "hot" to us, the peak wavelength of the emitted electromagnetic radiation will be in the infrared to visible portions of the spectrum. Because of this, infrared radiation is often mistakenly called "heat waves".

Gravitational radiation is energy transferred from one place to another by means of a gravitational wave. The existence of gravity waves is predicted by Einstein's Theory of General Relativity. Their existence has not yet been confirmed.

Cosmic radiation (or cosmic rays) consists of high energy, ionized nuclei and electrons whose origin is outside of the earth. Sources include the sun, our galaxy, and other galaxies.

Nuclear radiation are the energetic particles and energetic electromagnetic waves released during the radioactive decay of unstable isotopes.

Nuclear radiation are divided in several forms:

- alpha particles, helium nuclei emitted from large parent nuclei;
- beta particles, energetic electrons emitted from neutrons;
- gamma rays, the most energetic electromagnetic waves yet discovered;
- x rays, electromagnetic waves that are not as energetic as gamma rays;
- neutrons, free neutrons that are not part of a nucleus; and
- ions, this includes cosmic rays and the daughter nuclei of fission reactions.

We can say that radiobiology is important to study the direct effects of radiation on life, and on our planet. We need to preserve nature from the radiation that could alternate the life cycle, destroying the future of our life.

There should be a symbiosis between man projects and nature. Man should go on with technologies, preserving nature and trying not to destroy it. We need to remember that our planet is not “ill”, it’s just “pregnant”. There still are lots of things to study to improve our life and preserve our future.

РОЛЬ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА В ЗАМЫКАНИИ ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА АЭС РОССИИ

Ю.А. Ревенко,

Горно-химический комбинат, г. Красноярск

Существующий парк реакторов на тепловых нейтронах использует потенциал урана менее, чем на 1%. Поэтому отработанное ядерное топливо (ОЯТ) 20÷25 тн/год из реактора мощностью 1 Гвт сут/тн (эл.) необходимо рассматривать как дополнительный урановый ресурс. В России, как и во Франции и Японии принята концепция замкнутого топливного цикла, т.е. ОЯТ подлежит переработке для извлечения урана и наработанного плутония, которые должны повторно использоваться в атомной энергетике. Примерно 40 кг/тн U продуктов деления подлежит остекловыванию и захоронению в геологические формации.

Перед переработкой ОЯТ выдерживается в специальных хранилищах под водой для снижения активности и тепловыделения топлива.

На ГХК с 1985 года эксплуатируется такое хранилище с вместимостью на сегодняшний день 8600 тн ОЯТ. Транспортировка топлива осуществляется в специальных защитных контейнерах, соответствующих критериям МАГАТЭ.

После выдержки в хранилище под водой топливо может направляться либо на переработку с выделением ядерных материалов, либо на более длительное хранение в газовой атмосфере. Топливо реакторов ВВЭР-1000 с выгоранием ~50мвт/т сут. целесообразно перерабатывать с использованием регенерированного урана и плутония в виде МОХ топлива, в реакторах на быстрых нейтронах (БН). Топливо реакторов РБМК-1000 содержит малое количество урана 235 и поэтому после выдержки в воде на атомных станциях поступает в «сухое» хранилище на ГХК. В связи с тем, что пока парк коммерческих реакторов БН отсутствует, топливо ВВЭР-1000 после охлаждения ~ 20 лет будет направляться также в «сухое» хранилище, создаваемое на ГХК. В соответствии с программой развития атомной энергетики России реализуется замкнутый топливный цикл. Топливо ВВЭР-440, топливо атомных судов перерабатывается на предприятии ПО «Маяк».

Существующие заводы по переработке ОЯТ (Франция, Англия, Япония, ПО «Маяк») относятся к заводам II поколения. Низкоактивные жидкие сбросы содержащие тритий и иод129 (Франция, Англия, Япония) сбрасываются в море. В ГК «Росатом» разработана технология переработки ОЯТ без сброса жидких отходов в окружающую среду. По этой технологии проектируется опытно-промышленный завод производительностью ~ 220 тн по тяжелым материалам, который должен в полном объеме быть запущен на ГХК к 2018 году.

После отработки новой технологии оборудования ГХК будет создан промышленный завод ~ 1000 тн, который обеспечит замыкание топливного цикла по реакторам ВВЭО-1000. регенерированный уран и плутоний будут использоваться для топлива БН, на которых будет базироваться дальнейшее развитие атомной энергетики России. Все радиоактивные отходы будут отверждаться, капсулироваться и направляться в приповерхностные хранилища (НАО и САО), а высокоактивные отходы (ВАО) будут отверждаться и направляться в глубинные геологические формации.

Рядом с промышленной площадкой ГХК находится геологическая формация в гранитоидном массиве. На глубине 400÷500 метров найдена структура, пригодная для создания опытно-промышленной лаборатории. После проведения необходимого цикла исследований будет решаться вопрос по созданию хранилища для ВАО.

РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ПАСПОРТИЗАЦИЯ ЗН ФГУП «ГХК»

Е.В. Собянина, В.В. Коваленко, Ю.М. Мальцев

*ФГУП «Государственный научно-исследовательский и производственный
центр «ПРИРОДА» Красноярский филиал, г. Красноярск*

Радиационно-гигиеническая паспортизация Красноярского края осуществляется в соответствии с требованиями ст. 13 ФЗ РФ от 09.01.1996 № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения», начиная с 1998 г. Порядок паспортизации определён в постановлениях Правительства РФ от 28.01.1997 г. № 93 «О порядке разработки радиационно-гигиенических паспортов организаций и территорий» и Главного государственного санитарного врача РФ от 25.09.1997 г. № 22 «Об утверждении типовых форм радиационно-гигиенических паспортов». В МУ 2.6.1-97 «Порядок заполнения и ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций, территорий» [1], утверждённых главным государственным санитарным врачом России, указывается, что «...если уровни показателей радиационной обстановки в отдельном регионе, области, районе, населённом пункте территории субъекта Российской Федерации существенно (не менее, чем в 3 – 5 раз) превышают таковые на остальной территории, то помимо паспорта на всю территорию субъекта РФ, радиационно-гигиенический паспорт (далее – РГП) составляется также и на этот регион (область, район, населённый пункт)». В этих МУ названы отдельные районы Брянской области и ряд населённых пунктов (далее – НП) Челябинской области, для которых РГП должны составляться в обязательном порядке, и указывается, что «...решением администрации субъектов Федерации этот список может быть расширен».

В 2010 г. органами государственной власти Красноярского края принято решение о разработке РГП зоны наблюдения (далее – ЗН) ФГУП «Горно-химический комбинат» (далее – ФГУП «ГХК») по состоянию на 31.10.2012 г. Своевременность такого решения вполне обоснована. Многолетние сбросы вод охлаждения ядерных реакторов комбината в р. Енисей, содержащие радионуклиды спектра деления и активационного происхождения, привели к техногенному радиоактивному загрязнению (далее – ТРЗ) поймы Енисея в границах ЗН. После прекращения наработки оружейного плутония и остановка двух проточных реакторов – АД и АДЭ-1 в 1992 г. радиационная обстановка в пойме реки существенно улучшилась. 15 апреля 2010 г. был остановлен последний третий реактор АДЭ-2. Всё это создало новую ситуацию в ЗН ФГУП «ГХК», для которой характерно снижение реальной радиационной опасности для здоровья населения, проживающего на берегах Енисея, и при осуществлении хозяйственной деятельности. Однако для подтверждения и закрепления этой ситуации

необходим официальный документ, которым может служить «Радиационно-гигиенический паспорт зоны наблюдения ФГУП «ГХК».

Разработка РГП ЗН ФГУП «ГХК» выполняется Красноярским филиалом ФГУП «Госцентр "Природа"» по государственному контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края от 02.04.2010 г. № 9/2010.

ЗН ФГУП «ГХК» официально утверждена в 2007 г. Она включает территорию радиусом 20 км вокруг источника газо-аэрозольных выбросов предприятия и пойму р. Енисей на протяжении 1 000 км вниз по течению реки от места сбросов комбината (рис. 1). Эти подзоны принципиально различаются по путям (воздушный и водный) и уровням ТРЗ окружающей среды, а также по геоморфологическому строению, определяющему характер миграции техногенных радионуклидов (ТРН). К настоящему времени завершена работа по доизучению современной радиационной обстановки в 20-км части ЗН и сбору материалов, необходимых для составления её РГП.

При доизучении радиационной обстановки в 20-км части ЗН были выполнены измерения мощности дозы (далее – МД) внешнего гамма-излучения и определена удельная активность (далее – УА) техногенных и естественных радионуклидов в пробах почво-грунтов, отобранных на 85 тестовых участках (далее – ТУ) (рис. 2), расположенных вне поймы р. Енисей и юго-восточного сектора ЗН, недоступного для изучения. Плотность размещения участков составляет один участок на 10 квадратных километров.

Измерениям МД гамма-излучения на ТУ предшествовала гамма-съёмка территории, в результате которой установлено отсутствие на изучаемой территории точек или локальных зон с повышенными значениями гамма-фона.

Частотное распределение результатов измерения МД (рис. 3), полученных с использованием дозиметра-радиометра МКС-АТ 1125 с учётом собственного фона прибора, характеризуется симметричностью и не противоречит нормальному закону. Поэтому для характеристики величины МД на территории всей 20-км части ЗН ФГУП «ГХК» правомерно использование среднего арифметического значения, равного $0,044 \pm 0,005$ мкЗв/ч. Максимальное значение равно 0,078 мкЗв/ч. Оно меньше удвоенного среднего, что подтверждает вывод, полученный при гамма-съёмке, об отсутствии в границах изучаемой территории точек с повышенными значениями ТРЗ.

На ТУ отобрано 85 объединённых проб по одной на каждом ТУ (каждая объединённая проба состоит из пяти рядовых проб, отобранных стандартным цилиндрическим пробоотборником диаметром 64 мм до глубины 10 см). Определения УА естественных радионуклидов (далее – ЕРН) (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) и одного ТРН (^{137}Cs) выполнены методом гамма-спектрометрического анализа (далее – ГСА), а двух ТРН – ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ методами радиохимического анализа (далее – РХА) в аккредитованном испытательном лабораторном центре ФБУП «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае».

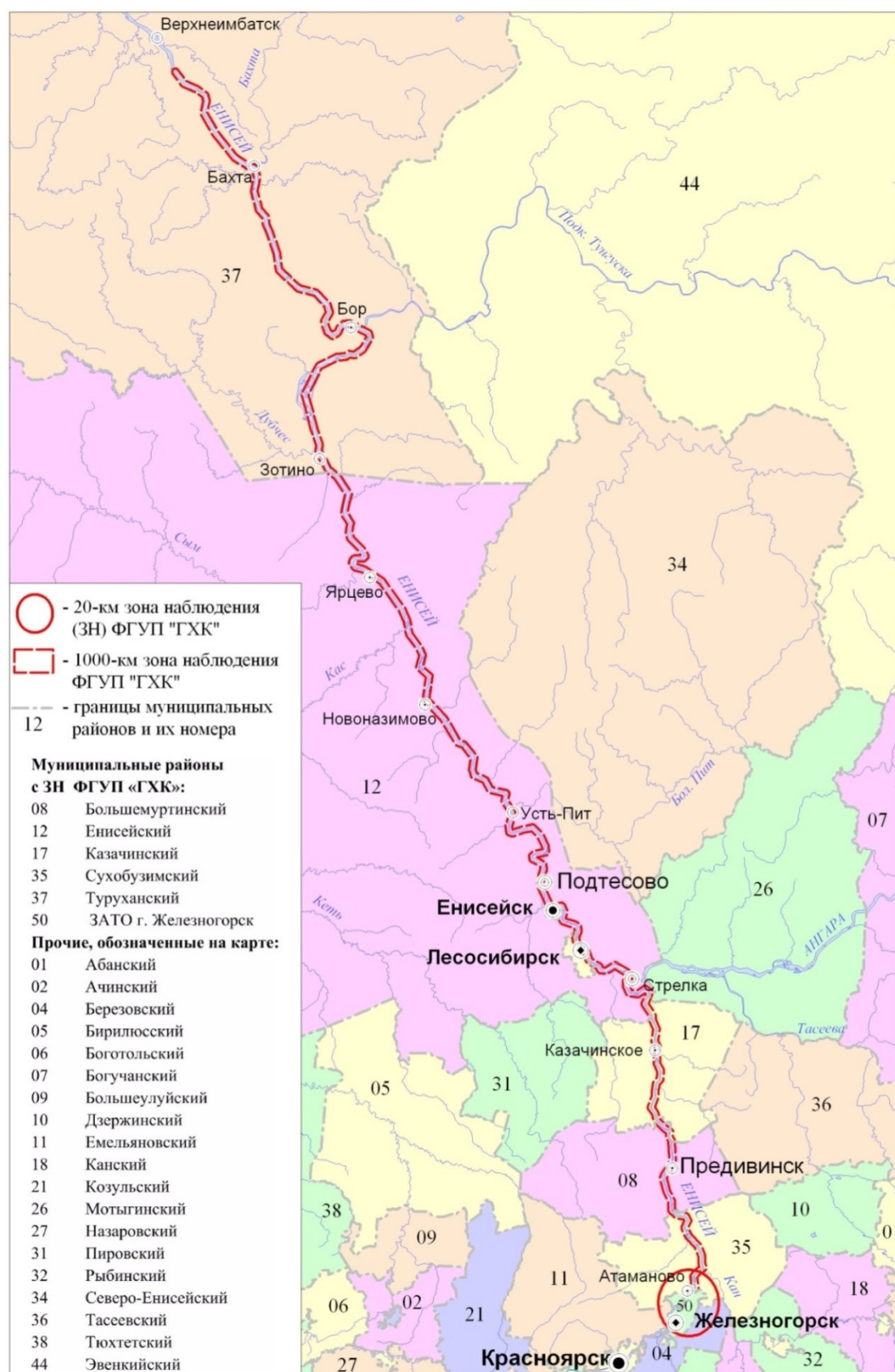


Рис. 1. Обзорная карта зоны наблюдения ФГУП «ГХК»



Рис. 2. Местоположение тестовых участков



Рис.3. Частотное распределение результатов измерения МД на тестовых участках

Средние значения и диапазоны варьирования единичных значений УА ТРН приведены в таблице 1. Для оценки их гигиенической значимости в таблице указаны средние значения УА ТРН в почвах РФ и края по данным «Радиационно-гигиенического паспорта Российской Федерации за 2009 г.» [2].

Таблица 1. Удельная активность ТРН в пробах почв, отобранных в 2008 – 2010 гг. в 20-км части ЗН ФГУП «ГХК»

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг				
	20-км часть ЗН ФГУП «ГХК»			Красноярский край	РФ
	средняя	минимальная	максимальная		
^{90}Sr	$3,2 \pm 2,2$	$< 2,2$	6,1	3,8	15
^{137}Cs	$8,4 \pm 0,8$	$< 2,0$	51,8	9,0	30
$^{239,240}\text{Pu}$	$0,76 \pm 0,15$	0,1	1,97	$< 1,7$	2,5

Сравнение результатов определения УА ТРН в почво-грунтах, отобранных в 20-км части ЗН в 2008...2010 гг., с данными РГП РФ за 2009 г. для Красноярского края приводит к выводу об отсутствии значимого дополнительного загрязнения почв в 20-км ЗН ФГУП «ГХК».

Результаты измерения МД и УА ТРН и ЕРН были отображены на картографической основе 20-км части ЗН в виде их площадных распределений, которые, как оказалось, образуют закономерные ореолы. На рисунке 4 видно, что в центре ЗН в непосредственной близости к источнику газо-аэрозольных выбросов располагается область несколько повышенных значений МД. Первоначально предполагалось, что это связано с дополнительным техногенным загрязнением почво-грунтов ^{137}Cs . Однако результаты определения УА ^{137}Cs не подтвердили этого предположения (рис. 5). Последующий анализ результатов определения УА радионуклидов показал, что образование этой области обусловлено повышенным содержанием природного тория в породах Нижнеканского гранитоидного массива, слагающих недра Земли на изучаемом участке (рис. 6).

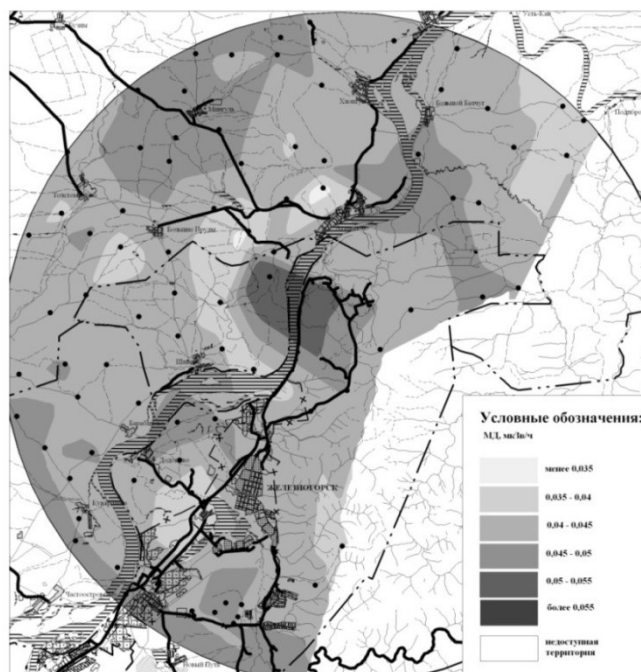


Рис. 4. Площадное распределение результатов измерения МД внешнего гамма-излучения

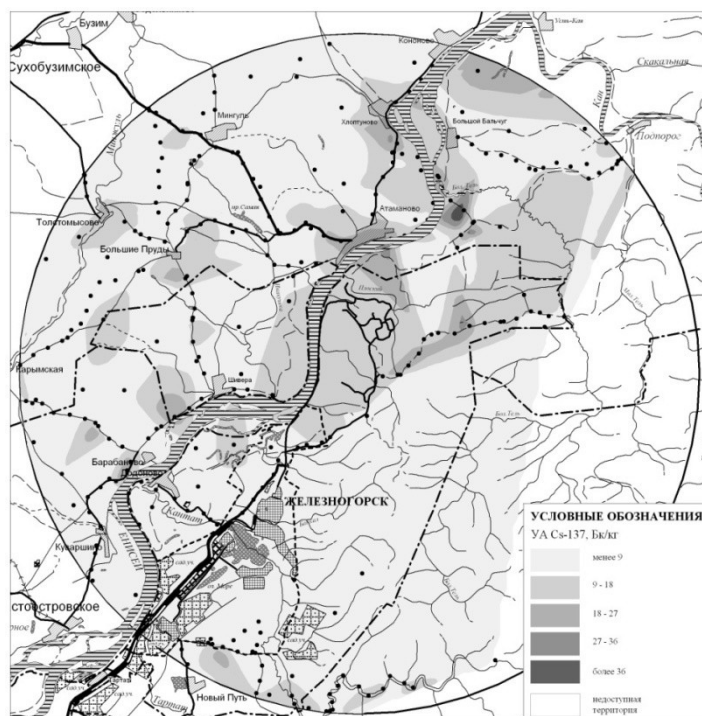


Рис. 5. Площадное распределение результатов определения УА ^{137}Cs

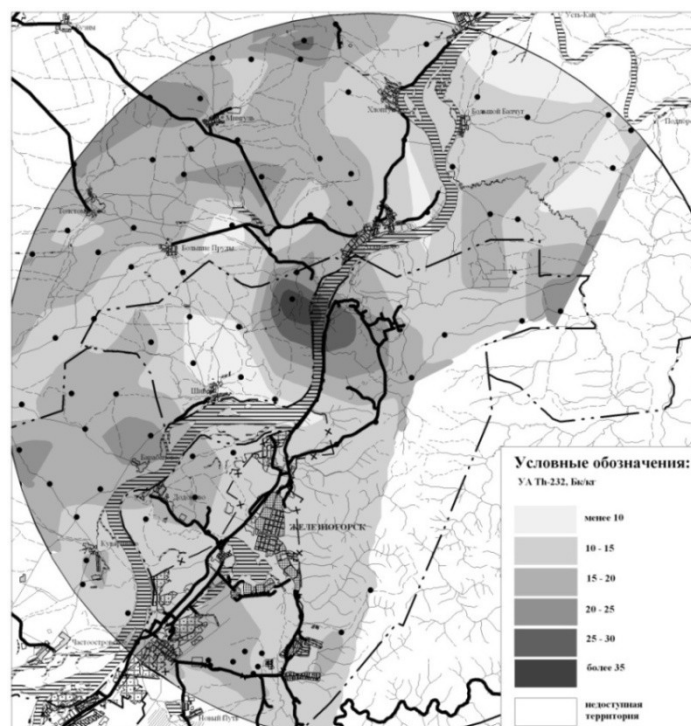


Рис. 6. Площадное распределение результатов определения УА ^{232}Th

Максимальные значения УА ^{137}Cs , достигающие 52 Бк/кг, зафиксированы на правом берегу р. Енисей вблизи устья р. Б. Тель. На карте этот участок окрашен черным цветом. Кроме того, несколько повышенные значения УА ^{137}Cs , превышающие 27 Бк/кг, то есть утроенное значение местного фона, выявлены на небольших по площади участках, расположенных в северо-восточной части ЗН. На рисунке они выделены темно-серым цветом.

Гипсометрически все эти участки находятся вне поймы Енисея и с подветренной стороны по отношению к точке газо-аэрозольных выбросов. Очевидно, что их ТРЗ происходило воздушным путём и не связано с поступлением ТРН с водами р. Енисей.

Кроме того, на территории 20-км ЗН имеется ещё несколько локальных участков, расположенных случайным образом, с уровнем ТРЗ, ограниченным значениями УА ^{137}Cs от 18 до 27 Бк/кг. Они окрашены на карте светло-серым цветом.

Таким образом, в результате систематического площадного изучения 20-км ЗН ФГУП «ГХК» установлено, что уровень загрязнения почво-грунтов техногенными радионуклидами не превышает пределы варьирования, характерные для территории Красноярского края и Российской Федерации в целом. Это позволяет сделать вывод о том, что современная радиационная обстановка на территории 20-км части ЗН ФГУП «ГХК» вне поймы р. Енисей является благополучной.

Литература

1. Порядок заполнения и ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций, территорий: МУ 2.6.1.001-97 – М.: Министерство здравоохранения России, 1997 – 54 с.
2. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год. Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации: Москва, 2010. – 132 с.

СОСТОЯНИЕ И РАЗВИТИЕ АВТОМАТИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ КОНТРОЛЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

Т.Н. Степанова, А.А. Пухилас ГПМК «КНИИГиМС», г. Красноярск

Обеспечение ядерной и радиационной безопасности в Красноярском крае является приоритетной задачей социально-экономического развития в области обеспечения национальной безопасности и обеспечения качества жизни, здоровья населения.

Радиационная обстановка на территории Красноярского края определяется природными факторами и деятельностью радиационно-опасных объектов.

Наибольшую опасность в настоящее время представляют предприятия Госкорпорации «Росатом» ФГУП «Горно-химический комбинат» г. Железногорск (ФГУП «ГХК»), ФГУП «Электро-химический завод» г. Зеленогорск (ФГУП «ЭХЗ»). В соответствии с распоряжением Правительства Российской Федерации от 14.09.2009 № 1311-р эти предприятия отнесены к организациям, эксплуатирующим особо радиационно-опасные и ядерно-опасные производства и объекты (ЯРОО).

Наибольшую реальную и потенциальную угрозу для населения и окружающей среды края представляют производства ФГУП «ГХК», включая действующие: «мокрое» хранилище ОТВС, принятое в эксплуатацию «сухое» хранилище, планируемый могильник для радиоактивных отходов в Канском гранитоидном массиве.

Не менее значима для Красноярского края проблема возможного регионального переноса радиоактивных веществ с территории Томской, Иркутской и Новосибирской областей, где размещены ЯРОО.

В таких условиях актуальность проблемы экологической и радиационной безопасности населения и окружающей природной среды в крае носит важный государственный характер.

Правительством Красноярского края, в целях совершенствования государственного контроля радиационной обстановки на территории Красноярского края и учитывая малоэффективность существующих в крае федеральных систем радиационного мониторинга

для получения оперативной информации о радиационной обстановке при возникновении чрезвычайных ситуаций, связанных с радиоактивным загрязнением, в 2003 г. было принято решение о создании краевой автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (КрасАСКРО).

Изучив предложения отечественных и зарубежных производителей оборудования для автоматизированных систем радиационного контроля, выбор был сделан для измерения мощности дозы гамма-излучения (МД) в пользу отечественного производителя – НТЦ «РИОН» ФГУП НПО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина (г. Санкт-Петербург). Для контроля радиоактивного загрязнения питьевой воды централизованного водоснабжения на водозаборах – ЗАО НПЦ «Аспект» г. Дубна Московской области.

За основу построения КрасАСКРО принята принципиальная схема государственной системы наблюдений за радиоактивным загрязнением окружающей среды в Росгидромете.

Правовой основой создания КрасАСКРО являются нормативные правовые акты:

- Закон РФ «О радиационной безопасности населения» от 09.01.1996 № 3-ФЗ;
- Закон Красноярского края от 25.02.2005 N 13-3158 «О радиационной безопасности населения края»;
- Постановление Совета администрации Красноярского края от 14.09. 2006 N 283-п «О создании краевой автоматизированной системы контроля радиационной обстановки».

Система создавалась в три этапа с 2004 по 2006 годы в рамках выполнения мероприятий краевой целевой программы по охране окружающей среды и обеспечения экологической безопасности в Красноярском крае.

Создание и функционирование системы финансируется за счет средств краевого бюджета и обеспечивается Государственным предприятием Красноярского края «Красноярский научно-исследовательский институт геологии и минерального сырья» (ГПМК «КНИИГиМС») (победителем открытых конкурсов).

Автоматизированная система контроля радиационной обстановки предназначена для:

- непрерывного контроля радиационной обстановки вокруг ЯРОО;
- информационной поддержки (в режиме реального времени) деятельности органов государственной власти края и государственного управления всех уровней по обеспечению радиационной безопасности, в первую очередь, в случае возникновения радиационной аварии или совершения актов радиоэкологического террора.
- представления населению информации о радиационной обстановке на территории Красноярского края.

В настоящее время распределённая сеть автоматизированных постов радиационного контроля (АПРК) КрасАСКРО расположена в 5-и промышленных центрах края (Красноярск, Железногорск, Зеленогорск, Сосновоборск, Лесосибирск) 7-ми районах (Сухобузимский, Емельяновский, Манский, Дзержинский, Уярский, Канский и Березовский) в 31 населенном пункте и состоит из: 27-и АПРК для измерения МД, 5-и АПРК-М, обеспечивающих измерение МД и метеопараметров (скорость и направление ветра, температура, влажность и давление атмосферного воздуха) и 2-х АПРК-ОА для измерения общей удельной радиоактивности питьевой воды централизованного водоснабжения на водозаборах.

Данные измерений со всех ПК КрасАСКРО в автоматическом режиме передаются по линиям связи в центр сбора данных (ЦСД) г. Красноярск (ГПМК «КНИИГиМС», для обработки, анализа, представления пользователям, формирования и хранения банка данных за весь период её эксплуатации.

Географическое расположение распределённой сети КрасАСКРО представлено на рис.1.

КрасАСКРО представляет собой интеллектуальное устройство, способное не только производить измерения и накапливать информацию, но и анализировать её. При превышении

пороговых значений активизировать ресурсы всей системы и в режиме реального времени звуковым сигналом оповещать о превышении установленных пороговых значений. Таким образом система обеспечивает немедленную реакцию на изменение радиационной обстановки по всей контролируемой территории (детальность информации определяется плотностью расположения постов автоматизированного контроля) на любой данный момент времени. Это является важным шагом со стороны Правительства Красноярского края на пути решения проблем предупреждения возникновения чрезвычайных ситуаций, связанных с радиационной аварией или проявлением террористического акта и позволяет исключить закрытость получаемых данных о радиационной обстановке в крае.

Одной из особенностей автоматизированной системы радиационного контроля является способность использовать разные методы для передачи данных с постов контроля. При создании первой очереди системы со всех постов контроля данные передавались только посредством проводной междугородней телефонной связи. В настоящий момент данные передаются по многофункциональным программируемым GSM/GPRS терминалам, имеющим приемлемые экономические и климатические показатели и низкое энергопотребление.

При помощи современного технического оборудования и программных средств имеется возможность в течение 1-2 минут получить последние измеренные значения МД с любого поста контроля КрасАСКРО. При отключении электропитания в случае крупных коммунальных аварий, в ЦСД имеется резервные источники электропитания, что позволяет гарантировать бесперебойную круглосуточную работу системы контроля.

Предоставление информации по результатам контроля радиационной обстановки, при различных режимах работы ЯРОО, предусмотрено Регламентом передачи данных измерений КрасАСКРО, согласованного с представителями территориальных федеральных и краевых органов государственной власти и утвержденного министром природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Информирование населения Красноярского края о радиационной обстановке, осуществляется: круглосуточно с помощью информационной системы «бегущая строка», установленной в г. Красноярске (на здании ГПКК «КНИИГиМС») и информационного табло в с. Атаманово Сухобузимского района (на здании сельской администрации), ежедневным представлением на телеканале «Енисей-Регион» в программе «ИКС-Регион». Результаты измерений на постах контроля информационно-измерительной системы КрасАСКРО ежедневно отображаются на Web-сайте информационно-аналитической электронной комплексной системы «Природные ресурсы и экология Красноярского края» министерства природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края. В разделе «Радиационный мониторинг» информация представляется: в табличном и графическом варианте, отображается на карте местности в точках радиационного контроля и за весь период эксплуатации КрасАСКРО.

В перспективе информационные и телекоммуникационные основы, заложенные в действующую систему контроля, позволяют значительно расширить и совершенствовать её функции в следующих направлениях:

- создание и ведение единой базы данных о состоянии радиационной обстановки на территории Красноярского края путём объединения на информационном уровне объектов АСКРО: «ГХК», «ЭХЗ» и измерительные средства сетей и служб радиационного контроля различных ведомственных принадлежностей;
- интеграция КрасАСКРО в полномасштабную систему ЕГАСКРО РФ в целях получения информации из базы данных ЕГАСКРО РФ по радиационной обстановке на территории России;

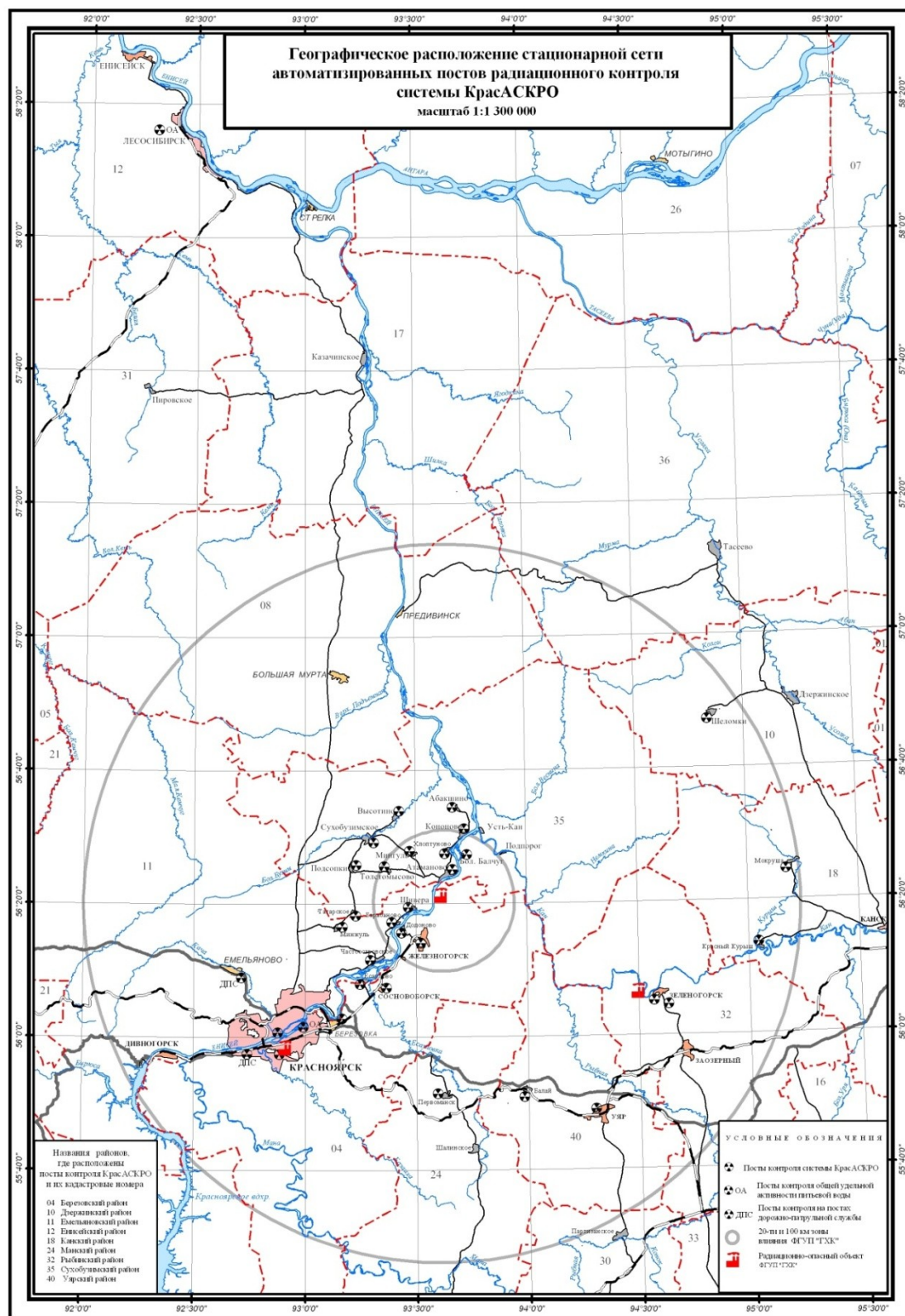


Рис. 1. Географическое расположение распределённой сети КрасАСКРО

- дистанционный автоматический контроль за содержанием в атмосферном воздухе техногенных радионуклидов при выбросах ЯРОО и региональном переносе ветровыми массами радиоактивных веществ с соседних территорий не только РФ;
- автоматизированный контроль специфически вредных химических примесей, характерных для промышленных выбросов предприятиями в атмосферный воздух городов Красноярского края.

RELEVANCE RADIOBIOLOGY FOR HUMAN SPACEFLIGHT

Matthias Huether

University of Applied Science, Aachen (FH Aachen), Germany

Radiobiology is the interdisciplinary field of science that studies the biological effects of ionizing and non-ionizing radiation of the whole electromagnetic spectrum. It is a subset of biophysics.

The field of radiobiology is very important for those who want to leave the earth with its protecting atmosphere and magnetic field. Doesn't matter if it is a human or another species we know.

The radiation from sun and other intergalactic sources increases with the altitude above the earth surface or in the open space as closer to the source. It gets more and more important to know about the effects from radiation on the biological systems as higher the level of the radiation is raising. For example in open space it is close to impossible that the DNA of any living cell can survive for a long time. This is the reason why space engineers have to protect the areas where people, plants or animals should live in the spacecraft. If the quantity of radiation is in the lower range like close to the earth or the exposure time is small, it is quite easy to put some small layers of special materials around this area. The other cases are more difficult because of the high amount of dense materials which is necessary to protect them totally.

All in all it is a huge and important field of study which has to be understood if we want to go to other planets or other long time missions in the space.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕФЕРЕНТНЫХ ВИДОВ ВОЗДУШНО-ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ ПРИ ОЦЕНКЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ

Н.Л. Шевцова, Д.И. Гудков

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Наиболее опасным свойством, из всего спектра воздействия ионизирующей радиации на живой организм, является мутагенность. Использование цитогенетических показателей растений в качестве биомаркеров радионуклидного загрязнения позволит получить информацию, которая, в принципе, не может быть получена путем анализа уровней содержания радионуклида в среде или организме.

Признано, что чувствительность биологических тест-систем в большинстве случаев оказывается более высокой, чем химико-аналитических и радиометрических методов [1, 2]. Существует довольно большой перечень растительных тест-организмов [1, 3]. Однако, большинство из них предназначены для экспресс-оценки токсичности среды *in vitro* [1–3]. При этом не учитывается длительность действия мутагена на аборигенные организмы, а именно хроническое воздействие. Поэтому, при оценке мутагенной опасности окружающей

среды с длительной историей радиационного и/или химического загрязнения, в качестве референтных, преимущество должны иметь аллохтонные виды.

Большинство исследований по определению мутагенного эффекта действия ионизирующей радиации в естественных условиях произрастания проводят на наземных растениях, в основном видах семейства злаковых [3–5]. Чаще всего хромосомные нарушения, вызванные ионизирующей радиацией, анализируют на проростках семян, собранных у растений на радиационно-неблагополучных территориях [6–8]. Работы, анализирующие цитогенетические нарушения у вегетирующих высших водных растений в водоемах, подвергнувшихся радионуклидному загрязнению, практически отсутствуют.

Поэтому, основной целью наших исследований была оценка возможности применения в качестве биомаркеров мутагенности водной среды цитогенетических показателей клеток апикальных корневых меристем некоторых видов высших водных растений, наиболее типичных для водоемов умеренных широт Европы.

Материалы и методы. Исследования проводили в 2007–2010 гг. на водоемах 10- и 30-километровой Зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения (ЗО): оз. Азбучин, Яновском (Припятском) затоне, водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС, р. Припять (г. Чернобыль), в озерах одамбированной левобережной части поймы р. Припять (Красненской поймы) – Глубоком и Далеком-1. Для сравнения отбирали пробы на пикетах Киевского (с. Страхоlesье и с. Лютеж) и Каневского водохранилищ (г. Киев), а также на озерах Голосеевское и Вербное с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения.

Мощность поглощенной дозы ионизирующего облучения для растений рассчитывали с учетом внешнего облучения от фоновых источников и внутреннего облучения от инкорпорированных в тканях растений радионуклидов. Для расчетов использовали усредненные данные удельной активности растения в целом, удельной активности донных отложений и водных масс [9]. Уровень внешнего фона измеряли с помощью радиометров ДКС-01 и СРП-68-03 (модель для измерения дозы в жидких средах). При расчете дозовой нагрузки от внешнего облучения учитывали только гамма-излучение.

Внутреннюю дозу облучения (D_{int}) рассчитывали по содержанию радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs в тканях растения с использованием расчетных дозовых коэффициентов [10, 11] по формуле:

$$D_{\text{int}} = \sum_i C_i^{\text{int}} \times DCC_{\text{int}, i}, \quad (1)$$

где C_i^{int} – средняя удельная активность i -того радионуклида в тканях тростника обыкновенного (Бк/кг естественной влажности); $DCC_{\text{int}, i}$ – коэффициент преобразования дозы для внутреннего облучения, учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в исследуемом организме и поглощенной дозой для этого организма ($\text{мкГр час}^{-1}/\text{Бк кг}^{-1}$ естественной влажности).

Расчет мощности поглощенной дозы от внешнего облучения (D_{ext}) проводили согласно формуле:

$$D_{\text{ext}} = D_{\text{wat}} + D_{\text{bkg}}, \quad (2)$$

где: D_{wat} – мощность поглощенной дозы от водной массы с взвешенным веществом (мкГр/час), D_{bkg} – мощность поглощенной дозы от фоновых источников (мкГр/час). Мощность поглощенной дозы от водной массы с взвешенным веществом рассчитывали по формуле:

$$D_{wat} = \sum_i C_i^{wat} \times DCC_{ext,i} \quad (3)$$

где C_i^{wat} – средняя активность i -го радионуклида в водной массе (Бк/л); $DCC_{ext,i}$ – коэффициент преобразования дозы для внешнего облучения, учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в окружающей среде (водная масса, включающая взвешенные вещества) и поглощенной дозы для этого организма (мкГр·час⁻¹/Бк·кг⁻¹ естественной влажности). D_{bkg} – мощность поглощенной дозы от фоновых источников (мкГр/час).

Общую мощность поглощенной дозы (D_{total}) определяли, как сумму внутренней и внешней доз:

$$D_{total} = D_{ext} + D_{int}, \quad (4)$$

где D_{ext} – суммарная внешняя поглощенная доза (мкГр/час); D_{int} – суммарная внутренняя поглощенная доза (мкГр/час).

Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 30%.

Отбирали пробы высших водных растений, принадлежащих к двум основным экологическим группам: с плавающими на поверхности листьями, укорененные – кувшинка снежно-белая *Nymphaea candida* J. et C. Presl; кубышка желтая *Nuphar lutea* (L.) Smith. и воздушно-водные – ежеголовник прямой *Sparganium erectum* L.; камыш озерный (схеноплект) *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla L.; осока острая – *Carex acuta* L.; тростник обыкновенный – *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud.; рогоз узколистный – *Typha angustifolia* L.; рогоз широколистный – *Typha latifolia* L.; манник большой *Glyceria maxima* (C.) Gartm.; сусак зонтичный – *Butomus umbellatus* L.; ситник развесистый *Juncus effuses* L.; стрелолист стрелолистный *Sagittaria saggitifolia* L.; петушок болотный – *Iris pseudacorus* L. [12].

Для проведения цитогенетического анализа использовали апикальные клетки корневых меристем. Пробы фиксировали на месте отбора в свежеприготовленной и охлажденной смеси Кларка. Окрашивание проводили 1% ацетоорсеином по анафазному экспресс-методу, модифицированному для макрофитов [13, 14]. В каждом препарате анализировали все ана-телофазные клетки (715–9260 ана-телофаз в 6–30 препаратах в год на вариант) и учитывали долю клеток с цитогенетическими нарушениями. Анализ спектра нарушений проводили с выделением одиночных и парных фрагментов и мостов, а также множественных нарушений. Отставание хромосом не регистрировали. Добавочные полюса деления встречались очень редко – до одного-трех на каждый вариант за весь период исследований и поэтому в спектре цитогенетических нарушений их не учитывали.

Микрокопирование проводили под микроскопом Zeiss Primo Star при увеличении $\times 1000$ с масляной иммерсией. Показатели хромосомных нарушений анализировали с использованием стандартных статистических методов [15].

Результаты и обсуждение. Расчетные дозовые нагрузки на воздушно-водные растения литоральной зоны полигонных водоемов ЗО находились в диапазоне максимальных значений 0,8–23 сГр/год (табл. 1).

Таблица 1. Диапазоны усредненной мощности поглощенной дозы у высших водных растений литорали в полигонных водоемах ЗО за период 2007–2010 гг., Гр/год

Водоём	Доза от внешнего γ -фона	Доза от водной среды	Доза донных отложений	Доза от инкорпорированных радионуклидов	Общая доза
оз. Глубокое	5,3E-02 – 2,1E-01	7,0E-05 – 9,5E-05	1,2E-02 – 5,9E-02	1,6E-03 – 4,4E-03	6,7E-02 – 2,7E-01
оз. Далёкое-1	2,7E-02 – 3,7E-02	5,5E-05 – 7,3E-05	6,9E-02 – 2,0E-01	1,0E-03 – 3,1E-03	9,7E-02 – 2,4E-01
оз. Азбучин	5,5E-03 – 7,1E-03	8,9E-05 – 2,0E-04	6,7E-03 – 9,1E-03	3,5E-04 – 9,4E-04	1,3E-02 – 1,7E-02
ВО ЧАЭС	9,2E-04 – 1,1E-03	7,7E-06 – 8,9E-06	2,0E-03 – 1,0E-02	6,0E-03 – 1,3E-02	8,9E-03 – 2,4E-02
Яновский затон	5,9E-03 – 6,4E-03	3,4E-05 – 4,4E-05	3,1E-03 – 4,0E-03	8,2E-05 – 3,4E-04	9,1E-03 – 1,1E-02
р. Припять	1,4E-03 – 2,5E-03	3,6E-07 – 5,8E-07	2,5E-03 – 3,2E-03	1,4E-04 – 5,4E-04	4,0E-03 – 6,2E-03
р. Уж	1,2E-03 – 1,7E-03	3,2E-07 – 4,8E-07	7,4E-04 – 9,9E-04	1,1E-04 – 3,6E-04	2,0E-03 – 3,1E-03

В порядке уменьшения мощности поглощенной дозы для тростника обыкновенного, исследуемые полигонные водоемы размещаются в следующем порядке: оз. Глубокое > оз. Далекое > оз. Азбучин $\geq$ ВО ЧАЭС $\geq$ Яновский затон > р. Припять > р. Уж. Мощность поглощенной дозы для высших водных растений в Киевском, Каневском водохранилищах и контрольных озерах не превышала 0,03–0,06 сГр/год.

Данные цитогенетических исследований клеток апикальных корневых меристем высших водных растений (рис. 1) свидетельствуют о повышенном уровне хромосомных нарушений у растений из замкнутых и слабопроточных водоемов ЗО (озера Глубокое, Далекое-1, Азбучин, ВО ЧАЭС и Яновский затон) по сравнению с проточными водными объектами ЗО (реками Припять и Уж,) и условно «чистыми» водными объектами (оз. Голосеевское, оз. Вербное, пикеты на Киевском и Каневском водохранилищах). За период исследований, наибольшие значения частоты хромосомных aberrаций (ЧАА) регистрировали у растений из озер Далекое-1 и Глубокое, расположенных на одамбированной части левобережной поймы р. Припять, которая является одним из наиболее загрязненных радионуклидами участков на украинской территории ЗО.

Контроль соотношения хромосомных нарушений разного типа очень важен при оценке радиоэкологической обстановки. Механизм формирования aberrаций зависит от природы действующих факторов и обуславливает образование как собственно структурных нарушений хромосом, так и образование митотических аномалий [6, 16].

В спектре хромосомных aberrаций замкнутых водоемов ЗО обращает на себя внимание высокий процент множественных aberrаций по сравнению с проточными водными объектами ЗО и водоемами с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. В целом, в фоновых водоемах и реках Припять и Уж в клетках апикальных корневых меристем множественные aberrации практически не встречаются, а спектр хромосомных aberrаций представлен одиночными фрагментами и в меньшей степени одиночными мостами (рис. 2).

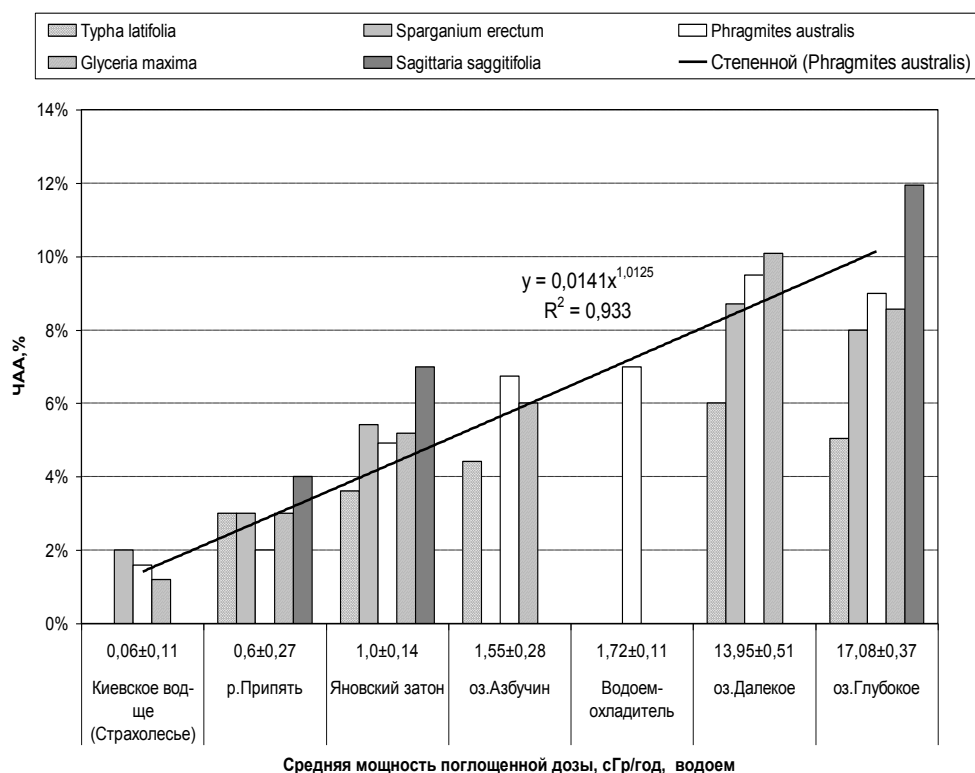


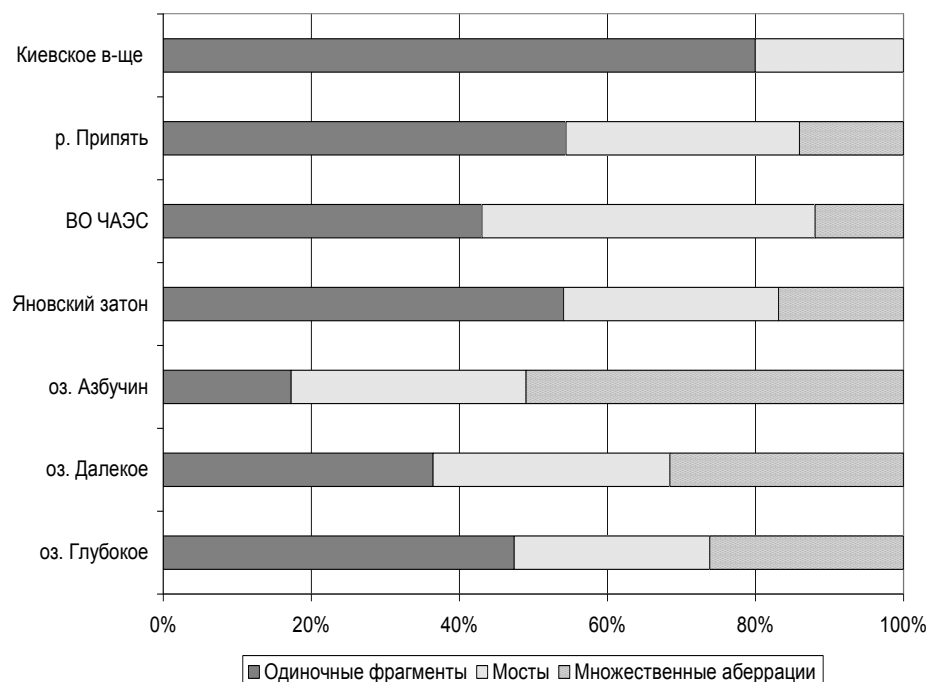
Рис. 1. Средние значения частоты хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем некоторых видов высших водных растений в водоемах с разным уровнем дозовой нагрузки на растения литорали в 2007–2010 гг.

Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем растений из водоемов, где растения подвергаются облучению ионизирующим излучением с мощностью, превышающей фоновые значения, характеризуется некоторыми особенностями. Среди хромосомных aberrаций растений из водоемов левобережной поймы р. Припять, где мощность поглощенной дозы находится в диапазоне 0,01 – 0,3 Гр/год, преобладают aberrации хромосомного типа – парные фрагменты и мосты, множественные aberrации. Например, в озерах Глубокое и Далекое-1 за период исследования процент хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного находился в диапазоне 60–70%, из них на множественные aberrации приходилось 50–75%, что сопоставимо со случаями острого облучения растений в дозах выше ЛД₅₀.

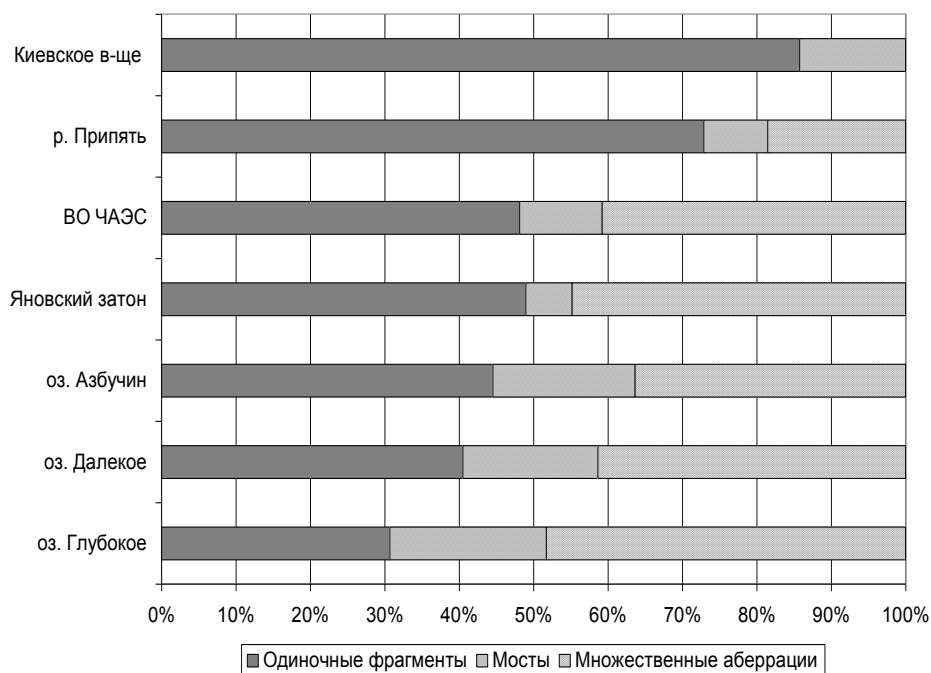
В последние годы регистрируется увеличение доли множественных aberrаций в растениях из слабопроточных и проточных водоемов. Среди основных типов aberrаций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного из Яновского затона, ВО ЧАЭС и р. Припять доля множественных aberrаций повысилась до 40–45%, 20–25% и 10–15%, соответственно (см. рис. 2б).

Как правило, преобладание нарушений хромосомного типа над хроматидным связывают с действием ионизирующих излучений [6, 21–23]. Обращает на себя внимание отсутствие в спектре митотических аномалий – отставаний хромосом и трехполюсных митозов, которые в большей степени характерны для действия химических мутагенов. Минимальная частота нарушений митотического аппарата клетки позволяет предположить малое содержание в водоемах анеугенов – веществ, воздействующих на аппарат деления клетки, и повышенное содержание кластогенов – веществ непосредственно действующих на

хромосомы. Основные дозообразующие радионуклиды чернобыльского происхождения ^{90}Sr и ^{137}Cs относятся именно к классу кластогенов.



А



Б

Рис. 2. Соотношение основных типов хромосомных аберраций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного в водоемах с разным уровнем дозовой нагрузки: а) 2007 г. и б) 2010 г.

Таким образом, исследование цитогенетических показателей некоторых аллохтонных видов высших водных растений водоемов с широким диапазоном дозовой нагрузки на растения

литорали позволило установить степенную зависимость выхода цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем вегетирующих растений от мощности поглощенной дозы. Частота цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем вегетирующих растений из водоемов с 26-летней историей радионуклидного загрязнения достоверно превышает соответствующие показатели для растений из водоемов с фоновыми уровнями в 2–6 раз, при мощности поглощенной дозы в течение последних лет от 4 до 270 мГр/год. Основной вклад в спектр цитогенетических повреждений у растений вносят тяжелые нарушения – одиночные и двойные мосты, а также множественные абберрации. Согласно проведенному анализу цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем аборигенных видов высших водных растений наиболее напряженная мутагенная обстановка наблюдается в экосистемах замкнутых водоемов левобережной поймы р. Припять, расположенных на территории ЗО.

Исходя из полученных результатов, можно рекомендовать цитогенетические показатели аллохтонных видов высших водных растений литорали, а именно – частоту абберрантных анафаз и спектр основных типов абберраций, к использованию в оценке радиоэкологической обстановки в водоемах, подвергающихся радионуклидному загрязнению. Наиболее перспективными в этом отношении видами высших водных растений являются – растение-космополит тростник обыкновенный *Phragmites australis*, петушок болотный *Iris pseudacorus*, манник большой *Glyceria maxima* и стрелолист стрелолистный *Sagittaria saggitifolia*.

Литература

1. Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ // Гигиенические критерии состояния окружающей среды 51. – Женева, ВОЗ, 1989. – 212 с.
2. Дмитриева С.А., Парфенов В.И. Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга // Минск: Наука и техника, 1991.– 231с.
3. Гродзинський Д. М. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. К.: 2006. 57 с.
4. Гераськин С.А., Сарапульцева, Е.И., Цаценко Л.В. и др. Биологический контроль окружающей среды: генетический мониторинг. Учебное пособие / Под ред. С.А. Гераскина и Е.И. Сарапульцевой. М.: Изд. Центр «Академия», 2010. – 208 с.
5. Гродзинский Д.М., Гудков И. Н. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 2. -С.189-199.
6. Гераськин С. И., Мозолин Е.М., Дикарев В.Г. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. - С.147-157.
7. Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Изд-во «Гощинский», 2008.- 204 с.
8. Удалова А.А. Ульяненко Л.Н., Алексахин Р.М. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 5.- С.572-581.
9. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М.І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кіреєв та інш./ К., Наук. думка. 2010. –262 с
10. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / (Eds.) J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
11. Amiro B. D., Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts. // J. Environ. Radioactivity. - 1997.-35(1). – P. 37-51.
12. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Д. В. Дубина, С. М. Стойко, К. М. Сытник и др./ – К.: Наук. думка, 1993. – С. 254–264.

13. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений // М.: Колос.: 1974., 288 с
14. Шевцова Н.Л., Гудков Д.И., Стойка Ю.А., Сивак Е.В. К методике определения хромосомных нарушений у высших водных растений на примере тростника обыкновенного и стрелолиста стрелолистного // Наукові записки. Серія: біологія. Тернопільський Національний університет ім. В.Гнатюка .- 3(26), 2005. – с.479-481.
15. Закс Л. Статистическое оценивание / Закс Л. – М.: Статистика, 1976. – 530 с.
16. Жестянников В.Д. Репарация ДНК и ее биологическое значение. – Л. :Наука, 1979. -285 с.
17. Гераськин С.А., Сарапульцева, Е.И., Цаценко Л.В. и др.
18. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунов Н.В. и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Радиационная биология. Радиационная экология. 1996. Т.36 № 4. С.610-631.
19. Газиев А.И. Репарация критических повреждений ДНК, вызываемых малыми дозами радиации, является низкоэффективной
20. Гродзинський Д. М. Мутагенез рослин у зоні відчуження / Д. М. Гродзинський, О. Д. Коломієць, Л. А. Бурденюк // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 16. – С. 50–54.
21. Удалова А.А. Закономерности индукции генетических эффектов у сельскохозяйственных растений при комбинированном действии ионизирующих излучений и тяжелых металлов. Автореф. дисс. ...канд.биол.наук., Обнинск, 1995. 25 с..
22. Куцоконь Н. К. Радіаційна індукція множинних хромосомних пошкоджень у рослин. Автореф дисс... канд. биол. наук.: 03.00.01. / Н. К. Куцоконь. – К, 2004. 24 с
23. Гродзинський Д. М. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи / Гродзинський Д. М. – К.: Наук думка, 2008. – 335 с.

СЕКЦИЯ: РАДИОЭКОЛОГИЯ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ (РАДИОЭКОЛОГИЯ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОПРОВОЖДЕНИЕ СТРОИТЕЛЬСТВА)

ПРОБЛЕМЫ РАДОНОБЕЗОПАСНОСТИ В СЕВЕРНЫХ ОБЛАСТЯХ КАЗАХСТАНА

Д.Ш. Бердымбаева, М.М. Бахтин

АО «Медицинский университет Астана», Республика Казахстан, г. Астана

Введение

Казахстан относится к числу стран с напряженной радиоэкологической обстановкой, что обусловлено двумя основными причинами. Во-первых, Республика Казахстан обладает одной из крупнейших в мире сырьевой базой природного урана и, во-вторых, на протяжении 40 лет являлась главным полигоном Советского Союза по проведению ядерных испытаний, повлекших за собой негативные изменения окружающей среды.

Бывшая Северо-Казахстанская урановорудная провинция расположена на территории Акмолинской и Северо-Казахстанской областей Казахстана. Здесь сосредоточены 34 месторождения и 19 рудоуправлений урана. Общий объем накопленных радиоактивных отходов составляет более 54,5 млн. м³.

К основным источникам радона относятся:

- рудное сырье (урановые, редкоземельные руды и некоторые другие);
- тектонические разломы;
- вода из радононосных водоисточников;
- строительные материалы из высокорadioактивных пород;
- почвы и грунты, сформировавшиеся из высокорadioактивных горных пород, либо перекрывающие разломные радононосные системы. К этим породам следует отнести магматические породы, в особенности, гранитоидного ряда.

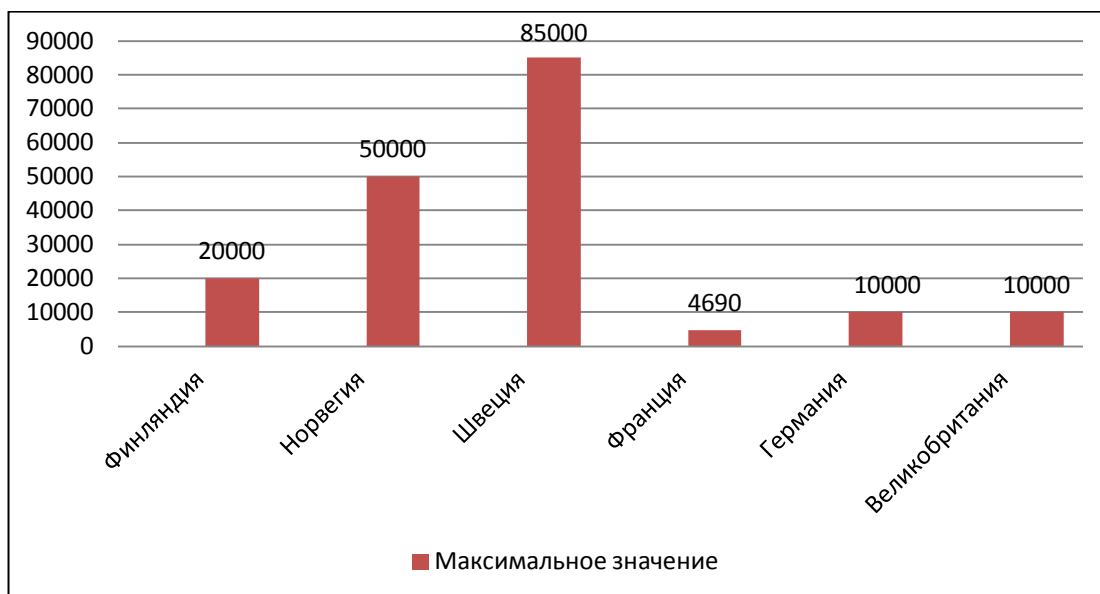
Основными критериями выделения радоноопасных зон являются:

- Отсутствие развития чехла рыхлых отложений.
- Присутствие магматических образований преимущественно кислого ряда.
- Наличие проявления долгоживущей подновленной и молодой тектоники.
- Наличие урановых месторождений, проявлений и радиоактивных аномалий.
- Наличие водоисточников с радонопроявлениями.
- Наличие проявлений высокой концентрации радона в помещениях поселков и городов.

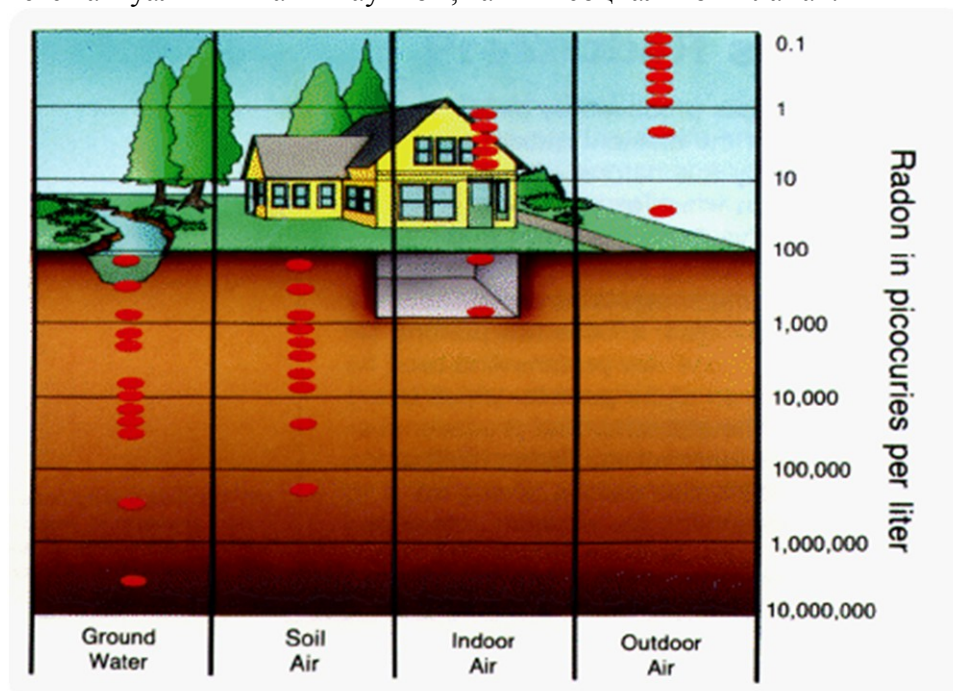
Согласно расчетам Британского бюро защиты от радиации, в Великобритании ежегодно погибают 2500 человек от рака легких, вызванного радиоактивным газом радоном. По данным Агентства окружающей среды, в США ежегодно около 20 тыс. онкологических заболеваний инициируется радоном и продуктами его распада. Также остра проблема радиологического воздействия радона на население в Швейцарии, Швеции, Финляндии и Австрии.

По данным Международного комитета по радиационной защите, средняя объемная активность (ОА) радона в жилище различных странах мира не высока и варьирует от 3 до 160 Бк/м³. В частности, в странах Западной Европы эти уровни в среднем составляют от

10 до 74 Бк/м³, хотя в ряде районов Великобритании и Швейцарии максимальная ОА радона в жилище достигает 10000 Бк/м³, а в Норвегии и Швеции – 50000 и 85000 Бк/м³ соответственно.



Отсутствие мониторинга радиационного загрязнения окружающей среды не позволяет прогнозировать отдаленные последствия переобучения отдельных категорий населения и своевременно проводить санитарно-гигиенические и рекультивационные работы. Эти негативные изменения влияют на среду обитания населения – почву, флору и фауну, природные воды, приземный слой атмосферы. В настоящее время назрела необходимость количественного определения масштабов и степени воздействия этих факторов на население путем их детального изучения, как по регионам Казахстана, так и во времени. Определение степени радиационной безопасности населения Республики Казахстан является актуальным как в научном, так и в социальном планах.



Целью настоящей работы явилось изучение эколого - радиационной обстановки в уранодобывающих регионах Северного Казахстана.

Материал и методы

Для проведения полевых исследований с радиометрической съемкой были выбраны в Акмолинской области населенные пункты - Аксу, Заводской, Кварцитка, прилегающие к действующему Степногорскому горно-химическому комбинату (СГХК) и в Северо-Казахстанской области населенный пункт Саумалколь, расположенный в 5 км от законсервированного рудоуправления № 5 Целинного горно-химического комбината. В качестве контроля определены населенные пункты Бибакан, Булакты, Екпинди, Токжайлау Алакульского района Алматинской области.

Проводились измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД), плотности потоков α – и β - частиц и эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) дочерних продуктов изотопов радона ^{222}Rn и ^{220}Rn в жилых помещениях населенных пунктов. Радиометрические измерения проводились дозиметром «РКС-01-Соло» и радоновым монитором «Рамон-02». Для определения координат был использован спутниковый навигационный прибор Garmin, который позволяет определять местоположение точек в географической системе координат. Пешеходная гамма-съемка на территории населенных пунктов проводилась по сети 500 x 500 м. с детализацией на участках радиоактивного загрязнения. На каждом из выявленных участков проводилась детальная гамма-съемка по сети 1x1м. с измерением гамма-фона, альфа- и бета-излучения.

Значения МЭД и ЭРОА радона в жилых помещениях



Результаты и их обсуждение

Поселок Саумалколь расположен на северо-западном берегу озера Саумалколь. В 5-ти километрах к северо-западу находится отработанный урановый рудник. На северной окраине поселка в непосредственной близости от железнодорожной станции расположен карьер строительных материалов (щебня). Для прогнозной оценки влияния продукта распада уранового ряда изотопа радона проведена радонометрия в помещениях вблизи

карьера и рудника. В непосредственной близости к карьеру на ул. Энергетиков в погребах отмечается ЭРОА радона со значениями более 6000 Бк/м^3 , при ПДК – 200 Бк/м^3 . В результате проведенного радиоэкологического обследования населенного пункта Саумалколь выявлены высокие значения гамма-поля в пределах уранового рудника, строительного карьера и в 4-х локальных участках (рисунок 1).

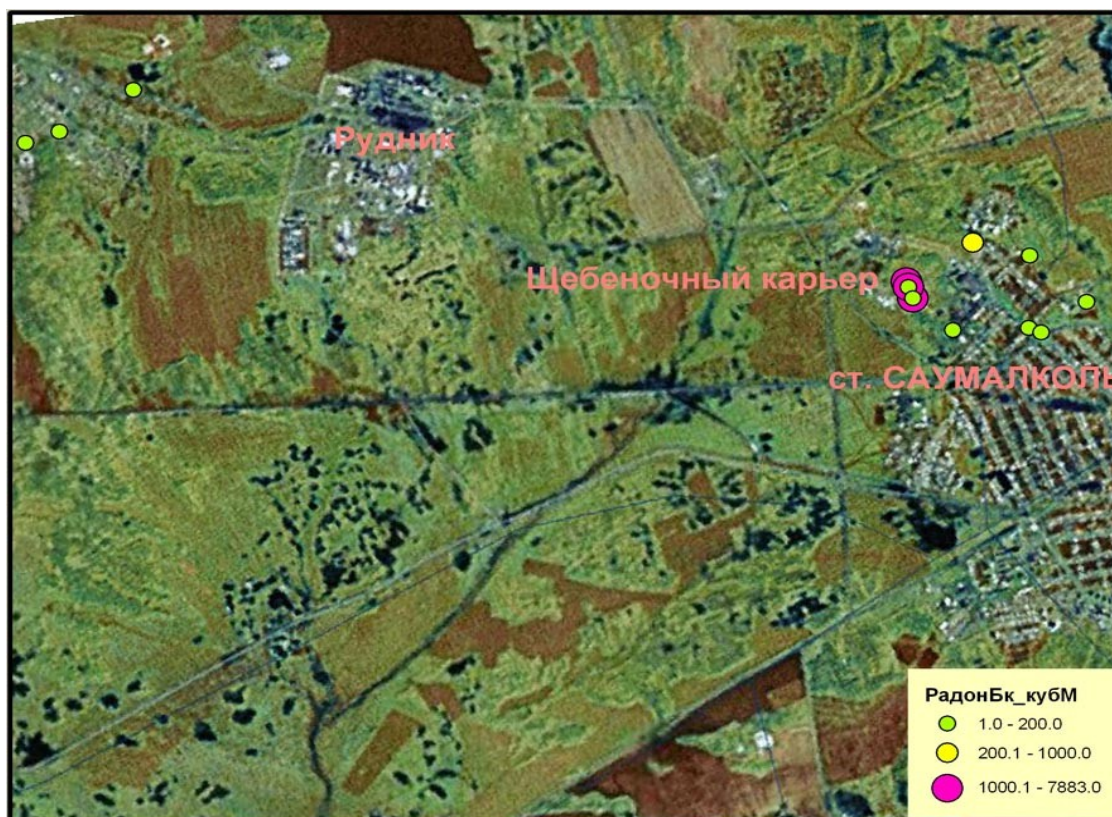


Рис. 1. Результаты гамма-съемки

Отмечена взаимосвязь между локальными пятнами радиоактивного загрязнения в поселке и строительным карьером; в непосредственной близости к карьеру на ул. Энергетиков.

В поселке Аксу концентрация радона в административных зданиях превышает в 4 раза, а в частном секторе в 5 раз по сравнению с нормами радиационной безопасности. В частном секторе в районе отработанного карьера поселка Саумалколь выявлен высокий уровень концентрации радона, который превышает в 21 раз по сравнению с нормой.

Результаты, полученные по измерениям эквивалентной равновесной объемной активности радона:

Содержания радона в жилых помещениях пп. Аксу, Заводской варьирует в диапазоне от 1 до 310, при среднем значении 75 Бк/м^3 ;

Содержания радона в подвальных помещениях и погребах пп. Аксу, Заводской варьирует в диапазоне от 8 до 635, при среднем значении 185 Бк/м^3 ;

Содержания радона в жилых помещениях п. Саумалколь варьирует в диапазоне от 330 до 7990, при среднем значении 3100 Бк/м^3 ;

Содержания радона в подвальных помещениях и погребах п. Саумалколь варьирует в диапазоне от 660 до 2880, при среднем значении 1600 Бк/м^3 .

Полученные значения МЭД гамма-излучений 4 населенных пунктов территорий Алакульского района Алматинской области не превышают среднереспубликанских фоновых уровней. ЭРОА радона внутри помещения варьирует от 1 до 77 Бк/м^3 .

Таким образом, из проведенных исследований следует, что в населенном пункте Саумалколь выявлены участки с повышенным уровнем интенсивности гамма-излучения до 0,90 мкЗв/час. В ряде обследованных жилых помещениях (п. Саумалколь, Аксу) выявлена аномально высокая активность радона, вероятно, связанная с применением местных строительных материалов, содержащих повышенные концентрации естественных радионуклидов. Обнаруженные локальные участки радиоактивного загрязнения почвы внутри поселка Саумалколь и аномально высокие концентрации радона в жилых помещениях поселка Саумалколь требуют принятия соответствующих мероприятий в целях радиационной безопасности населения.

ВАРИАЦИИ ПЛОТНОСТИ ПОТОКА РАДОНА ИЗ ПОЧВЫ В КОНТРОЛЬНОЙ ТОЧКЕ НА ТЕРРИТОРИИ Г. КРАСНОЯРСКА

В.А. Воеводин, С.А. Кургуз

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Радон-222 является радиоактивным газом, поступающим в помещение в основном из почвы под зданием и стеновых ограждений, который служит основным природным источником облучения человека. По данным НКДАР ООН средняя годовая эффективная доза, обусловленная вдыханием радона и продуктов его распада, составляет половину дозы от всех природных источников ионизирующего излучения. Исходя из этого, изучение вариаций выделения радона из почв в зависимости от погодных условий является одной из важных проблем.

По инициативе Регионального радиологического центра на базе отделения радиометрии радона ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» с середины 2001 г было организовано систематическое наблюдение за величиной плотности потока радона (ППР) из почвы в контрольной (фоновой) точке, расположенной по адресу: г. Красноярск, Октябрьский район, ул. Сопочная, д. 38. Реализация подобного шага была продиктована необходимостью уточнить качественную картину возможных сезонных вариаций величины ППР из почвы на участке, расположенном преимущественно вне зоны влияния радоновой аномалий и, по-возможности, дать им количественную оценку, применительно к решению практических задач.

Открытый участок площадью 4 м² (2×2 м) для контрольной точки характеризовался на тот момент минимальным (по крайней мере, в течение предыдущих 10 лет) антропогенным воздействием и выбор был обусловлен его расположением в отдалении от интенсивных транспортных потоков и инженерных подземных коммуникаций, а также от зон разрывных геологических нарушений (разломов), наличие которых характерно для территории г. Красноярска [1, 2]. Местоположение контрольной точки наблюдения на территории города показано на рис. 1.

Осадочные породы, развитые в этом районе, представлены преимущественно галечниками, песками и суглинками мощностью до 30...50 м с рядовыми содержаниями радия-226 и, как показали предварительно выполненные измерения, выбранный и близлежащие участки характеризуется относительно невысокими значениями плотности потока радона-222 из почвы.

Инструментальные измерения ППР в контрольной точке выполнялись методом пассивной сорбции при помощи измерительного комплекса для мониторинга радона «КАМЕРА», согласно требованиям «Методики измерения плотности потока радона с поверхности земли и строительных конструкций», разработанных НТИЦ «Нитон», (г. Москва). В качестве пассивного пробоотборника применялась штатная накопительная камера НК-32 (Ø 90×70), содержащая внутри рабочий (сорбирующий) слой активированного угля марки СКТ-03 массой 5±0,2 г, который пересыпается из сорбционной колонки СК-13 перед установкой камеры. Сверху на НК-32 устанавливалась

защитная СК-13 с крышкой, предохраняющая рабочий слой угля от поступления радона из атмосферы и осадков. При каждом измерении в контрольной точке одновременно устанавливались три накопительных камеры с навеской активированного угля в вершинах равнобедренного треугольника со сторонами 1 м. Продолжительность экспонирования каждой составляла не менее 3 ч [3]. Измерение активности радона в каждой навеске угля осуществлялось по бета-излучению короткоживущих дочерних продуктов распада радона (^{214}Pb и ^{214}Bi), находящихся в состоянии радиоактивного равновесия с газом, сорбированным в угле, и производилось спустя не менее чем 3 ч с момента окончания экспонирования. Величина ППР из почвы оценивалась, как среднее из трех полученных значений.

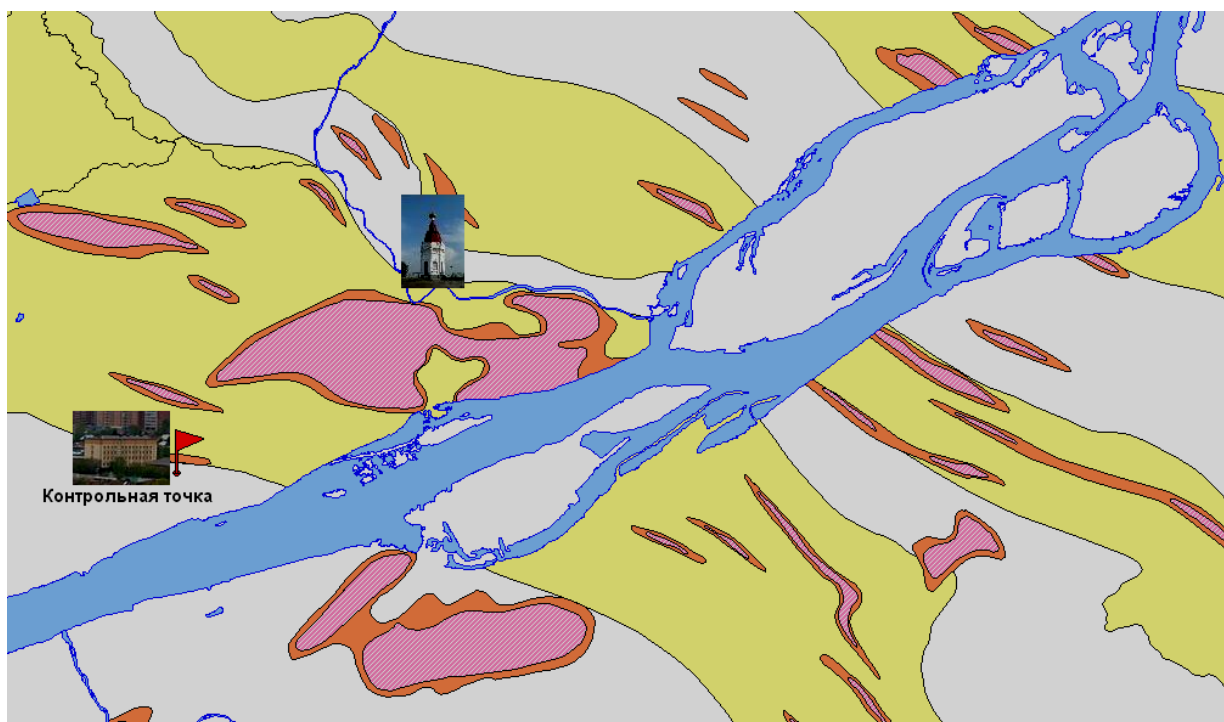


Рис.1. Радонноопасные зоны территории г. Красноярска (состояние на июнь 2006 г) и расположение контрольной точки наблюдения (ул. Сопочная, д. 38). Составители: В.А. Четчин (*ЛРК ООО «Геола»*), А.В. Акимова, С.А. Кургуз, В.А. Воеводин (*ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае»*).

-  – радонноопасные зоны с ЭРОА радона в воздухе помещений более 100 Бк/м^3 ;
-  – радонноопасные зоны с ЭРОА радона более 200 Бк/м^3

Для оценки корректности и точности получаемых данных в дополнение к вышеописанному неоднократно проводились инспекционные измерения ППР из почвы с привлечением радоновых монитор-дозиметров «AlphaGUARD PQ 2000» (Genitron Instruments GmbH, Германия), один из которых был метрологически проверен в качестве рабочего эталона.

Инструментальные измерения в контрольной точке выполнялись каждые 1-2 суток, (реже 3-4 суток) преимущественно в холодный период и периоды межсезонья с обязательной регистрацией климатических показателей среды (температура воздуха и верхнего слоя почвы, влажности, атмосферного давления, наличия осадков и скорости ветра).

К середине 2005 г работы на данной конкретной контрольной точке были свернуты в силу ряда объективных причин.

Общая картина вариаций ППР из почвы в течение года в данной контрольной точке в целом подтверждается данными разных лет. Отличия показателей не существенны, за исключением имеющих частностей, о характере которых будет сказано ниже.

Характерные результаты многомесячных наблюдений за ППР из почвы показаны на рис. 2. Они охватывают практически три сезона года – осень, зиму и весну. Разброс данных довольно велик, однако его удалось достаточно надёжно (коэффициент детерминации равен 0,63) аппроксимировать полиномом пятого порядка, который наглядно показывает годовой ход изменчивости ППР из почвы.

Для удобства в практической работе целесообразно выделить осенний (сентябрь-октябрь), зимний (ноябрь-февраль) и весенний (март-май) периоды, приписав каждому из них один средний показатель ППР (рис. 2). Средняя величина ППР (без учета аномально высоких значений свыше 80 мБк/(м²·с)) за все время наблюдения (сентябрь – март) составила 32 мБк/(м²·с).

Хорошо видно, что показатель для зимнего периода существенно меньше, чем средние значения для других периодов.

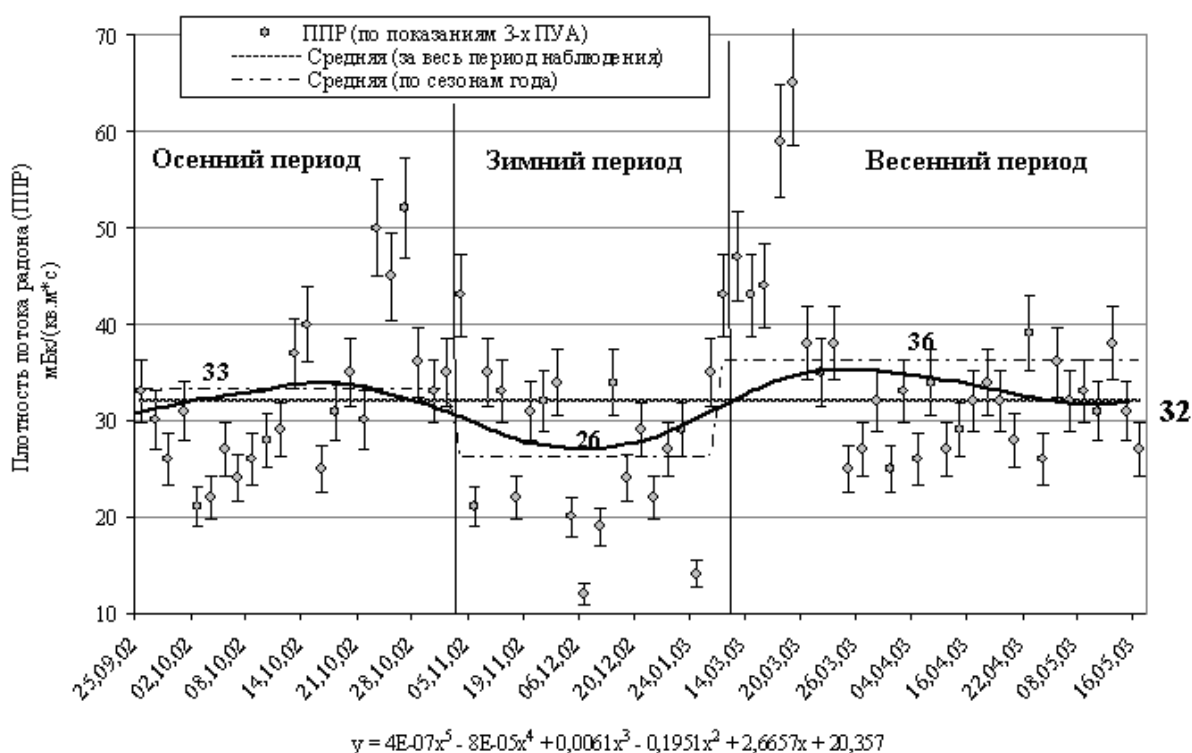


Рис. 2. Результаты долговременных наблюдений за плотностью потока радона из почвы на контрольной точке (без учета экстремальных значений)

Коэффициент пересчета между осенним и зимним периодами составил 1,27, а между зимним и весенним периодами – 1,38. Между собой эти коэффициенты отличаются меньше, чем на 10 %, поэтому считаем, что методически оправданным шагом будет являться – введение повышающего коэффициента пересчета для зимнего периода, равного 1,3.

Причина понижения значений ППР из почвы в зимний период, как нам кажется, заключается в промерзании почво-грунта в контрольной точке. Это подтверждается результатами неоднократных наблюдений за вариациями ППР из грунтового основания в подвале (-9 м) близлежащего здания и из почвы возле внешней стены (0 м) здания, дополнительно организованных в разные периоды года и проводящихся параллельно наблюдениям в контрольной точке, находящейся в 15 м от здания. Таким образом, мы

имели возможность сопоставить данные для контрольной и дополнительной точек и оценить степень влияния такого фактора, как промерзание грунта, по разнице значений ППР на открытом участке и в подвале здания, где промерзание грунта исключалось. Результаты подобных наблюдений показаны на рис. 3. Значения ППР, полученные на открытом участке и в подвале здания, имеют хорошую корреляцию, но существенно отличаются между собой в период устойчивых низких суточных температур (ниже -7°C) наружного воздуха (с 13.11.02 г) и практически равны в начальный период наблюдения, когда среднесуточная температура была выше. Отношение средних значений ППР (48 и 36 мБк/(м²·с) соответственно) составила 1,33 и практически равна значению вышеописанного повышающего коэффициента, полученного для контрольной точки.

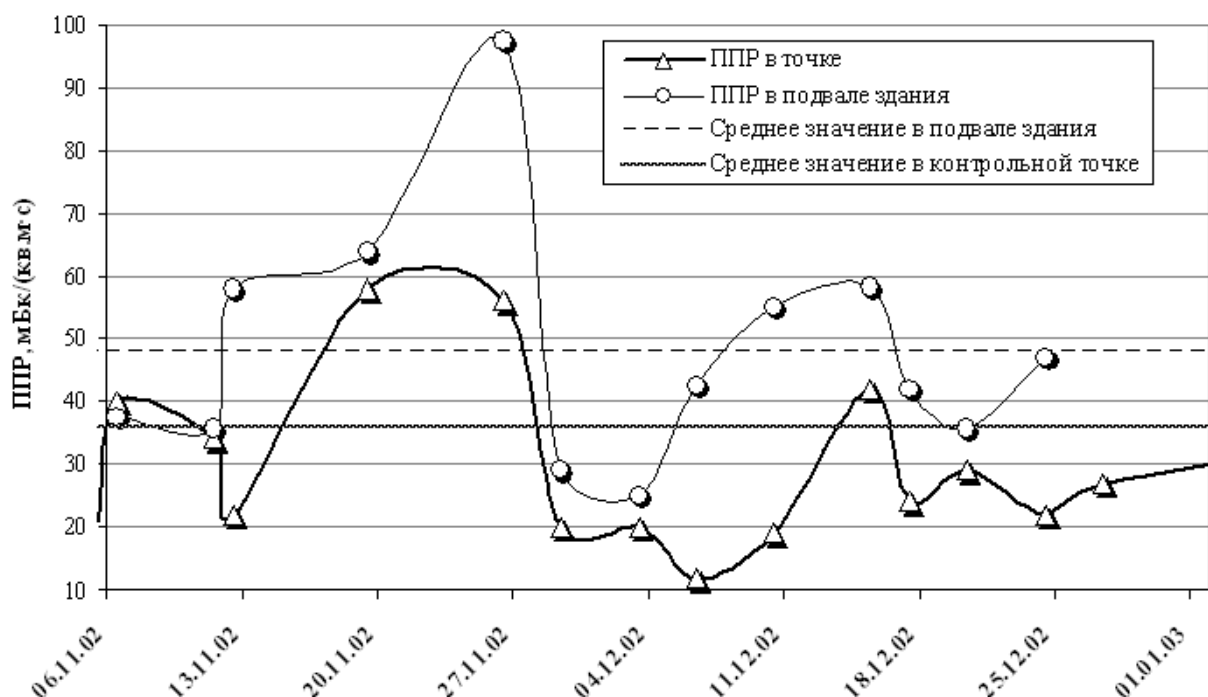


Рис. 3. Результаты совместных наблюдений за плотностью потока радона на грунтовом основании здания и из почвы возле здания

Обращает на себя внимание, что при выполнении инструментальных измерений ППР из почвы в контрольной точке неоднократно отмечались периоды кратковременных и интенсивных изменений ППР. При этом в течение нескольких суток можно наблюдать как аномально высокие (свыше 80 мБк/(м²·с)), так и низкие величины ППР, отличающиеся от средних значений, полученных в результате многомесячных наблюдений, в несколько раз. Причины подобных краткосрочных межсезонных вариаций интенсивности радоновыделения из почвы не могут в полной мере быть объяснены влиянием поведения атмосферного давления или возможной связью с фактами землетрясений на территории ближайших регионов. Чаще всего подобные вариации ППР из почвы приурочены к периодам смены холодного и теплого сезонов года [4].

На рис. 4 показаны примеры подобных вариаций ППР из почвы связанных с изменениями температуры воздуха в тени (среднее значение за время единичного экспонирования). На графиках видно, что наибольший разброс регистрируемых значений ППР из почвы (19...227 мБк/(м²·с)) приходится на интервал температур от -5 до $+5^{\circ}\text{C}$, характерных для периодов «октябрь-ноябрь» и «март-апрель». Продолжительность каждого из подобных периодов чаще всего не превышает 2 недель и тем они короче, чем интенсивнее перепады температуры в течение суток. Наличие подобных периодов позднее неоднократно подтверждалось результатами наблюдений в других контрольных точках,

расположенных на территории г. Красноярска по обоим берегам р. Енисей и зачастую удаленных друг от друга на десятки километров.

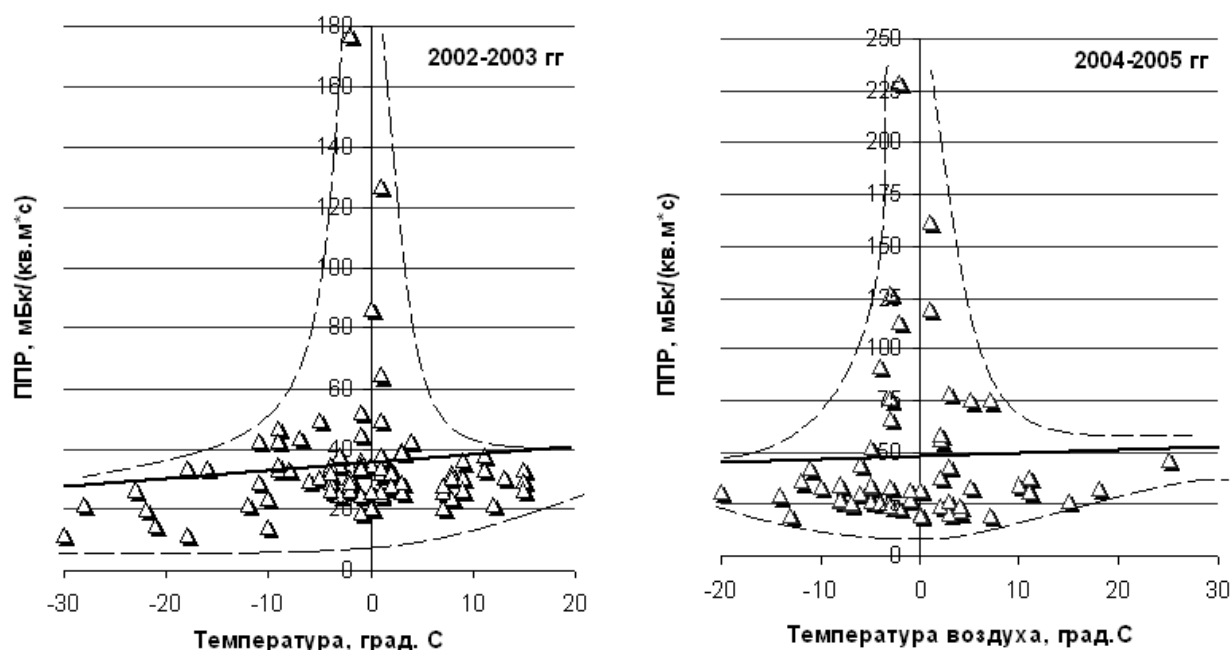


Рис. 4. Повышение величины ППР из почвы с ростом температуры среды

На наш взгляд, причиной подобных межсезонных вариаций ППР из почвы является активная т.н. «перестройка» почво-грунтов, когда в течение суток дневная поверхность испытывает неравномерное воздействие значительного перепада температур, в результате чего создаются кратковременные условия для образования сети трещин в слое промерзшего грунта и интенсивной миграции в почве влаги и радона. Обводненность почвы в этом случае играет для почвенного радона экранирующую роль в теплое время суток, и выступает как фактор начального образования поверхностных трещин при замерзании почвенной влаги в холодное время суток.

Показательным также для этих периодов является значительный (до 50 % в выше) разброс значений ППР из почвы для точек, расположенных при экспонировании накопительных камер в непосредственной близости (1 м) друг от друга. Данная ситуация иллюстрируется характерным примером на рис. 5, где видно, что регистрация каждой из навесок угольного адсорбера (УА), одновременно экспонировавшейся на контрольной точке, существенно различаются друг от друга.

Таким образом, становится вполне реальной ситуация, когда та или иная территория, отводимая под строительство в периоды суточного воздействия перепадов температур в интервале от -5 до $+5$ °С, может быть ошибочно признана радоноопасной и наоборот. Это может повлечь за собой как некорректный выбор требуемых противорадоновых мероприятий или отказ от строительства вообще, так и возведение на заведомо радоноопасной территории объекта без противорадоновой защиты. Поэтому мы считаем недопустимым в такие периоды выполнение каких-либо инструментальных измерений плотности потока радона из почвы на открытых участках.

Учитывая видимую на рис. 4 взаимосвязь величины ППР с температурой, мы попытались аппроксимировать распределение рядовых значений ППР (без учета аномалий) относительно температуры линейной зависимостью. С достаточной степенью достоверности, как оказалось полученные данные можно аппроксимировать функцией вида $Y=0,533x+34,471$ или вида $ППР = 34,47 + 0,53 \cdot t$. Очевидно, что ППР из почвы увеличивается в среднем на 5,3 мБк/(м²·с) на каждые 10 °С.

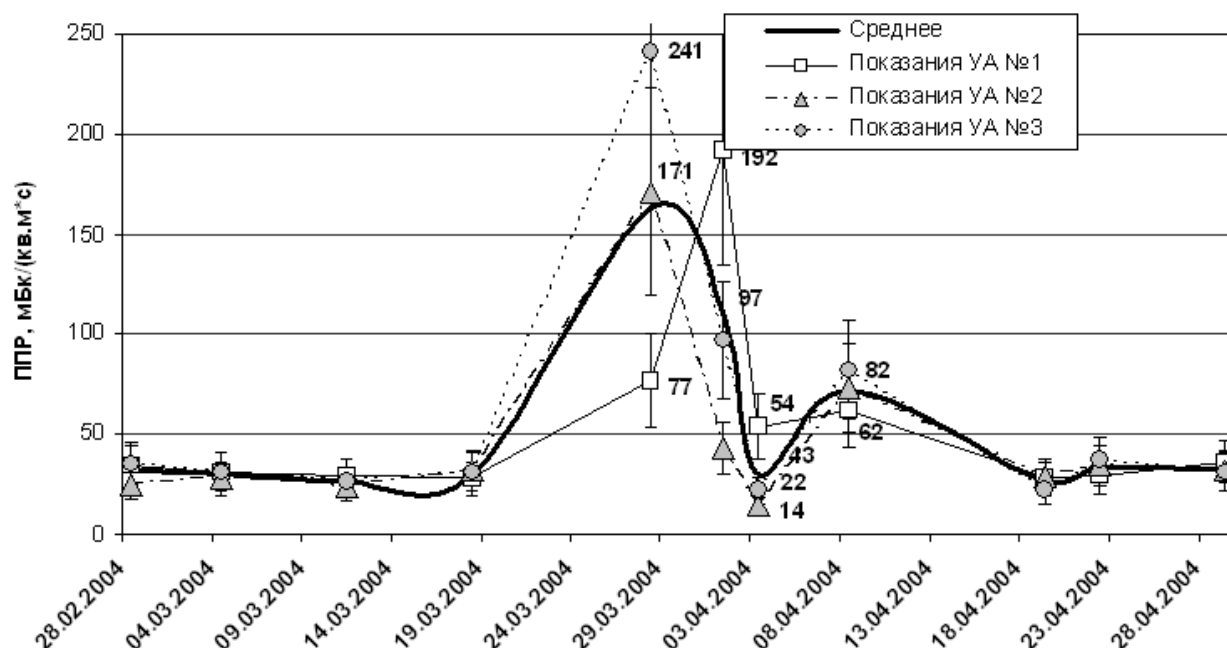


Рис. 5. Результаты долговременных наблюдений за плотностью потока радона из почвы на контрольной точке (показана относительная погрешность 30 %).

На сегодняшний день в радиоэкологической практике нет устоявшегося и единого мнения о сезонности изменений величины ППР из почво-грунтов, и точки зрения по данному вопросу у многих авторов, подкрепленных, как теоретическими изысканиями, так и практическими результатами, зачастую, диаметрально противоположны [5, 6, 7, 8]. Тем не менее, мы считаем, что в большинстве своем подобные отличия сведений могут быть объяснены разницей по глубине промерзания грунта для разных регионов. Ниже (рис. 6.) показана карта промерзания грунта для Европейской части России и Западной Сибири, и приведены сведения о глубинах промерзания для различных грунтов [9, 10].



Рис. 6. Схематическая карта глубины промерзания глинистых и суглинистых грунтов на территории Европейской части России и Западной Сибири (см) и сведения о глубине промерзания для разных видов грунтов

Раньше подобная карта была в СНиП 2.01.01-82 «Строительная климатология и геофизика», однако его упразднили, заменив на СНиП 23-01-99 – где ее уже нет. На представленном материале хорошо видно, что глубины промерзания, например суглинистых грунтов на территории Европейской части России и Западной Сибири, могут отличаться практически более чем в два раза, а в зависимости от вида грунта – и более.

Таким образом, можно говорить, что для территории г. Красноярска и Красноярского края промерзание грунта в зимний период года является объективным и характерным фактором снижения величины ППР из почвы в целом и существенно влияющим на кратковременные межсезонные изменения радоновыделения вплоть до экстремальных значений. Подобный фактор, по-видимому, для разных территорий из-за отличий базовых условий будет носить свой региональный характер.

Считаем необходимым и методически оправданным введение повышающего коэффициента пересчета полученных значений плотности потока радона в зимний период года (1,3 для г. Красноярска), а также нецелесообразным выполнение инструментальных измерений ППР из почвы на открытых участках в периоды межсезонья при температуре в интервале от -5 до + 5 °С.

Литература

1. Радоноопасность территории Красноярского края. Проблемы прогноза, обследования и принятия решений по ограничению облучения населения на примере г. Красноярска / Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. –Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 88-91.
2. Акимова А.В. Районирование территории г. Красноярска по степени радоновой опасности / Акимова А.В., Воеводин В.А., Кургуз С.А. // XII Всероссийская конференция студентов-физиков и молодых ученых (ВНКСФ-12, Новосибирск): Материалы конференции / Новосиб. гос. ун-т. Новосибирск, 2006. С. 756-757.
3. Тарасов И.В. Инженерно-экологические изыскания. Определение минимального времени экспозиции угольных адсорберов при измерении ППР из грунта / Тарасов И.В., Назиров Р.А., Кургуз С.А. // Материалы IX Международной научно-практической конференции «Современные технологии в машиностроении. – Пенза: Изд-во НОУ «Приволжский Дом знаний», 2005. С. 189-192.
4. Данильченко О.В. Межсезонные кратковременные вариации величины плотности потока радона из почвы / Данильченко О.В., Юдакова Д.В., Кургуз С.А. // М81 Молодежь и наука: начало XXI века: Сб. материалов Всероссийской научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых: в 7ч. Ч.5 / Сост.: Дружинкин С.В.; МИОЦ ФГОУ ВПО «СФУ». – Красноярск, 2008. С 133-134.
5. Гулябянц Л.А., Заболотский Б.Ю. Сезонная вариация потока радона из грунта и оценка радоноопасности площади застройки // АНРИ. - 2004. - N 4(39). - С.46-50.
6. Яковлева В.С. Методы измерения плотности потока радона и торона с поверхности пористых материалов. Томский политехнический университет. – 2011 – С. 117-124.
7. Вариации плотности потока радона с поверхности почвы экспериментального полигона / Белецкая Ю.В., Крупный Г.И., Мамаев А.М., Расцветалов Я.Н. // АНРИ, 2010. - N 1. - С. 34-36.
8. Временные флуктуации плотности потока радона на территории Москвы / Маренный А.М., Петрова Т.Б., Микляев П.С., Маренный М.А., Пенезев А.В., Козлова Н.В. // АНРИ, 2011. - N 1. - С. 23-35.
9. URL: <http://www.smel-ltd.ru/smel/glubina.htm>.
10. URL: <http://www.sovetday.ru/plan/349-karta-glubiny-promerzaniya-grunta.html>.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА ТЕРРИТОРИИ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ В УРАНОДОБЫВАЮЩИХ РЕГИОНАХ

*А.А. Габдрахов, П.К. Казымбет, М.М. Бахтин,
Д.Ш. Бердымбаева, Е.Т. Кашкинбаев*

*Институт радиобиологических исследований АО «Медицинский университет Астана»,
Казахстан, г. Астана*

Предприятия урановой, горной и нефтедобывающей промышленности являются потенциальными источниками загрязнения объектов окружающей среды различными поллютантами, в том числе естественными радионуклидами [1,2,3].

Основные ресурсы урана эндогенных месторождений Казахстана сосредоточены в Северном регионе, где имеются 34 месторождений и 19 рудоуправлений урана. Объемы накапливающихся радиоактивных отходов уранодобывающих предприятий составляют 61 млн. тонн, а суммарная активность – 168,4 тыс. Ки [4].

Значительная часть территории Республики характеризуется высоким естественным радиационным фоном почв и горных пород в районах урановых, ториевых и редкометалльных рудных провинций и районов, а также широким распространением природных грунтовых и подземных вод с высокими содержаниями радионуклидов: Северо-Казахстанская, Бетпакдала-Чу-Илийская, Шу-Сарысуйская, Сырдарьинская, Илийская рудные провинции, Прикаспийский урановорудный район. Большое количество очагов техногенного загрязнения природными радионуклидами в виде радиоактивных отвалов горных пород, хвостов рудообогатительных фабрик, сбросов природных и технологических вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана, сопровождаемых активными процессами рассеяния, миграции и перераспределения радионуклидов, нарушения радиоактивного равновесия [5].

Степногорский горно-химический комбинат (СГХК) функционирует свыше 50 лет и является одним из крупных комплексов по производству закиси-окиси урана и других редких металлов. Радиоактивные отходы СГХК аккумулируются в хвостохранилище площадью 7,82 км², расположенное в 4 км севернее поселка Аксу и в 20 км севернее города Степногорска, где сконцентрированы отходы массой 44,17 млн. тонн, активностью 146,4 тыс. Кюри. В комплекс хвостового хозяйства входят три карты, две насосные станции, пульпопроводы, каменно-набросные дамбы, двух уровневая дренажная система, три дренажные насосные станции и противofiltrационный экран под картой №2 [6].

По результатам исследования Института радиобиологических исследований АО «Медицинский университет Астана» за санитарно-защитной зоной хвостохранилища СГХК, на северной окраине, был выявлен участок размером 500х3000 м, где МЭД составил от 0,25 до 0,80 мкЗв/час. Для почв радиоактивно-аномальных участков характерно резкое повышение удельной активности естественных радионуклидов ²³²Th, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb, ²³⁸U с превышением контрольного уровня на 1-3 порядка [7].

Целью настоящей работы явилась оценка радиационной обстановки территории населенных пунктов, находящиеся на расстоянии 20-120 км от хвостохранилища Степногорского горно-химического комбината.

Материал и методы исследования. Для оценки радиационной обстановки населенных пунктов (Карабулак, Ивановский, Кенес, Дамса, Шортанды, Елизаветинка), находящиеся на расстоянии 20-120 км от хвостохранилища Степногорского горно-химического комбината проводили авто- и пешеходную гамма-съемку (рисунок 1).

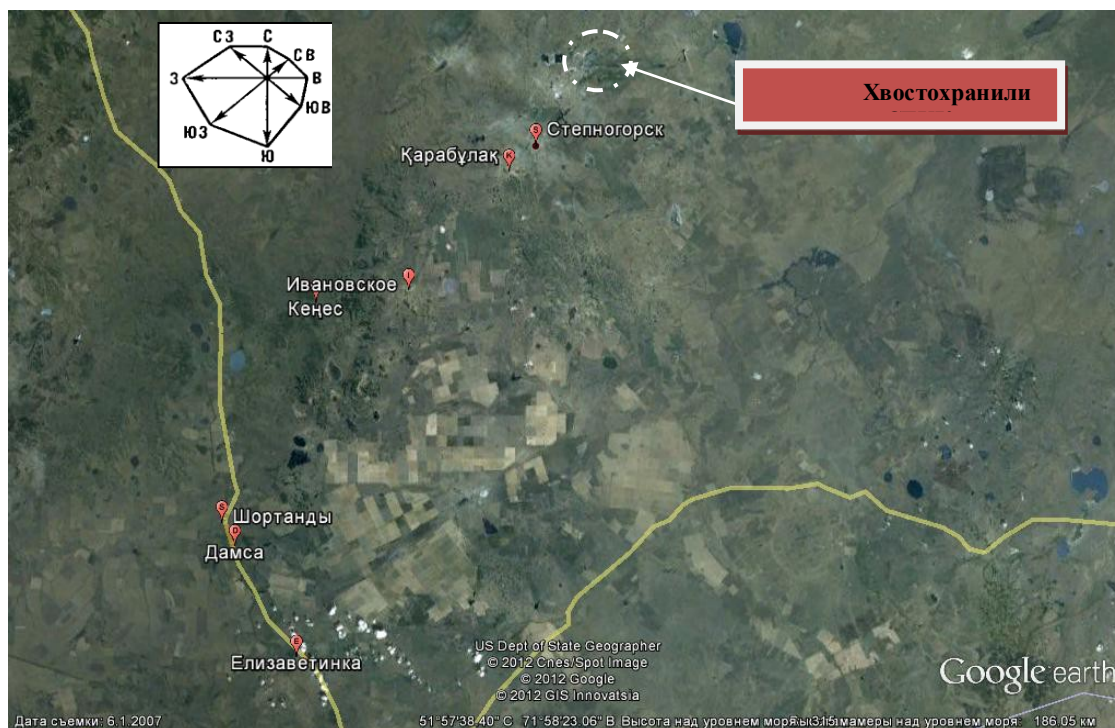


Рис. 1. Карта – схема исследованных населенных пунктов

Разведочная гамма-съемка исследуемых территории населенных пунктов проводилась с помощью передвижной радиологической лабораторией «Гамма Сенсор», который позволяет обнаружить аномальные радиоактивные участки с экспресс – анализом спектрального состава радиоактивного загрязнения с привязкой к географическим координатам местности и имеет следующие отличительные свойства:

Обнаружение и локализация радиоактивных источников и загрязнений;

Автоматическое введение база данных с записью мощности дозы, спектрального состава радиоактивных загрязнений, времени измерения, географических координат с последующим картографированием местности;

Сигнализация о превышении установленных порогов по мощности дозы.

Пешеходные радиометрические измерения проводились дозиметрами «РКС-01-Соло» и «Эко-рад». Мощность эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения на территории населенных пунктов проводили согласно методике «Методика измерения гамма-фона территорий и помещений», утвержденной заместителем главного государственного санитарного врача от 06.08.1997 г.

По результатам автомобильной гамма-съемки были выделены участки исследованных населенных пунктах с высоким значением МЭД гамма-излучения для дальнейшей пешеходной гамма-съемки. На каждом из выявленных участков проводилась детальная пешеходная гамма-съемка по сети 1х1м. с измерением гамма-фона. При проведении автомобильной гамма-съемки внутри поселков и по их периметрам было обследовано: Карабулак - 153 точек, Ивановский - 53 точек, Кеңес - 88 точек, Дамса - 57 точек, Шортанды - 59 точек, Елизаветинка - 101 точек.

Результаты и обсуждение. Результаты автомобильной гамма съемки показывают, что на территории исследуемых населенных пунктов значения измеренных величин МЭД гамма-излучения расположены в диапазоне от 0,11 до 0,40 мкЗв/час при местном фоновом значений 0,12-0,16 мкЗв/ч (рисунок 2).

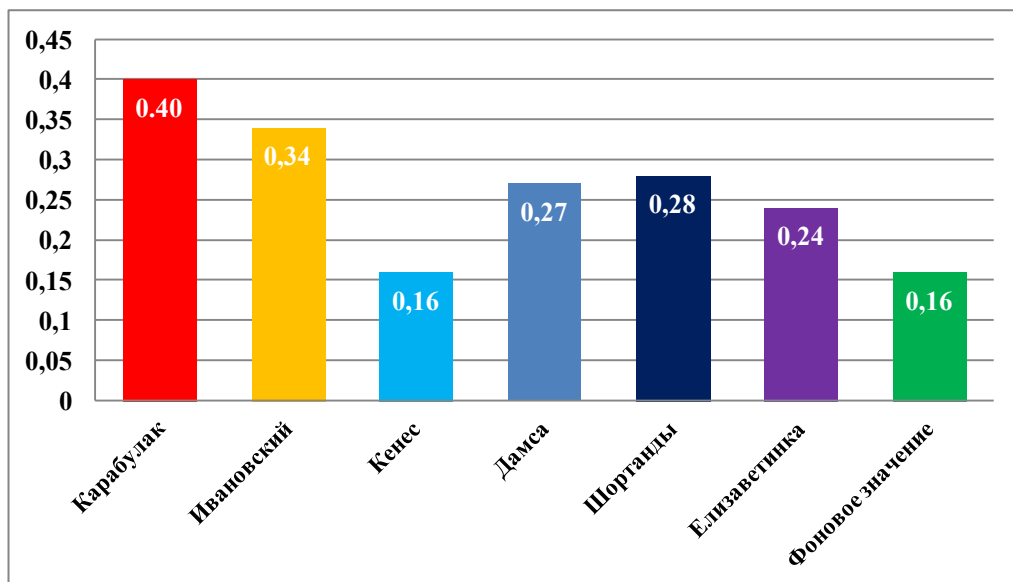


Рис. 2. Значение МЭД гамма-излучения на территории населенных пунктов (мкЗв/час)

В ходе обследования в поселке Карабулак обнаружен аномальный участок с площадью 60 м², где МЭД гамма-излучения варьирует от 0,32 до 0,40 мкЗв/ч (рисунок 3).

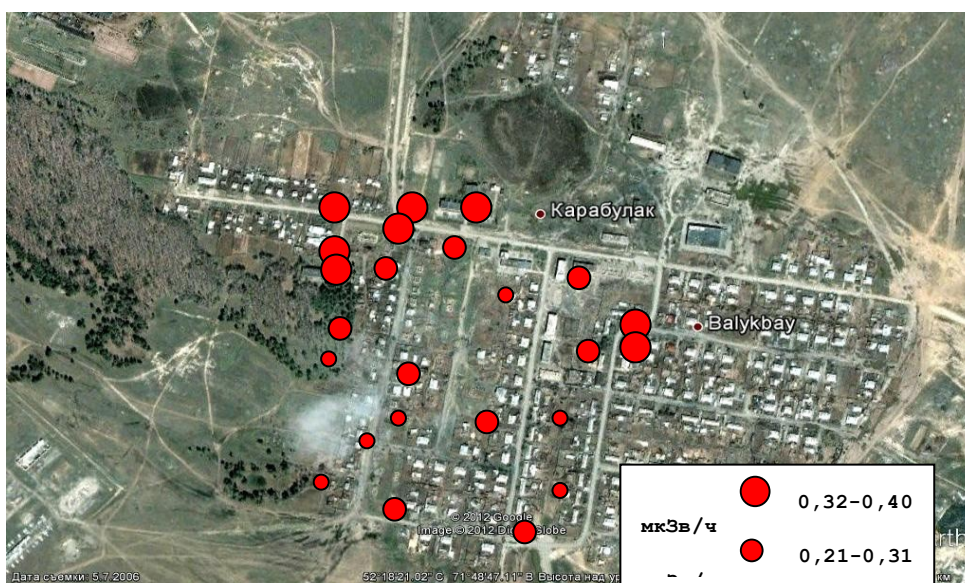


Рис. 3. Распределение МЭД гамма-излучения на территории п. Карабулак

В таблице 1 представлены результаты определения радионуклидного состава в поверхностных пробах почвы населенных пунктов.

В результате определения радионуклидного состава в поверхностных пробах почвы территорий населенных пунктов выявлено, что активность тория-232 варьирует от 0,02 до 0,86 Бк, радия-226 от 0,52 до 0,91 Бк, калия-40 от 0,83 до 2,59 Бк, цезия-137 от 1,47 до 4,08 Бк.

Таблица 1. Концентрация радионуклидов в поверхностных пробах почвы

Населенный пункт	Максимальные концентрации радионуклидов (Бк)				
	Th ²³²	Ra ²²⁶	K ⁴⁰	Cs ¹³⁷	Другие
Карабулак	0,11±0,04	0,91±0,3	2,59±0,86	4,08±1,36	15,4±5,1
Ивановский	0,07±0,02	0,71±0,24	1,57±0,52	3,01±1	13,1±4,4
Кенес	0,19±0,06	0,53±0,18	0,83±0,28	1,47±0,49	6,96±2,32
Дамса	0,02±0,006	0,73±0,24	0,98±0,33	3,07±1,02	9,97±3,3
Шортанды	0,04±0,01	0,59±0,2	1,56±0,52	3,08±1,02	8,66±2,9
Елизаветинка	0,86±0,29	0,52±0,17	1,3±0,4	2,3±0,77	9,63±3,21

Выводы

1. Из 6 исследованных населенных пунктов в одном (п.Карабулак) обнаружен локальный, загрязненный участок с мощностью эквивалентной дозы гамма-излучений до 0,40 мкЗв/ч.
2. В спектре радионуклидов в загрязненном участке ²²⁶Ra составил 18 %, K⁴⁰ – 8 %, Cs¹³⁷ – 10 % и для остальных радионуклидов – 64 % и требует вмешательства, проведения природоохранных и санитарно-гигиенических мероприятий.

Литература

1. Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов// Итоги науки и техники. ВИНТИ. Радиационная биология. –1983. -№4. – С.66-98.
2. Ионизирующее излучение. Источники и биологические эффекты//Доклады за 1982г. Генеральной ассамблее НКДАР ООН. - Нью-Йорк.-1982.-Т.1.-821 с.
3. Козлова А.А., Швецов С.Г. Радиоактивные элементы в почвах южного предбайкалья // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» Томск 2004 г. 18-22 октября. С.272-275.
4. Язиков В.Г. Урановые ресурсы Республики Казахстан // Уран и ядерная энергетика. - Лондон. Изучение уранового института, 1993. – С.132-1137.
5. Пресс-релиз АО НК «Казатомпром», 2009 (www.kazatomprom.kz)
6. Казымбет П.К., Имашева Б.С., Бахтин М.М. Радиоэкологическое состояние природных объектов вокруг уранодобывающих предприятий Акмолинской области//Журнал Медицинская радиология и радиационная безопасность.2006.-С. 22-27.
7. Казымбет П.К., Белоног А.А., Имашева Б.С., Бахтин М.М., Асылбеков М.А., Понявина Л.А., Курохтин В.А. Комплексное радиоэкологическое исследование уранодобывающих территорий и близлежащих населенных пунктов Северного Казахстана: материалы II Республиканской научно-практической конференции с международным участием «Медико –биологические и экологические проблемы в уранодобывающих регионах».- Астана, 2005.- С.61-65

ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННОЙ МИГРАЦИИ ^{90}Sr И ^{137}Cs В УРБОЭКОСИСТЕМЕ ЧЕРНОБЫЛЯ

Д. Д. Ганжа

Государственное специализированное предприятие «Централизованное предприятие по обращению с радиоактивными отходами», г. Чернобыль

Миграция радионуклидов в урбоэкосистеме Чернобыля обусловлена распределением первичных выпадений, демутиацией урболандшафта и современной антропогенной нагрузкой. Ведущим фактором трансформации урбоэкосистемы Чернобыля на протяжении периода после катастрофы на Чернобыльской АЭС выступает фитодемутация. Это явление влечет за собой увлажнение микроклимата, восстановление почв и образование ювенильных почв. Антропогенная деятельность послеаварийного периода выражается в поддержании части урбоэкосистемы в состоянии функционального ландшафта (селитебного, промышленного и др.) и периодического «окультуривания» отдельных участков демутирующей экосистемы. Достаточно важно выявить влияние названных процессов на миграцию радионуклидов в урбоэкосистеме.

Целью данной работы является оценка современного распределения и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах современных экосистем, что формируются на поверхности Чернобыльского урболандшафта.

Исследования проведены в 2010-11 гг. на 31-ом пикете в урбоэкосистеме Чернобыля в условиях фитодемутации селитебного ландшафта с коттеджной застройкой и приусадебными участками, современной селитебной, административной застройки и на придорожных газонах. На пикетах отобраны пробы почвы на глубину до 5 см. В пробах измеряли удельную активность ^{90}Sr и ^{137}Cs . Количество водорастворимых веществ в почве оценивали по результатам измерения удельной электрической проводимости (Cond) и pH водной вытяжки по ГОСТ 26423–85. На пикетах, которые пребывают в условиях фитодемутации, выполнено наблюдение и расчет коэффициента сомкнутости кроны деревьев ($K_{СК}$). Кроны фотографировали снизу-вверх «на просвет». Значение $K_{СК}$ вычисляли по результатам компьютерной обработки снимков как отношение площади занятой кронами деревьев к площади поля в кадре. По возрастанию значения $K_{СК}$ оценивали уровень усиления фитодемутации урболандшафта. Кроме того принимали, что количество ежегодного листового опада в зоне демутации пропорционально значению $K_{СК}$. Морфологическую реакцию растений на радиационное загрязнение урбоэкосистемы оценивали на примере березы повислой (*Betula pendula*). Оценку проводили по усредненному значению коэффициента флуктуирующей асимметрии ($K_{ФА}$) листьев, рассчитанной для каждого обследованного пикета с использованием не менее чем 50 листьев с пяти деревьев, согласно существующим рекомендациям.

По результатам проведенных измерений рассчитаны некоторые статистические и радиоэкологические показатели экосистем в местах наблюдения. Проведен корреляционный анализ измеренных параметров с расчетом коэффициента детерминации (R^2) при заданном уровне значимости ($P=0,95$). Коэффициент пропорциональности ($K_{пр}$) рассчитывали как отношение параметров экосистем в состоянии демутации к таковым техногенных экосистем. Коэффициент радиоэкологического ожидания ($K_{РО}$) рассчитывали как отношение современной удельной активности радионуклида в почве к рассчитанной по результатам измерений 2000 г. с учетом радиоактивного распада ожидаемой на 2010 г. активности в местах наблюдений. Коэффициент дискриминации ($K_{Sr/Cs}$) рассчитан как отношение удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в почве.

Анализ полученных данных показал, что в местах наблюдения вне зависимости от того в каком состоянии пребывает экосистема – демутации или техногенеза, происходит вынос ^{137}Cs из верхнего слоя почвы (табл. 1). Этот процесс, с учетом потерь от радиоактивного распада, вдвое более интенсивно происходит в техногенных экосистемах

($K_{PO} = 0,38$). Наоборот, удельная активность ^{90}Sr в почве, как показывает значение K_{PO} либо пребывает на уровне потерь от радиоактивного распада в техногенных экосистемах ($K_{PO} = 0,80$), либо накапливается в верхнем слое почвы зоны демутации ($K_{PO} = 1,02$). Большая вариабельность накопления радионуклидов в почве деумирующих экосистем показывает, что на разных стадиях развития древесно-кустарникового подроста, как известно, интенсивность миграции, особенно ^{137}Cs , может значительно изменяться. За счет обедненности верхнего слоя почвы ^{137}Cs , значение $K_{Sr/Cs}$ в зоне техногенеза выше, чем в зоне демутации. Важно отметить, что десять лет тому назад ^{137}Cs принимал вдвое большее участие в загрязнении верхнего слоя почвы, как в техногенных, так и в деумирующих экосистемах Чернобыля. В обоих типах экосистем значение $K_{Sr/Cs}$ составляло 0,4. Миграция радионуклидов в почве происходит в зависимости от ее химических свойств, которые характеризуют, в том числе pH и удельная электропроводимость. Эти параметры имеют более высокие значения в обогащенных листовным опадом почвах деумирующих экосистем. Более смытые почвы зоны техногенеза показывают большую вариабельность удельной электропроводимости.

Таблица 1. Средние значения параметров экосистемы измеренных в местах наблюдения (на 17 пикетах в каждой экологической зоне)

Экосистемы	Параметр						
	pH	Cond	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	$K_{Sr/Cs}$	K_{PO} (^{90}Sr)	K_{PO} (^{137}Cs)
Зона техногенеза	6,59 (8)	0,09 (46)	611 (62)	685 (50)	1,0 (54)	0,80 (50)	0,38 (54)
Зона демутации	6,88 (8)	0,10 (23)	837 (55)	1200 (60)	0,8 (40)	1,02 (60)	0,63 (70)

Примечание: в скобках даны значения коэффициента вариации, %.

О преимущественном удержании радионуклидов в верхнем слое почвы зоны демутации свидетельствуют значения K_{np} (табл. 2). При этом, наблюдаются и большие значения, и большая вариабельность K_{np} ^{137}Cs . Это связано с тем, что, как отмечалось выше, накопленный в почве ^{137}Cs , малоподвижный в экосистемах на современном этапе, активно мигрирует на ранних стадиях формирования древесно-кустарникового подроста в условиях демутации урболандшафта. На протяжении более 25-летнего послеаварийного периода, различные участки урбоэкосистемы Чернобыля в разное время освобождались от техногенного контроля и переходили в стадию демутации, поэтому древесный подрост на них сформировался в разное время и, соответственно, в разное время происходила интенсивная вертикальная миграция ^{137}Cs и формирование местных аномалий этого нуклида. Об обогащении верхнего слоя почвы деумирующих экосистем растворимыми веществами свидетельствует значение K_{np} удельной электропроводимости водной вытяжки.

Таблица 1. Средние значения превышения параметров экосистемы в зоне демутации по отношению к зоне техногенеза (по результатам наблюдений на 14 парах пикетов)

Параметр	pH	Cond	^{90}Sr	^{137}Cs	K_{PO} (^{90}Sr)	K_{PO} (^{137}Cs)
Значение K_{np}	1,1 (10)	1,6 (41)	1,7 (71)	2,1 (76)	1,4 (74)	2,1 (110)

Примечание: в скобках даны значения коэффициента вариации, %.

В пределах данного исследования были установлены следующие основные причины формирования местных локальных аномалий радионуклидов в зоне техногенеза: 1) сведение при производстве строительных работ на отдельных участках растительного

покрова, который сформировался на протяжении послеаварийного периода; 2) вывал золы при отоплении печей в селитебной зоне местными дровами. В первом случае, на покрытой древесным подростом территории вокруг участка со сведенной растительностью и поврежденным почвенным покровом обнаружено увеличение удельной активности в почве ^{90}Sr и ^{137}Cs в 2-3 раза. Во втором случае, на подворьях, куда производится вывал золы, формируются местные аномалии, которые превышают окружающие деумитирующие экосистемы по признаку удельной активности обоих наблюдаемых радионуклидов в 1,5 – 2 раза.

Результаты корреляционного анализа полученных данных показывают тесную и средней силы связь удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы экосистем в зоне демутации (0,73) и техногенеза (0,50), в скобках приведены значения R^2 . Достоверной связи удельной активности нуклидов со значением рН не обнаружено, как не обнаружено и различия значений рН между почвами различных типов экосистем (табл. 2). Удельная активность обоих радионуклидов связана с количеством водорастворимых веществ в почве деумитирующих экосистем со значением $R^2=0,41$ (для ^{90}Sr) и $R^2=0,37$ (для ^{137}Cs), в зоне техногенеза связь проявляется слабо – 0,29 и 0,19, соответственно. Значение K_{PO} рассчитанное для обоих радионуклидов связано с количеством водно-растворимых веществ в почве деумитирующих экосистем с коэффициентом $R^2=0,26$ (для ^{90}Sr) и $R^2=0,33$ (для ^{137}Cs), в зоне техногенеза связь не проявляется.

Поскольку основной современный природный процесс в урбоэкосистеме Чернобыля – фитодемутация, важно провести оценку связей ее параметров с радиационными параметрами экосистем. Корреляция между значениями $K_{СК}$ и удельной активностью ^{90}Sr в почве имеет значение $R^2=0,34$. Наличие связи свидетельствует об экологически значимой миграции нуклида по системе почва-растение, выносе ^{90}Sr из корнеобитаемого слоя и отложении в верхнем слое почвы с ежегодным листовым опадом. Связи значений $K_{СК}$ и удельной активности ^{137}Cs в почве не обнаружено, поскольку этот радионуклид проявляет миграционную активность только на определенных этапах формирования древесно-кустарникового подроста. Обнаружена корреляционная связь значений $K_{СК}$ и $K_{ФА}$ с коэффициентом $R^2=0,46$. Кроме того, значение $K_{ФА}$ обнаруживает корреляционную зависимость от удельной активности ^{90}Sr в почве с коэффициентом $R^2=0,27$ и от значения K_{PO} (^{90}Sr) – 0,29.

Проведенные наблюдения показали, что на территории урбоэкосистемы Чернобыля после аварии на ЧАЭС 1986 г. и до настоящего времени загрязнение поверхностного слоя почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs формируется вследствие первичных выпадений и их перераспределения под влиянием процессов демутации и техногенеза. Первые приводят к извлечению растениями из корнеобитаемого слоя и переотложения их с листовым опадом текущего года в верхнем слое почвы, вторые – к преимущественному выносу и перемещению радионуклидов с поверхностным смывом из антропогенно-нарушенной почвы в деумитирующие экосистемы. В зависимости от соотношения двух процессов в урбоэкосистеме могут формироваться новые местные радионуклидные аномалии по расположению и конфигурации отличные от первичных выпадений.

РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В Г. ИРКУТСКЕ И ЕГО ПЕРИФЕРИИ

П.П. Грицко, В.И. Гребенщикова

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геохимии
им. А.П. Виноградова Сибирского отделения Российской академии наук, г. Иркутск*

С середины 20-го столетия на поступление и накопление химических элементов в почвах все большее влияние оказывает деятельность человека. Техногенные изменения химических свойств окружающей среды, не связанные с естественными природными

процессами, являются загрязнением [1]. Загрязнение верхней оболочки земли радионуклидами и определение их генезиса (природного, техногенного или трансрегионального переноса), количественные характеристики аккумуляции, роль и поведение наиболее распространенных в ряду тяжелых естественных радионуклидов – U и Th в почвенном покрове, являются актуальными проблемами геохимии окружающей среды.

Радиоактивные элементы, поступающие в почву с техногенными выбросами промышленных предприятий, с локальным ветровым переносом пылевых частиц и аэрозолей золо- и шлакоотвалов, при добыче и переработке полезных ископаемых, сжигании топлива, влиянии автотранспорта, в результате нефтедобычи, складирования отходов горнодобывающих и перерабатывающих предприятий, применения минеральных удобрений и т.д., рассеиваются и мигрируют, загрязняя почву и воду сопредельных территорий. Более того, повышенные концентрации радионуклидов могут быть обусловлены собственными месторождениями или рудопрооявлениями этих элементов. Значительные площади повышенных содержаний радиоактивных элементов представляют собой дополнительный источник облучения населения за счет большого числа материнских и дочерних естественных и техногенных радионуклидов.

Следует обратить внимание, что в отношении загрязнения почвенного покрова опасность могут представлять лишь долгоживущие антропогенные радионуклиды, которые характеризуются достаточно продолжительным временем их пребывания в почве; к таким относятся ^{232}Th и ^{238}U [2].

Почвы Иркутской области изучались в разное время на содержание радиоактивных элементов (U, Th, Rn, ^{137}Cs , ^{90}Sr) в связи с глобальным переносом и выпадением радиоактивных осадков после ядерных испытаний на Семипалатинском и Новоземельском полигонах [3, 4 и др.].

Основная цель данной работы – оценить радиоэкологическое состояние почвенного покрова города Иркутска и его периферийных площадей посредством исследования валового содержания тория и урана и их соотношения в поверхностном (аккумулятивном) горизонте, выявить на территории города участки аномальных (повышенных) концентраций исследуемых радионуклидов для дальнейшего прогнозирования правильного и рационального их использования.

Город Иркутск – крупный областной и промышленный центр Восточной Сибири с общей площадью 306 км^2 и населением около 600 тыс. человек [5]. Среди 150 предприятий, насчитывающихся в городе, 21 относится к категории «потенциально опасных» для населения. Инфраструктуру города определяют промышленные предприятия теплоэнергетического, транспортного, машиностроительного, деревообрабатывающего, авиационного, химического и других комплексов [6]. Вследствие размещения в городе крупных промышленных производств, их технологического несовершенства, включая низкую эффективность очистного оборудования, Иркутск входит в группу городов России с неблагоприятной экологической обстановкой.

Таким образом, объектом исследования послужили городские почвы и естественные природные почвы окружения Иркутска, расположенные в различных функциональных зонах (промышленных, селитебных, природно-рекреационных). В основном пробные площади в городе находились в местах, наиболее подверженных антропогенному воздействию.

Опробование почвенного покрова проводилось по заранее составленной и адаптированной карте масштаба 1:100000 по довольно равномерной сети (~ 1 км) с учетом проходимости местности. Исследуемая территория разбивалась на участки $1000 \times 1000 \text{ м}$, на каждом из которых методом «конверта» отбиралась одна обобщенная проба (четыре единичных пробы по углам квадрата, одна – в центре, после чего все навески

объединялись в одну пробу), а также в каждой исследуемой точке производилось измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД).

Глубина пробоотбора составляла до 10 см. Пробные площади находились в местах, наиболее подверженных антропогенному воздействию (районы: Иркутск-II, Ново-Ленино, центр города, Академгородок, Аэропорт, Солнечный; микрорайоны: Первомайский, Юбилейный, Рабочее, Зеленый и др.). В общей сложности было отобрано 188 почвенных проб.

В 2011 году было произведено повторное, более учащенное опробование почвенного покрова в точках, показавших повышенные концентрации радионуклидов. Результаты данного исследования до авторов еще не поступили.

Рентгенофлуоресцентное определение концентраций U выполняли на рентгеновском спектрометре S4 Pioneer фирмы Bruker AXS (Германия) в Институте геохимии СО РАН, аналитик Т.С. Айсуева. Условия измерения: трубка с Rh-анодом, ускоряющее напряжение $V = 50$ кВ, сила тока $I = 40$ мА, кристалл LiF200. Излучатели для анализа готовили в виде прессованных таблеток на подложке из борной кислоты (усилие прессования 12 т). Для повышения прочности излучателей в качестве связки использован химически чистый синтетический воск. Содержание определяемого элемента рассчитывали по интенсивностям с помощью процедуры α -коррекции, имеющейся в программном обеспечении SPECTRAplus прибора S4 Pioneer. Повторяемость определения элемента характеризуется относительным стандартным отклонением для U – 7 %. Предел обнаружения элементов составляет 1 мг/кг. Правильность методики определения U и Th в почвах оценивали с помощью стандартных образцов.

Измерение МЭД выполнялось дозиметром ДКГ-07Д «ДРОЗД» на уровне 1 м от поверхности земли; погрешность измерения прибора составляет $\pm [15 + 2,5/N \cdot (10)]$, где $N \cdot (10)$ – измеренное значение, мкЗв.

Результаты экспериментальных материалов подвергались статистической обработке с использованием программного пакета ArcGis методом Kernel interpolation: были построены моноэлементные карты площадного распределения тория, урана и их соотношения в поверхностном горизонте почвенного покрова города Иркутска и его периферии, на которых выделены собственно фоновые и так называемые условно «аномальные участки», отражающие степень загрязнения почв.

Торий и уран – радиоактивные, распространенные в техногенезе, высокорadiационно опасные и токсичные элементы. Все соединения данных экотоксикантов имеют I класс опасности [7]. Загрязнение, последующее рассеяние и миграция исследуемых радионуклидов в почвы и почвогрунты города Иркутска и его пригородных зон обусловлены, в основном, выбросами в атмосферу предприятиями Ново-Иркутской ТЭЦ ОАО «Иркутскэнерго», ИАЗ филиал ОАО НП «Иркут» (Иркутский авиазавод), мелкими котельными, автотранспортом, сельскохозяйственными удобрениями, а также локальным ветровым переносом пылевых частиц и аэрозолей золо- и шлакоотвалов промышленных предприятий. Более того, источниками поступления и миграции являются и собственные месторождения этих элементов.

В результате интерпретации полученных данных выявлено неравномерное распределение содержаний радионуклидов в почвах, а также различное распределение их по площади изучаемой территории города. Анализ полученных эмпирических данных проводили в сравнении с фоновым содержанием исследуемых поллютантов в верхнем горизонте почв по Иркутской области [8], которое для U составило 2,01 мг/кг, для Th – 6,26 мг/кг. По результатам исследования в 2010 г. (авторские данные) в почвах г. Иркутска и его окружения фоновое содержание U оказалось идентичным региональному фону – 2,01 мг/кг, Th – несколько выше регионального фона – 9,0 мг/кг. Содержание урана варьирует в пределах от < 1 до 23,30 мг/кг, тория - от 2,90 до 27,44 мг/кг. Среднее содержание урана составило 2,85 мг/кг, тория – 9,33 мг/кг. Для сравнения, по А.П.

Виноградову [9] среднее содержание в гумусовых горизонтах почв для U составляет 1 мг/кг, для Th – 6 мг/кг (табл. 1).

Таблица 1. Содержание урана и тория в поверхностном горизонте почв г. Иркутска и его окружения, мг/кг

Параметр	U	Th
Максимальное содержание	23,3	27,44
Минимальное содержание	0,5	2,9
Среднее содержание	2,85	9,33
Кларк (по А.П. Виноградову, 1957)	1	6
Региональный фон в аллювиальных почвах Байкальского региона (по В.И. Гребенщиковой и др., 2008)	2,01	6,26
Локальный фон г. Иркутска*	2,01	9,0

*Локальный фон является медианой и рассчитан на основании анализов 188 проб почв по г. Иркутску и его окружению.

Максимальные концентрации урана проявились в виде двух небольших по площади локальных аномалий в районе Иркутска-II: возле теплоэлектроцентрали, работающей на угле и вблизи взлетной полосы ОАО НПК «Иркут» (Иркутский авиазавод) – 23,30 мг/кг и 15,80 мг/кг соответственно (рис. 1).

Относительно повышенное содержание урана (18,74 мг/кг) наблюдается на острове Юность возле детской железной дороги. В районе военной базы микрорайона Зеленый и вдоль промзоны микрорайона Рабочее также отмечаются отдельные небольшие участки с содержанием урана, незначительно превышающим значение регионального фона.

Максимальные концентрации тория (рис. 2) отмечаются в Правобережном районе Иркутска – предместье Марата (16,94 мг/кг – возле Радищевского кладбища) и непосредственно в предместье Радищева на одном из дачных участков садоводства; а также в районе военной базы микрорайона Зеленый (27,44 мг/кг). Причина выявленных повышенных концентраций этого радионуклида к настоящему времени еще не установлена.

Слабый и фоновый уровень загрязнения почвенного покрова верхнего горизонта города как U, так и Th, занимающие более половины рассматриваемой площади города, рассредоточены, преимущественно, по окраинам города, на дачных, садовых участках и сельскохозяйственных земельных угодьях, так как на данных территориях происходит ежегодное перепахивание, что приводит к частичному естественному выносу радиоактивных изотопов с продуктами сельского хозяйства или миграции на более глубокие почвенные горизонты, что в дальнейшем необходимо изучить по почвенным разрезам.

Важным оценочным показателем загрязнения почв является величина Th/U отношения. Анализ литературных данных [10] позволяет утверждать, что Th/U отношение на уровне 3-5 наблюдается у подавляющего большинства почв различных регионов, стран и континентов вне зависимости от их генетического типа.

Результаты проведенного исследования показали, что соотношение Th/U в почвенном покрове поверхностного горизонта города Иркутска и его периферии преимущественно находится на уровне регионального значения – 3,5 – 5 (рис. 3). В основном это урбанизированные территории города, зоны массовой жилой застройки.

Пониженные значения торий-уранового отношения характерны только для почвенного покрова городских территорий, который чаще всего представляет собой техногенно-измененный почвогрунт.

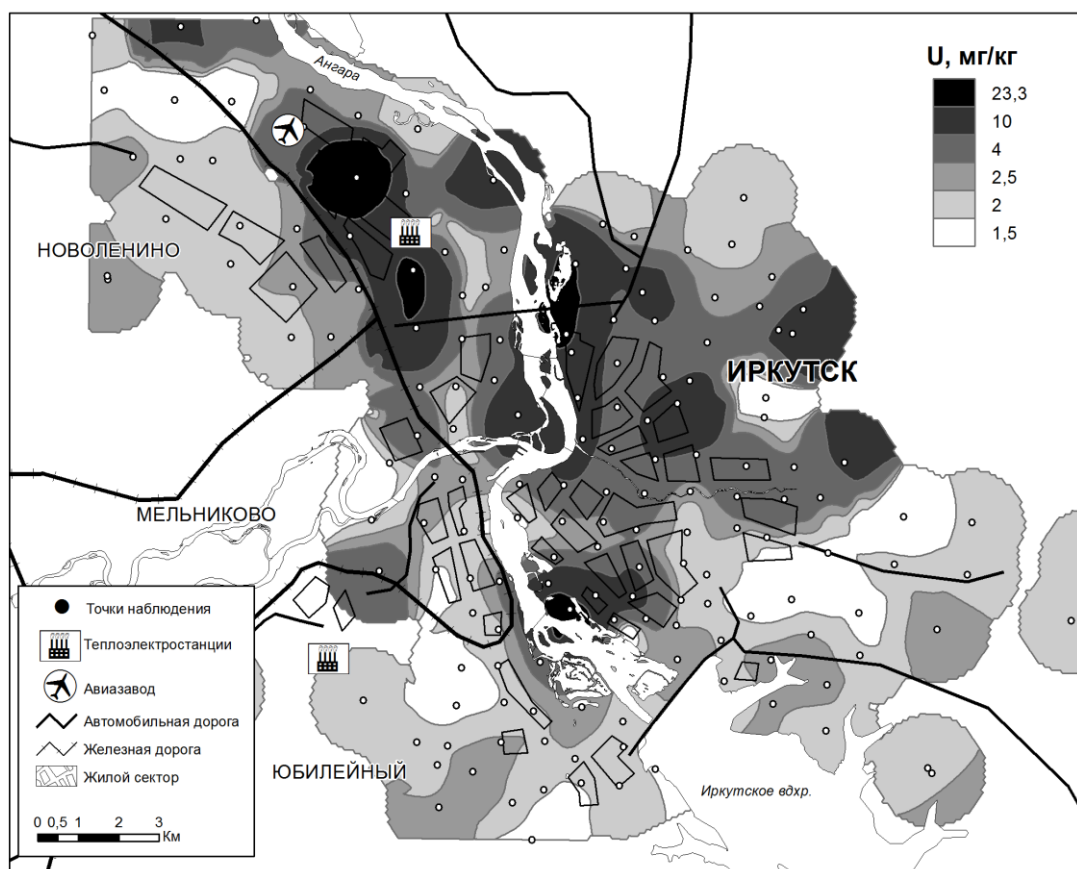


Рис. 1. Распределение валового содержания U в почвах г. Иркутска и его окружения

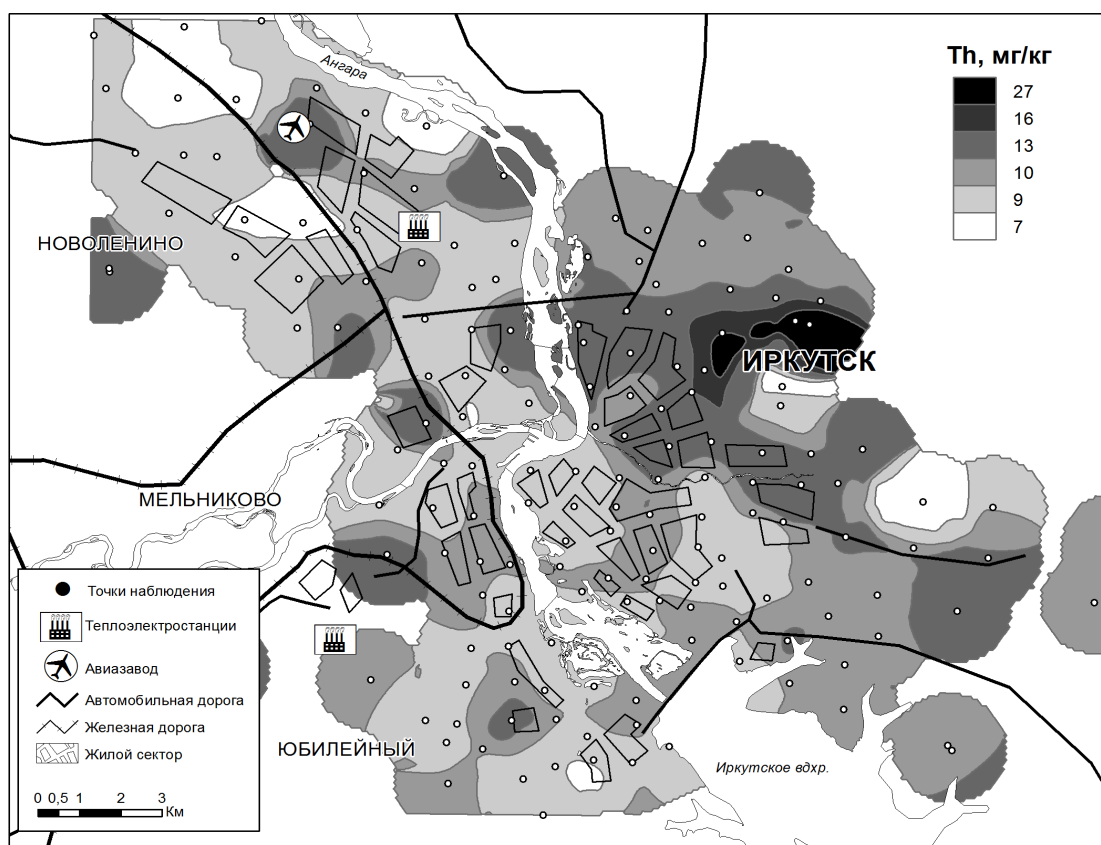


Рис. 2. Распределение валового содержания Th в почвах г. Иркутска и его периферии

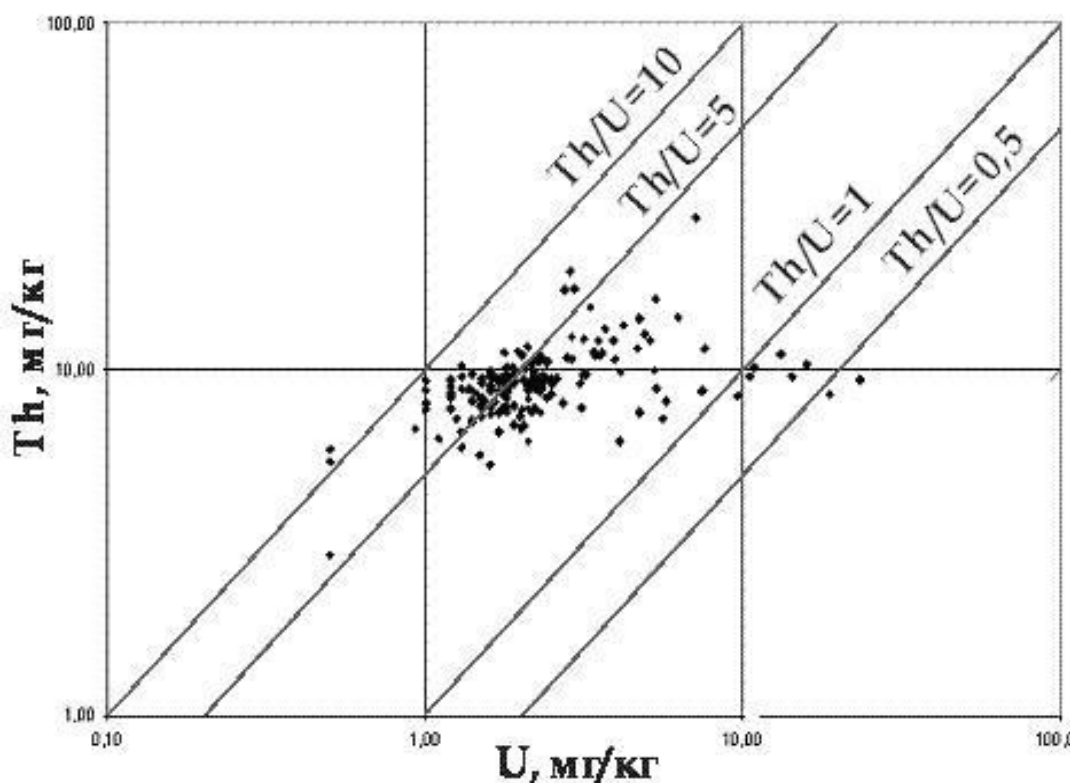


Рис. 3. Схема распределения содержаний Th и U относительно их отношения в почвах г. Иркутска и его периферийных площадей

Окраины города, дачные участки, сельскохозяйственные угодья, расположенные на значительном расстоянии от крупных промышленных источников, характеризуются Th/U отношением более 5 – наиболее повышенные (8-11,7) значения Th/U отношения выявлены на окраинах микрорайонов Ново-Ленино, Солнечный и Зеленый.

Средний гамма-фон для Иркутской области, по данным наблюдений Иркутского межрегионального территориального управления Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, составляет 0,20 мкЗв/ч [11].

Анализ полученных данных показывает, что значения МЭД на исследуемой территории в общем не превышают величины естественного фона, характерного для данной местности: минимальное значение 0,11 мкЗв/ч, максимальное – 0,26 мкЗв/ч, фоновое значение, исходя из статистических расчетов – 0,15 мкЗв/ч.

Наибольший уровень загрязнения территориально охватывает центр города и следующие районы: Ново-Ленино, Иркутск-II, участки микрорайонов Байкальский, Первомайский, Юбилейный, Солнечный – территории жилых массивов и районов перспективной застройки, а также промышленные зоны районов Зеленый и Топкинский. Средняя величина МЭД уровня гама-излучения зафиксирована на дачных и садовых участках Ленинского района, Иркутска-II, в окрестностях Пивоварихи и по направлению розы ветров – на северо-восточной окраине города. Слабый и условно фоновый уровни загрязнения регистрируются в районе Пивоварихи, на сельскохозяйственных земельных угодьях, дачных участках и в лесной зоне на северной и северо-западной окраинах города. Максимальные значения МЭД наблюдались в четырех отдельных точках, но не превышали 0,30 мкЗв/ч: напротив взлетной полосы ОАО НПК «Иркут» (Иркутский авиазавод), на о. Юность – детская железная дорога, по улице Сурнова, где расположено Ангарское бассейновое управление водных путей и судоходства, а также в районе военной базы микрорайона Зеленый. Как правило, в этих точках не проводилось детальное обследование радиационной обстановки, т.к. источники радиоактивного

загрязнения носят локальный характер и не оказывают заметного влияния на состояние окружающей среды.

Приведенные результаты распределения концентраций U, Th в гумусовом горизонте почв и почвогрунтах г. Иркутска и его периферийных площадей свидетельствуют о широкой распространенности и изменчивости содержаний этих элементов, которые зачастую превышают региональный фон. Однако повышенные относительно фоновых значений концентрации экотоксикантов не занимают большую площадь на территории города Иркутска.

Радиационная обстановка в г. Иркутске в последние годы остаётся стабильной, о чем свидетельствуют отчёты метеорологов, которые наблюдают за уровнем естественного гамма-фона. Критические значения по гамма-фону авторами не были установлены, все показатели находятся в пределах естественного фона.

Рассматриваемых данных, естественно, недостаточно для корректной оценки содержания природных и техногенных радионуклидов. Тем не менее, полученные данные свидетельствуют о том, что проведение химического анализа почв крайне необходимо для контроля экологической ситуации в городе, так как соединения исследуемых экотоксикантов имеют 1 класс опасности. Для оценки техногенного загрязнения почв города Иркутска необходимы систематические исследования их химического состава и составление детальных геохимических карт распределения токсичных элементов в почвах.

В целом, проведенная оценка валовых содержаний радиоактивных элементов – урана и тория, измерение МЭД свидетельствует о существенных вариациях концентраций радионуклидов, что зависит от многих параметров, определение которых представляет собой цель для дальнейших исследований.

Литература

1. Сает Ю.Е., Ревич В.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды // Москва, 1990. 335 с.
2. Ковда В.А., Розанов Б.Г. Почвоведение. Ч. 1. Почва и почвообразование // Москва, 1988. 400 с.
3. Медведев В.Н., Китаев Н.А., Мясников А.А., Кузьмин М.И., Коваль П.В., Фалилеев А.Н. Распределение ^{137}Cs в почвах Прибайкалья // ДАН, 1996. С. 93-96.
4. Кузнецов В.П., Гребенщикова В.И. Распределение урана и тория в некоторых почвах Иркутской области//Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы III Международной конференции. Томск: STT, 2009. 758 с.
5. Государственный доклад. О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2009 году. – Иркутск: Главное управление природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по Иркутской области, 2010. 585 с.
6. Шергина О.В., Михайлова Т.А. Состояние древесных растений и почвенного покрова парковых и лесопарковых зон г. Иркутска // Иркутск, 2007. 200 с.
7. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов// Москва: Экология, 1997. Т. 6. 607с.
8. Гребенщикова В.И., Лустенберг Э.Е., Китаев Н.А., Ломоносов И.С. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) // Новосибирск, 2008. 234 с.
9. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах//Москва, 1957. 237 с.
10. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие // Томск: STT. 2009. 184 с.
11. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области за 2010 год. – Иркутск: ООО Форвард, 2011. – 400 с.

УНИКАЛЬНАЯ РАДОНОВАЯ АНОМАЛИЯ В С. АТАМАНОВО КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

В.В. Коваленко¹, В.А. Воеводин², С.А. Кургуз²

¹ФГУП «Госцентр «Природа», Красноярский филиал, г. Красноярск

²ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Центральные и южные районы Красноярского края относятся к числу радоноопасных [1]. Наиболее масштабная радоновая аномалия расположена в Сухобузимском районе на территории с. Атаманово, которое находится на левом берегу р. Енисей примерно в 100 км северо-восточнее г. Красноярска. Здесь выявлены многочисленные жилые дома и здания общественного назначения с эквивалентной равновесной объёмной активностью (ЭРОА) радона в воздухе, превышающей гигиенический норматив (ГН), равный 200 Бк/м^3 , и отдельные жилые дома, где объёмная активность (ОА) радона достигает 30 тыс. Бк/м^3 и более. Эта аномалия получила название «Атамановская».

На территории Российской Федерации подобных радоновых аномалий немного. К их числу относятся аномалии в г. Лермонтов (Ставропольский край), пос. Октябрьский (Читинская обл.) и пос. Белая Зима (Иркутская обл.). Эти аномалии обусловлены их территориальной близостью к урановым месторождениям [2]. В отличие от них Атамановская радоновая аномалия характеризуется рядом особенностей, которые делают ее уникальной. К их числу относятся: 1) экстремально высокие значения ЭРОА радона; 2) ярко выраженная сезонная вариабельность и 3) отсутствие прямых источников радона, хотя геологическое строение территории и благоприятно для локализации уранового оруденения [3].

Измерения радона в помещениях села выполняются специалистами Регионального радиологического центра ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» начиная с 1994 г. Они были инициированы повышенным интересом к радиационной обстановке на территории села, расположенного всего в 7 км от ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК). За период с 1994 по 2004 гг. здесь обследовано более 870 квартир и общественных помещений, что составляет 90 % всей застройки с. Атаманово.

Установлено, что среднее значение ЭРОА радона в воздухе жилых и общественных помещений с. Атаманово составляет 70 Бк/м^3 , что в 3 раза превышает аналогичный среднемировой показатель, равный 20 Бк/м^3 [4]. Это значение рассчитано без учета аномальных значений ЭРОА радона, зафиксированных в жилых домах, расположенных на ул. Связи № 42 и 44. В квартирах этих домов среднегодовая ЭРОА радона в воздухе помещений составляет 5 кБк/м^3 .

Гистограмма частотного распределения результатов измерения ЭРОА радона в воздухе помещений с. Атаманово показана на рис. 1. На рисунке видно, что более 60 % результатов приходится на диапазон значений ЭРОА менее 50 Бк/м^3 . В то же время, в 16 % помещений ЭРОА радона превышает 100 Бк/м^3 (для Красноярского края этот показатель равен меньше 10 %), а в 8 % – 200 Бк/м^3 (для края – 4 %). Всего же за время обследования выявлено более 65 квартир и помещений общественного назначения с ЭРОА радона, превышающей ГН, равный 200 Бк/м^3 .

В процессе обследования села установлено, что дома с высокой концентрацией радона сосредоточены в его северо-восточной части, причём в пределах этой локальной зоны значения ЭРОА радона в воздухе даже рядом расположенных домов могут существенно различаться. Например, в домах по ул. Связи № 42 и 44, расстояние между которыми не превышает 8 м, среднегодовые значения ЭРОА радона в воздухе помещений различаются более чем на порядок (5121 Бк/м^3 и 368 Бк/м^3 соответственно). При этом конструкционное исполнение, применяемые строительные и отделочные материалы, система отопления, устройство и заглубление фундаментов у этих домов идентичны [5].

Поэтому нами на основании результатов систематического изучения радоноопасность территории села были выделены в её границах зоны с разной степенью радоновой опасности. Для этого территория села была условно разделена на прямоугольные участки с размерами 300×200 м. Количество таких участков равно 61, а число квартир на одном участке в зависимости от плотности застройки в среднем равно 15.

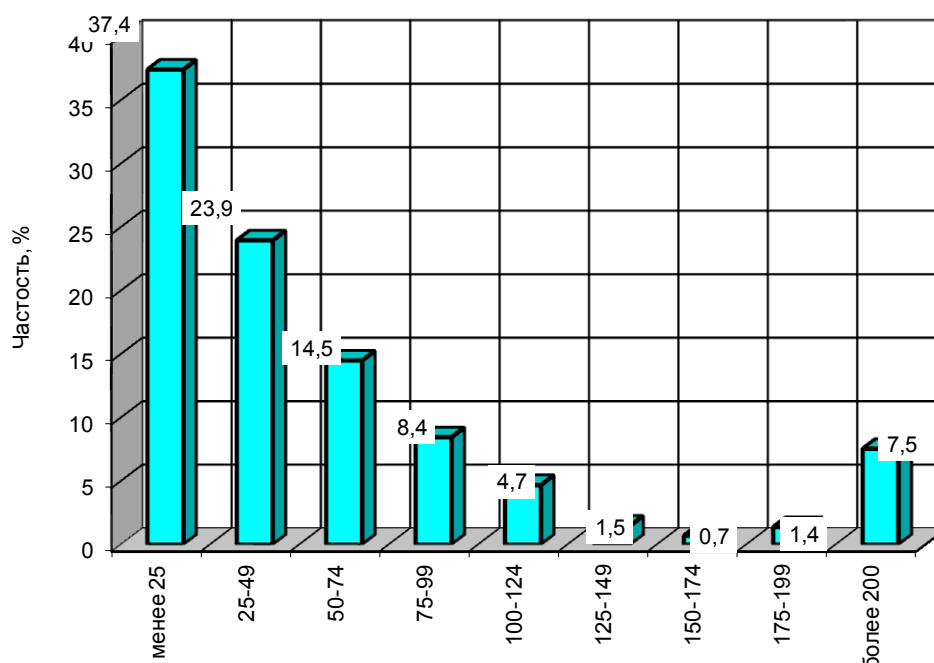


Рис. 1. Распределение результатов измерения ЭРОА радона в воздухе помещений жилищного и общественного назначения в с. Атаманово, Бк/м³

Для каждого участка рассчитывались значения трёх показателей радоноопасности, а именно: 1) средние значения ЭРОА радона в воздухе помещений; 2) средние значения ППР из грунта; 3) наличие домов с ЭРОА радона в воздухе 200 и 400 Бк/м³. Для двух первых показателей были приняты следующие разграничивающие уровни, равные для среднего значения ЭРОА радона 100 Бк/м³, ППР – 40 мБк/(м²·с). Участки, на которых эти показатели меньше указанных уровней, классифицируются как радонобезопасные. В противном случае участки относятся к потенциально опасным.

Разграничивающие значения ЭРОА (100 Бк/м³) и ППР (40 мБк/(м²·с)) выбраны с учётом следующих соображений: 1) предварительную оценку радоноопасности территорий обычно выполняют при выборе участков под строительство новых жилых домов или зданий общественного назначения, в воздухе которых значение ЭРОА радона не должно превышать 100 Бк/м³; 2) среднее значение ППР из почво-грунтов на территории села равно 34 мБк/(м²·с), а его СКО – 2 мБк/(м²·с). Величина 40 мБк/(м²·с) представляет максимально возможное среднее значение, соответствующее 99 % доверительной вероятности; 3) 200 Бк/м³ – это предельно допустимая ЭРОА радона в эксплуатируемых жилых домах, а при ЭРОА радона, превышающей 400 Бк/м³, необходимы радонозащитные мероприятия. Схема разбиения территории села на элементарные участки и районирование его территории по степени радоноопасности показаны на рис. 2.

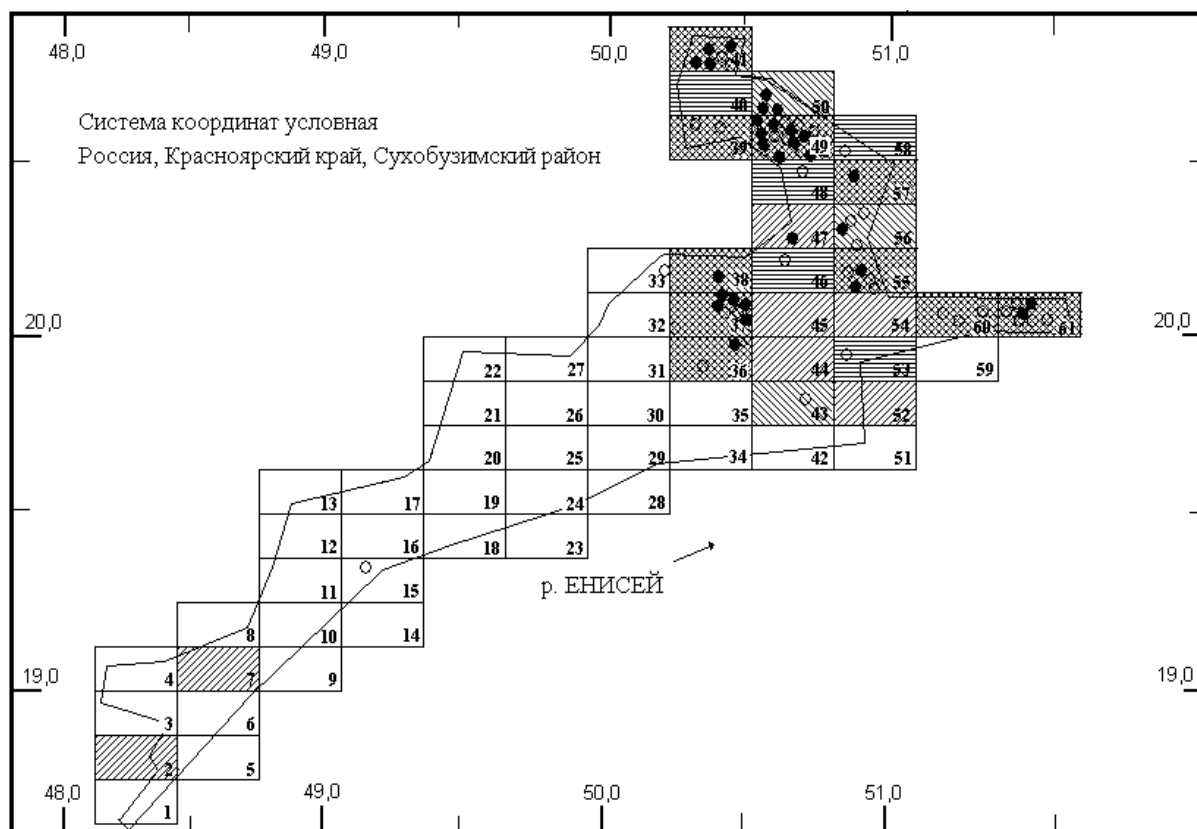


Рис. 2. Схема условного разбиения территории с. Атаманово на элементарные участки и районирования территории с. Атаманово по трём показателям: 1) по средним значениям ЭРОА радона в воздухе помещений (участки с превышением заштрихованы – \\\\\\\); 2) по средним значениям ППР с поверхности грунта (заштрихованы – ////); 3) по наличию помещений с превышением ГН 200 и 400 Бк/м³ (○ и ● –соответственно).

Целесообразность использования показателя ППР из почвы как одного из основных показателей радоноопасности территории базируется на результатах выполненной нами оценки взаимосвязанности средних значений этого показателя на элементарном участке и средних значений ЭРОА радона в воздухе помещений, находящихся на этом же участке. Основанием для такой оценки послужили данные, показанные на рис.3, на котором видно, что 4 % значений ППР превосходят гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²·с). Эта величина хорошо совпадает с долей квартир, ЭРОА радона в воздухе которых превышает 400 Бк/м³ (3,5 %). Такое совпадение заставляет высказать предположение о том, что оно не случайно. Однако, максимальное зарегистрированное значение ППР из почвы на открытом участке, расположенном вблизи домов с высокой аномально высокой активностью радона в воздухе помещений, достигает лишь 196 мБк/(м²·с), что не объясняет экстремально высоких значений ЭРОА радона.

Схема, показанная на рис. 2, отображает практически полное пространственное совпадение всех показателей радоноопасности и ограничивает радоноопасную зону северо-восточной частью села, занимающей примерно треть всей площади этого населённого пункта. В пределах старой застройки Атаманово выявлено только два разобщённых участка с повышенной плотностью потока радона. Они расположены на юго-западной окраине села и, приурочены к зоне примыкания рыхлых молодых отложений к древнему Атамановскому Быку, сложенному магматическими породами.

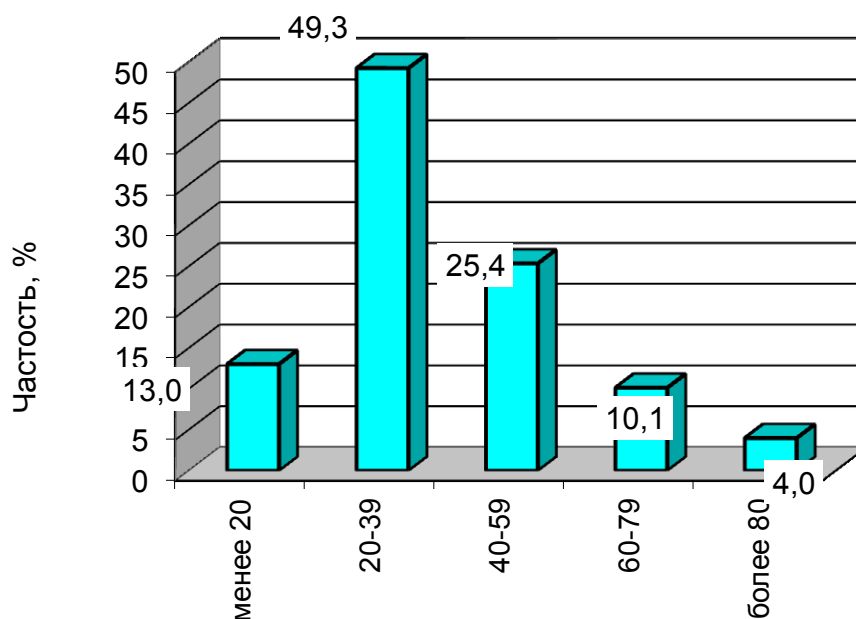


Рис. 3. Распределение результатов измерения ППР с поверхности грунта на территории с. Атаманово, мБк/(м²·с)

В результате многолетних наблюдений установлены существенные сезонные колебания ОА радона в воздухе помещений. По данным, полученным в 1998 г., средние значения ОА радона за одинаковые периоды наблюдения в ноябре и июне составили соответственно 10 350 и 2 550 Бк/м³ (рис. 4). Кроме того, в летние месяцы неоднократно отмечались многодневные периоды резкого снижения ЭРОА радона в помещениях, не коррелирующие с какими-либо внешними причинами. В такие периоды в помещениях с ранее экстремальными концентрациями радона, даже при закрытых в течение суток окнах и дверях, ЭРОА радона не превышала 50 Бк/м³.

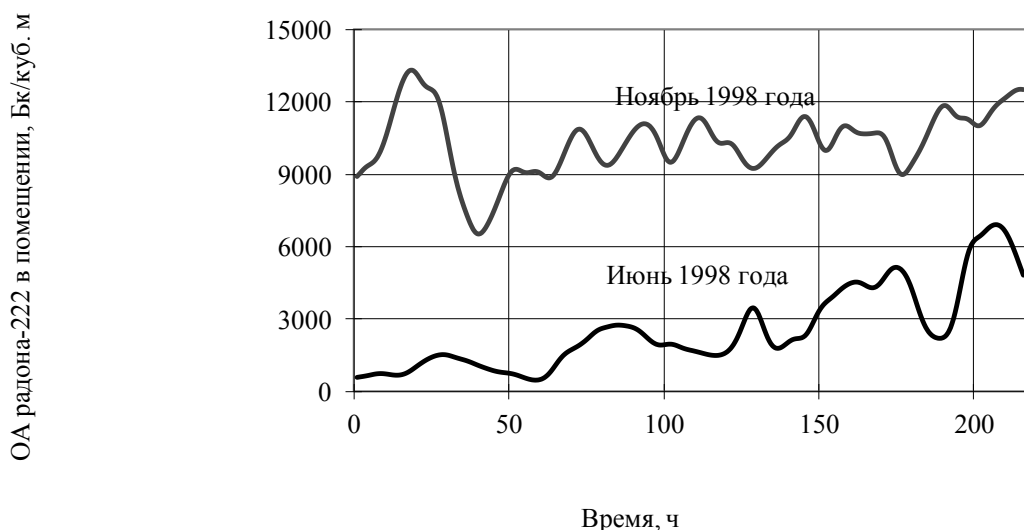


Рис. 4. Сезонные вариации ОА радона в воздухе одноэтажного жилого дома в с. Атаманово

Одной из характерных особенностей радиационного обстановки в помещениях с. Атаманово является заметное повышение мощности дозы (МД) гамма-излучения в домах с повышенным и экстремально высоким содержанием радона в воздухе (рис. 5).

Это объясняется высокой концентрацией гамма-излучающих дочерних продуктов распада радона в воздухе. На рисунке видно, что за нарастанием активности радона идет немедленное увеличение мощности дозы гамма-излучения и наоборот, снижение активности радона приводит к немедленному уменьшению МД. Количественная взаимосвязь между мощностью дозы гамма-излучения и объемной активностью радона представлена на рис. 6, на котором полученные результаты можно с большой степенью достоверности аппроксимировать линейной функцией, угол наклона которой к оси абсцисс для различных помещений и условий может отличаться более чем на порядок и варьироваться в диапазоне от $2 \cdot 10^{-3}$ до $2,5 \cdot 10^{-2}$ ((нЗв·м³)/(час·Бк)). Однако, при равном пространственном положении точек наблюдений в различных помещениях, идентичных по объему и конфигурации, а также при равных параметрах микроклимата данный показатель остается постоянным, независимо от величины уровня радона в воздухе [6].

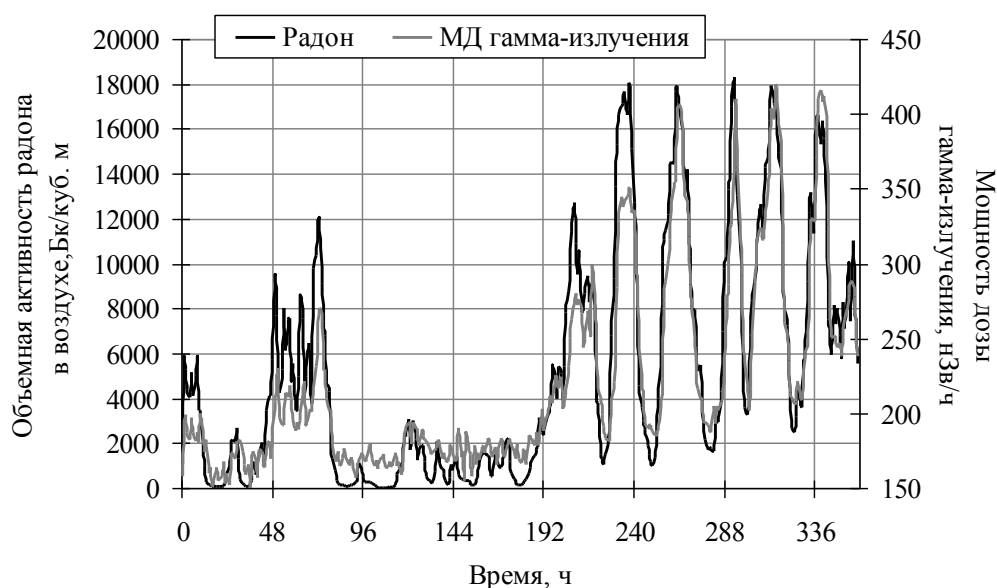


Рис. 5. Результаты мониторинга МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения, расположенного на 1 этаже, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало измерений 24.08.1999 г.)

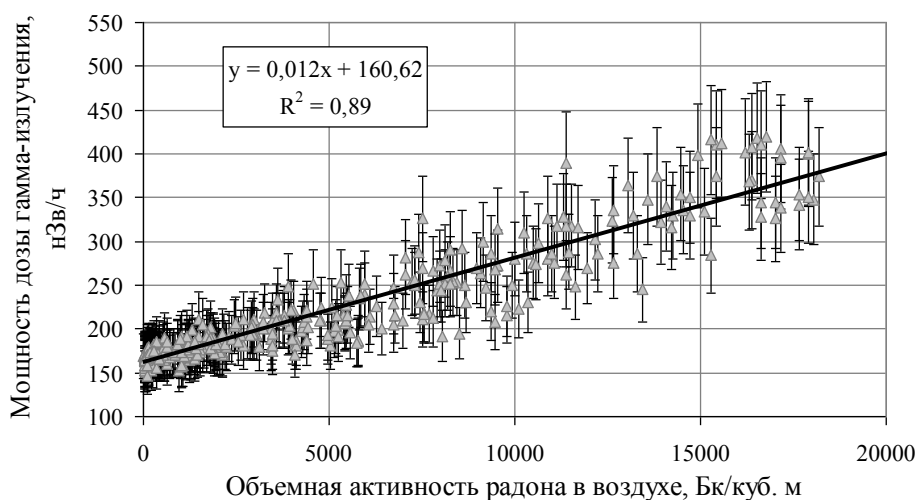


Рис. 6. Количественная связь между МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения (к рис. 5)

Заметный рост МД внутри помещения наблюдается при достижении ОА радона значений, равных 700...800 Бк/м³. В домах, где содержание радона в воздухе превышает этот уровень, зарегистрированы значения МД до 0,43 мкЗв/ч. В результате среднегодовая эффективная доза, получаемая отдельными жителями села достигает 2,9 мЗв/год, тогда как аналогичный показатель для Красноярского края в целом составляет 0,77 мЗв/год [7].

Для выяснения причин аномально высокой радоноопасности на территории с. Атаманово было пробурено три скважины глубиной до 20 м. Две из них расположены во дворах вышеупомянутых домов по ул. Связи, характеризующихся аномально высоким уровнем радона в воздухе помещений, а третья – контрольная – в старой не радоноопасной части села. Установлено, что удельная активность радия-226 в кернах скважин составляет 16...25 Бк/кг. Очевидно, что такие концентрации радия не могут быть источником высокой активности радона в воздухе домов.

Пока же, на основании изучения фоновых геологических материалов и с учётом данных, полученных при бурении, нами высказана рабочая гипотеза, объясняющая повышенную радоноопасность территории села Атаманово, согласно которой источником радона является обширный солевой ореол радия-226, сформировавшийся в гравийно-галечной кровле глубокозалегающего водоносного горизонта; основное поступление радон на поверхность земли происходит преимущественно в зимний период, отличающийся низким уровнем стояния подземных вод. В это время эманулирующий ореол оказывается открытым, то есть расположенным выше уровня подземных вод. Перенос радона осуществляется конвективным способом по тектоническим нарушениям и легко проницаемым гравийно-галечным отложениям. Колебания уровня подземных вод, связанные с гидрологическим режимом реки Енисей и летними дождями, могут быть также причиной кратковременных периодов резкого снижения ЭРОА радона в помещениях в летнее время.

К настоящему времени жители четырех наиболее неблагополучных квартир переселены в безопасное жилье, а здания, в которых они были расположены, сносятся (рис. 7).

Это один из первых случаев в России отселения жителей из домов с высоким уровнем радона. В дальнейшем требуется выполнение радонозащитных мероприятий в отдельных домах, расположенных по ул. Связи, Мичурина, Норильская, Талнахская. Однако необходимая для этого законодательная база на сегодняшний день отсутствует.

Таким образом, происхождение уникальной радоновой аномалии в с. Атаманово, причины сезонной изменчивости объёмной активности радона и пространственного распределения радона на разных участках села, и, наконец, локального проявления аномальных концентраций в отдельных, даже рядом расположенных помещениях, всё ещё остаются не установленными. Вблизи села не выявлены урановые месторождений; удельная активность радия в активном слое грунта, по-видимому, недостаточна для создания аномальных концентраций радона; отсутствует очевидная связь между экстремально высокими уровнями ЭРОА радона в домах и значениями ППР на земельных участках; не выявлены особенности геологического строения, прямо влияющие на эксхалацию радона из грунтов.

Вышеуказанная ситуация требует принятия решения о мерах вмешательства и защиты населения от облучения радоном и его дочерних продуктов распада. Новое жилищное строительство в аномальной зоне не рекомендуется. В любом случае оно может выполняться по проектам, в которых предусмотрены радонозащитные мероприятия. Земельные участки для нового строительства на территории всего села должны подвергаться контролю показателей радиационной безопасности в строгом соответствии с требованиями санитарных и строительных правил.



Рис. 7. Жилые дома по ул. Связи № 42 (слева) и 44 (справа) (29.03.2006 г).
Нижние фотографии – состояние этих домов на 23.06.2011 г.

Литература

1. Геологический атлас России. М. 1:10000000 / Ответств. ред. Смыслов А.А.. Раздел 4. Экологическое состояние геологической среды – М. – СПб.: ВСЕГЕИ, 1996. – 120 с.
2. Задачи и методы радиационного контроля при строительстве зданий / Павлов И.В., Гулабянц Л.А., Иванов С.И., Охрименко С.Е., Маренный А.М. // АНРИ. № 3. 2003. С. 2-12.
3. Информационный отчет о результатах изучения особенностей геологического строения территории с. Атаманово, оказывающих влияние на ее радоноопасность: Отчет о НИР / ФГУ «Центр Госсанэпиднадзора в Красноярском крае» – ГПП № 53 «Феникс»; Отв. Кузьмин В.В. – Красноярск, 2003.
4. Алексахин Р.М. 42-я сессия научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН / Алексахин Р.М., Гуськова А.К. // Обзор: Бюл. Центра общественной информации по атомной энергии. – М., 1994. – № 7-8.
5. Влияние конструктивных особенностей и объемно-планировочных решений зданий на формирование концентрации радона в воздухе помещений / Назиров Р.А., Пересыпкин Е.В., Тарасов И.В., Михеев Д.А., Воеводин В.А., Кургуз С.А., // Вестник Красноярской архитектурно-строительной академии: Сб. науч. тр. Вып. 9. – Красноярск: КрасГАСА, 2006. С.68-71.
6. Кургуз С.А. Некоторые особенности и закономерности в поведении мощности дозы гамма-излучения в домах с аномальным содержанием радона в воздухе // Приложение к журналу «В мире научных открытий», Вып. 1, Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Научное творчество XXI века» с

международным участием, апрель 2011 г. – Красноярск: Изд-во «Научно-инновационный центр», 2011. С. 298-299.

7. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. КрасГАСА. – Красноярск, 2002. С. 61-70.

ОТДАЛЕННЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ПЕРВОГО ЯДЕРНОГО ИСПЫТАНИЯ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ АЛТАЙСКОГО КРАЯ

А.О.Ковригин

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных и
экологических проблем СО РАН, Государственное учреждение Российский
онкологический научный центр им. Н.Н.Блохина РАМН, Алтайский филиал, г. Барнаул*

Первое в мире ядерное испытание под названием «Троица» (Trinity) проведено 16.07.1945 г. в 5 ч. 30 мин. утра на полигоне в Аламогордо (штат Нью-Мехико, США) и считается началом ядерной эпохи. Ядерное устройство, создано на основе (Pu^{239}), мощностью 21 кт. в рамках Манхэттенского проекта (Manhattan Project) под кодовым названием «Штучка» (Gadget) (Пузе М., 1963; Groueff St., 1967; Albright J., Kunstel M., 1997; Oppenheimer R., 1980; Уолкер М., 2003; Иойрыш А.И., 2000, 2004; Мальков В.Л., 2004). Первая атомная бомба «Малыш» (Little Boy) мощностью 15 кт, созданная на основе U^{235} , взорвана в Японии 06.08.1945 г. в 8 час. 15 мин. на высоте 580 м. над г. Хиросима. Вторая бомба «Толстяк» (Fat Man), созданная на основе (Pu^{239}) мощностью 21 кт. взорвана 09.08.1945 г. в 11 час. 02 мин. на высоте 503 м над г. Нагасаки (Smyth H.D., 1945; Groves L.R., 1964; Hewlett R.G., Anderson O.E., 1969). Атомная бомбардировка мирного населения японских городов Хиросимы и Нагасаки положила начало эпохе ядерного сдерживания [1,2,3].

Первое ядерное испытание под кодовым названием «РДС-1» было проведено 29.08.1949 г. в 7 ч. утра на опытном поле учебного полигона № 2 Министерства Вооружённых Сил СССР (войсковая часть № 52605) (впоследствии переименованный в Семипалатинский испытательный ядерный полигон), расположенного на территории бывшей Казахской ССР (Визгин В.П., 1992, 1998; Барковский В.Б., 1997, 1998, 1999; Альтшуллер Л.В., 2002; Судоплатов П.А., 1997, 1999, 2001, 2005) [4,5,6]. Ядерное устройство представляло собой атомную бомбу, созданную на основе (Pu^{239}), мощностью 22 кт и размерами (массой 4,7 т, диаметром 1,5 м и длиной 3,7 м). Первый отечественный ядерный взрыв занимает особое место в испытаниях, проведенных на Семипалатинском полигоне за период с 1949 г. по 1990 г. [7,8]. По условиям проведения испытание относится к категории наземных взрывов ($H(m) = 30$). Главная цель эксперимента - испытание в интересах создания и совершенствования ядерного оружия. Минимальное расстояние от испытательной площадки (П1) опытного поля полигона и приграничного Алтайского края 150 км. При скорости смещения холодного фронта около 60 км/час, радиоактивное облако достигло приграничных населенных пунктов Угловского, Рубцовского и Локтевского районов края через 2,0 - 2,15 часа. Преобладающие южные и юго-западные направления ветров и отсутствие естественных барьеров на границах полигона и Алтайского края, способствовали прохождению радиоактивного облака над территорией Алтайского края. Испытание было проведено без учета метеорологических условий и без принятия мер безопасности от радиационного воздействия. Первый взрыв оказал значительное воздействие на население края. Изучение влияния радиационного воздействия на население началось более 40 лет после испытания, когда принятие необходимых мер радиационной защиты потеряло смысл, т. к. возможные детерминированные эффекты к 1999 г. должны были реализоваться. Отдаленные

последствия таких эффектов проявляются в понижении компенсаторных возможностей, иммунного статуса организма и, как следствие, повышение риска реализации стохастических эффектов. Вклад испытания в радиоактивное загрязнение территории Алтайского края и в облучение населения составил от 60 до 95%. Выпадения радиоактивных веществ эффективные дозы облучения в отдельных населенных пунктах превысили 1 Зв [9,10,11].

Наиболее полные данные, свидетельствующие о фактах радиационного воздействия ядерного взрыва на население края содержатся в архивах Министерства обороны РФ, и других учреждений, участвовавших в ядерных испытаниях и исследованиях, касающихся последствий испытания (Бочаров В.С. и др., 1989; Гусев Н.Г. и др., 1991; Лоборев В.М. и др., 1993, 1994, 1995, 1997; Коноваленко Ю.В. и др., 1993; Горин В.В. и др., 1993; Прокофьев О.Н., 1993; Робертус Ю.В., и др., 1993,1994; Власов О.К. и др., 1994; Дубасов Ю.В. и др., 1994; Гамаюнов К.В. и др., 1995; Барковский, А.Н., 1995). Данные измерений мощностей доз γ -излучения от выпавших радиоактивных продуктов вдоль траектории перемещения радиоактивного облака получены методом аэрогамма-съёмки местности и, в ряде случаев, проверены наземной дозиметрической разведкой. Трасса выпадения радиоактивных продуктов была прослежена радиационной разведкой на всей территории края от Угловского района до окрестностей г. Бийска. Экспозиционная доза на входе в Алтайский край на оси следа превышала 100 Р. Эффективная доза облучения населения при взрыве (> 1 сЗв) установлена в 9 районах края (Угловский, Рубцовский, Локтевский, Змеиногорский, Поспелихинский, Курьинский, Шипуновский, Красногорский, Усть-Калманский). Максимальные значения эффективных доз от взрыва в Угловском районе края составили ~ 1800 мЗв, протяженность зоны от эпицентра взрыва с дозой, превышающей 250 мЗв, - ~ 270 км. [12,13,14].

Ретроспективная оценка радиационного воздействия на население велась путем оценки архивных материалов полигона, восстановления метеорологической обстановки (температуры, влажности, скорости и направления ветра), данных по определению превышения цезия, стронция, плутония над уровнем глобальных выпадений, характера их распределения на территории края, анализа данных радиационной разведки, проводившейся в регионе Казахстан - Западная Сибирь, результатов измерений суточных выпадений β -активности на метеостанциях, фактов регистрации аномальных повышений радиационного фона, а также с помощью математического моделирования удалось реконструировать след и уровни доз радиационного воздействия [15,16,17].

Выпадения радиоактивных продуктов содержатся в результатах полевых радиометрических измерений, проведенных геолого-разведывательными партиями при поиске урановых руд в 1949 - 1965 гг. Некоторые данные о зарегистрированных повышениях радиационного фона представлены по материалам НПО «Тайфун», бывших ГПП «Березовгеология» и «Запсбгеология» (Робертус Ю.В. и др., 1993; Лоборев В.М. и др., 1994) [18].

В результате проведения научно-исследовательских работ установлено, что первый отечественный взрыв оказал наибольшее радиационное воздействие на население и радиоактивное загрязнение территории края. При ретроспективной реконструкции доз облучение радиоактивными продуктами, в основном, носило острый характер и формировалось за счет внешнего облучения. Расчеты произведены для облученной когорты населения, получившей дозы более 250 мЗв (среднее значение дозы - 800 мЗв). Кроме того, в результате испытания за счет радиоактивного йода значительному внутреннему облучению подверглась щитовидная железа. Использовано среднее значение поглощенной дозы в щитовидной железе 3 Гр. (Лоборев В. М. и др., 1994, 1995; Гордеев К. И. и др., 1995; Шойхет Я. Н. и др., 1997, 1999, 2000, 2004).

При внутреннем облучении организма накопление дозы от инкорпорированных радионуклидов продолжается в независимости от проживания на загрязненной территории. Популяционные дозы облучения населения края составляет 32224,5 чел.Зв.

Наибольший вклад в дозу внутреннего облучения человека вносит пероральное поступление в организм I^{131} ($\approx 42\%$) и Ru^{106} ($\approx 33\%$). Вклад ингаляционного поступления составляет не более 10%. Доза внешнего облучения формируется в течение 4-х суток с момента выпадения радиоактивных продуктов и составляет 70% от полной дозы внешнего облучения, в течение года – до 96%. Специфической особенностью облученного населения является преобладание лиц молодых возрастов и имеющих наибольший риск смерти от радиогенных злокачественных новообразований. Разные виды злокачественных новообразований имеют различный период смертности от момента воздействия: для лейкозов – 10-15 лет, для рака органов дыхания – 15-20, рака молочной железы – 35-40, рака органов желудочно-кишечного тракта – 45-60, для остальных раков – 40-55 лет. По отношению к спонтанному уровню всех раков радиогенный рак составляет 63% у мужчин и 100% у женщин [19,20,21].

Согласно Концепции реабилитации населения и нормализации экологической, санитарно-гигиенической, медико-биологической и социально экономической ситуации в населенных пунктах края, расположенных в зоне влияния ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне Государственной программы, утвержденной Постановлением Совета Министров Правительства РФ от 16.11.1993 № 1160 дозы облучения населения края по взрыву 29.08.1949 г. варьируют, согласно расчетам, от незначительных до значений, превышающих 200 сЗв. Суммарную накопленную эффективную дозу облучения, превышающую 25 сЗв, получило, по предварительным данным, около 40 тыс. человек, дозу в пределах 5-25 сЗв – более 270 тыс. человек. Радиационному воздействию с дозой свыше 5 сЗв подверглись территории Залесовского, Заринского, Змеиногорского, Курьинского, Локтевского, Рубцовского, Угловского, Шипуновского районов и г. Рубцовска. Превышение дозы в 5 сЗв отмечено в 169 населенных пунктах, 25 сЗв – в 49 и 100 сЗв – в 4 населенных пунктах. В зависимости от уровня радиационного воздействия население подразделяется на две категории: первая – лица, получившие суммарную (накопленную) эффективную дозу облучения, превышающую 25 сЗв, а также их дети и внуки; вторая – лица, получившие эффективные дозы облучения больше 5 сЗв, но не более 25 сЗв, а также их дети и внуки.

При формировании медико-дозиметрического регистра облученного населения и их потомков в 1-м, 2-м и 3-м поколении использованы документы районных администраций края, учреждений социального обеспечения, архивов ЗАГСа, паспортных отделов, родословные для каждой семьи для радиационно-эпидемиологического и медико-биологического исследований и анализа причинно-следственных связей с учетом наследственности. Отмечено, что 45,2% составляли лица в возрасте до 20 лет на момент испытаний, 41,9% в возрасте от 20 до 40 лет, и 12,9% – старше 50 лет, т.е. характерно для облученной когорты преобладание лиц молодого возраста. Имеются особенности в отношении полов в различных возрастных группах: 0-9 лет незначительно преобладали мужчины, в остальных группах – женщины. При анализе родословных установлено, что у 34,2% потомков 1-го поколения радиационному воздействию подверглись оба родителя, у 37,9% – один отец, у 27,9% – одна мать [22]. В настоящее время 43235 жителей, подверглись радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний: – лица, получившим дозу облучения, превышающую 25 сЗв, – 9424, – лицам, получившим дозу облучения, больше 5, но не более 25 сЗв, – 33811. В Алтайском крае проживает 90 % облученных в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне, остальные 10 % – в других субъектах РФ. Учеными Алтайского государственного медицинского университета и научно-исследовательского института региональных медико-экологических проблем при проведенных эпидемиологических исследованиях состояния здоровья потомков облученных в 1949 г., потомков иммигрантов, прибывших в населенные пункты края после взрыва 1949 г. и детей контрольных районов установлено, что частота болезней большинства классов у детей облученных родителей существенно выше, чем у детей мигрантов и контрольных районов. Наиболее высокий уровень

заболеваемости обнаружен у детей, родители которых, проживали в момент испытания на территории с эффективной дозой более 50 сЗв.

Материалы исследования Алтайского филиала Российского онкологического научного центра им. Н.Н.Блохина РАМН, НИИ комплексных проблем гигиены и профессиональных заболеваний СО РАМН, Алтайского краевого онкологического диспансера показывают, что радиационное воздействие было прямым, на здоровье реально живущих поколений, и отставленным. Возможны отдаленные последствия радиационной травмы. Они могут проявиться в последующих поколениях, что вызывает необходимость создания системы диагностики, мониторинга, прогнозирования общественного здоровья и реабилитации населения. В 1970-1974 гг. (через 21-25 лет после первого ядерного испытания), когда в процесс воспроизводства вступила когорта женщин, получивших внутриутробно и в возрасте 0-10 лет максимальные дозы радиационного воздействия проявилось нарушение вторичного соотношения полов (до 96,6 мальчиков на 100 девочек), что является индикатором предшествующей радиационной травмы населения. На общем фоне тенденций снижения уровней показателей смертворождаемости, младенческой смертности, в том числе и от врожденных аномалий развития, определяется их «всплеск» в 1970-1979 гг., когда в процесс воспроизводства вступила когорта женщин, родившихся в 50-х годах. Рост показателей в 1991-1996 гг. связан, в том числе, и со второй волной последствий ядерных испытаний, когда основное участие в воспроизводстве принимали дочери этих женщин, родившиеся в 1975 - 1979 гг. Индикаторная для радиационного воздействия на население причина смерти (злокачественные новообразования) характеризуется высоким приростом показателей онкологической смертности населения края в 50-е и начале 60-х годов; ее «всплесками» среди детей, пришедшимися на 60-е и начало 70-х гг.; высоким уровнем онкосмертности среди населения молодых возрастных групп (20-34 года) в 60-е и в начале 70-х годов и понижением ее в последующие годы, уровни заболеваемости основной индикаторной патологией — злокачественными новообразованиями — растут (с 282,0 до 377,9 на 100 000 нас.), т. е. продолжает реализовываться отставленный эффект радиационной травмы популяции, но относительно стабильными в течение последних лет остаются показатели смертности (200,0 - 211,8 на 10⁻⁵ населения) [23-31].

В рамках федеральной программы «Семипалатинский полигон – Алтай» проводятся социальные и реабилитационные меры, направленные на устранение возможных негативных влияний ядерных испытаний, на здоровье населения. В зависимости от полученной дозы облучения население края делится на две категории:

- 1) когорты с эффективной дозой более 25 сЗв, их дети и внуки;
- 2) когорты с дозой облучения более 5 сЗв, но менее 25 сЗв, их дети и внуки.

В соответствии с концепцией, все облученное население, входящие в указанные категории, подлежат целевой диспансеризации и социальной защите. В настоящее время последствия первого ядерного испытания выражаются в основном, в радиационном поражении населения края. Радиоактивное загрязнение территории невысокое и не представляет опасности для проживания и хозяйственной деятельности. Однако на территории края остро стоят социальные проблемы, связанные с неадекватным восприятием последствий радиационного воздействия вследствие ядерных испытаний и беспокойством за здоровье детей [14].

Литература

1. Последствия ядерной войны для здоровья населения и служб здравоохранения. Доклад международного комитета экспертов в области медицины и общественного здравоохранения по выполнению резолюция WHO-34.38. - Женева: ВОЗ, 1984 г.
2. Новикова Т.А. Создание ядерного оружия в США и СССР. Общие и особенные черты. 1939 - 1949 гг.: автореф. дис. канд. ист. наук. - М., 2006. - 32 с.

3. Севрюк Н.А. Разработка и реализация атомных проектов СССР и США (1939-1949 гг.): автореф. дис. канд. ист. наук. - Челябинск, 2005. - 250 с.
4. Создание первой советской ядерной бомбы /под ред. В.Н. Михайлова - М.: Энергоатомиздат, 1995. - 448 с.
5. Ядерные испытания в СССР. Семипалатинский полигон. Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. – М., 1997. - 319 с.
6. Триумф и трагедия народа. К 62-летию первого советского ядерного испытания (29.08.1949 г.) ГПНТБ СО РАН, Новосибирск, 2011 URL: http://www.spsl.nsc.ru/win/smr/atom_ltrt.htm (Дата обращения 12.03.2012).
7. Ядерное испытание 29 августа 1949 г. Радиационное воздействие на население Алтайского края. /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1997. - 267 с.
8. The 29 August, 1949 Nuclear Test. Radioactive Impact on the Altai Region Population. /Shoikhet J.N. [et al]. – Barnaul: IRMEP, 1998. - 240 p.
9. Шойхет Я.Н. Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Материалы к докладу Научного совета программы /Я.Н.Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1993. - 130 с.
10. Shoikhet Ya.N., Brukhanov V.M. Remote consequences of the Nuclear test Range for the Population of the Altai region; medical aspects. The First International Symposium of the Japan-Russia Medical Exchange Foundation and the Japan-Russia Medical Collaborative Organization on the Methods and Processes of Japan-Russia North East Asia Medical Exchange. - Niigata, 1993. - 38 p.
11. Nuclear tests at the Semipalatinsk Test Site. Radiation Impact on the Altai Region Population /Shoikhet J. N. [et al]. – Barnaul, 1999. - 86 p.
12. Исследование последствий радиационных загрязнений районов Алтайского края - Новосибирск: ИЦиГ СО РАН, 1993. - 108 с.
13. Лоборев В.М. Реконструкция доз облучения населения Алтайского края от ядерного взрыва 29 августа 1949 г. /В.М. Лоборев [и др.]. //Вестник научной программы «Семипалатинский полигон-Алтай». – 1994, №1. - С.27 - 56.
14. Последствия радиационного воздействия ядерных испытаний на население Алтайского края и меры по его социальной защите /под ред. С.К. Шойгу.- Барнаул: Изд-во АзБука, 2004. - 500 с.
15. Долговременные последствия для здоровья населения радиационного воздействия и антропогенного загрязнения окружающей среды /Я.Н., Шойхет [и др.]. //Всероссийская конференция по экономическому развитию Сибири. - Новосибирск, 1993. - С.99 - 118.
16. Медико-биологические последствия облучения населения Алтайского края. /А.И. Алгазин [и др.]. //Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края: Материалы научных исследований. - Барнаул: Научный совет комплексной программы, 1993 Т. 1, кн. 3. - С.159 - 173.
17. Медицинские последствия облучения на следе ядерного взрыва. РАМН, Сибирское отделение /Я.Н. Шойхет [и др.]. – Барнаул, 2002. - 380 с.
18. Аномальные повышения радиоактивного фона на территории Алтайского края /Ю.В. Робертус [и др.]. //Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. - Барнаул, 1993. Т.1, кн.1. - С. 112-116.
19. Шойхет Я.Н. Радиационное воздействие на население Алтайского края ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне/Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул, 1999. - 346 с.
20. Колядо В.Б. Потери здоровья жителей сельских населенных пунктов Алтайского края в зоне влияний ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне /В.Б. Колядо [и др.]. - Барнаул, 1998. - 328 с.
21. Колядо В.Б. Потери здоровья населения от облучения радиоактивными осадками при ядерных испытаниях. Ретроспективная медико-демографическая оценка /В.Б. Колядо, Я.Н.Шойхет. - Барнаул: НИИ РМЭП, 1998. - 232 с.

22. Формирование регистра лиц, подвергшихся радиационному воздействию при испытании ядерного устройства на Семипалатинском полигоне 29 августа 1949 г. /А.И. Алгазин [и др.]. //Вестник научной программы «Семипалатинский полигон – Алтай». - 1996, № 1. - С.57 - 67.
23. Лазарев А.Ф., Шойхет Я.Н., Россоха Е.И.. Злокачественные лимфомы в Алтайском крае. - Барнаул: АГМУ РИО, 2005. - 136 с.
24. Лазарев А.Ф., Шойхет Я.Н., Петрова В.Д., Писарева Л.Ф.. Рак щитовидной железы в Алтайском крае. - Барнаул: АГМУ РИО, 2003. - 206 с.
25. Колядо В.Б. Медико-демографический анализ (на основе индикаторной патологии) здоровья населения Алтайского края за 40-летний период (1950-1990) в связи с ростом на территории экологической нагрузки. – Препринт №7. – Новосибирск, 1992. – 31 с.
26. Железникова Л.И. Радиационное загрязнение территории и врожденные аномалии развития: на примере воздействия на население Алтайского края испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне: дис. .канд. биол. наук. - Новокузнецк, 2000. - 148 с.
27. Шойхет Я.Н. Злокачественные новообразования кожи в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2003. - 163 с.
28. Шойхет Я.Н. Рак печени в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2004. - 211 с.
29. Шойхет Я.Н. Рак толстой кишки в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2006. - 212 с.
30. Шойхет Я.Н. Злокачественные опухоли костей в Алтайском крае/Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2004. - 184 с.
31. Шойхет Я.Н. Рак лёгкого в Алтайском крае /Я.Н. Шойхет [и др.]. - Барнаул: АГМУ РИО, 2006. - 158 с.

РЕКОНСТРУКЦИЯ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ РАДОНА В ВОЗДУХЕ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ МОНИТОРИНГА МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА- ИЗЛУЧЕНИЯ ВНУТРИ ПОМЕЩЕНИЙ

С.А. Кургуз, В.А. Воеводин

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

В ходе масштабных работ по обследованию жилой застройки с. Атаманово Сухобузимского района Красноярского края и детальным многолетним наблюдениям в домах с аномальным содержанием газа радона-222 (свыше 1 кБк/м³) в воздухе помещений неоднократно фиксировались значения МД гамма-излучения, существенно отличающиеся от средних значений, полученных для однотипных строений. При достаточно высоком содержании радона повышение МД гамма-излучения может быть значительным и отличаться от среднего в два и более раза [1, 2]. Причем такое повышение мощности дозы гамма-излучения не было обусловлено как высоким содержанием естественных радионуклидов в стройматериалах, так и наличием каких-либо техногенных источников гамма-излучения внутри помещений. При этом вариации МД гамма-излучения подчиняются лишь динамике изменений уровня радона, и определяются содержанием гамма-излучающих дочерних продуктов распада (ДПР) газа в объеме помещения. На рис. 1 показан один из примеров совместного поведения уровней содержания радона в воздухе и МД гамма-излучения в помещении.



Рис. 1. Результаты мониторинга МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе жилого помещения, расположенного на 1 этаже, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало измерений 26.10.1998 г.)

Было установлено, что для различных помещений величина подобных вариаций МД гамма-излучения относительно регистрируемых значений объемной активности (ОА) радона в воздухе может быть различной. На рис. 2 показаны характерные примеры количественных связей между значениями МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе помещений в однотипных и идентичных по исполнению домах с аномальным содержанием радона по ул. Связи с. Атаманово. Результаты, полученные в разное время и при различных условиях, можно с большой степенью достоверности аппроксимировать линейной функцией, угол наклона которой к оси абсцисс нами и рассматривался в качестве коэффициента пропорциональности изменений МД гамма-излучения или показателя роста (ПР) МД гамма-излучения (сокр. ПРМД) относительно изменения уровня ОА радона в воздухе, $((\text{нЗв} \cdot \text{м}^3)/(\text{час} \cdot \text{Бк}))$.

Обращает на себя внимание то, что результаты, полученные в разное время, независимо от величины ОА в воздухе, а также в разных домах при равном пространственном положении точек наблюдений относительно планировки квартир (2, 3, 4 на рис. 2) характеризуются равной или близкой по значению величиной ПРМД. При этом их математическое описание отличается лишь начальными значениями МД гамма-излучения в точках наблюдений внутри помещений (160 и 150 нЗв/ч). Начальные значения МД гамма-излучения для этих точек наблюдения были получены в летнее время при открытых в домах окнах и дверях, когда содержание радона в воздухе помещений не превышало 100 Бк/м^3 [1]. Для других точек наблюдений в нормальных условиях микроклимата, равно как и для помещений в целом (1 и 5 на рис. 2), величина ПРМД заметно варьируется.

Следует отметить, что необходимы условия наличия минимально-достаточного уровня содержания радона в воздухе для достоверной регистрации роста МД гамма-излучения в помещениях различного объема. В данном случае под достоверностью мы понимаем рост МД гамма-излучения, численно превышающий рядовое (фоновое) значение не менее чем на 30 % – основное условие корректного и достоверного

определения величины в практической дозиметрии. Эти условия для нормальных показателей среды внутри помещений показаны на рис. 3.

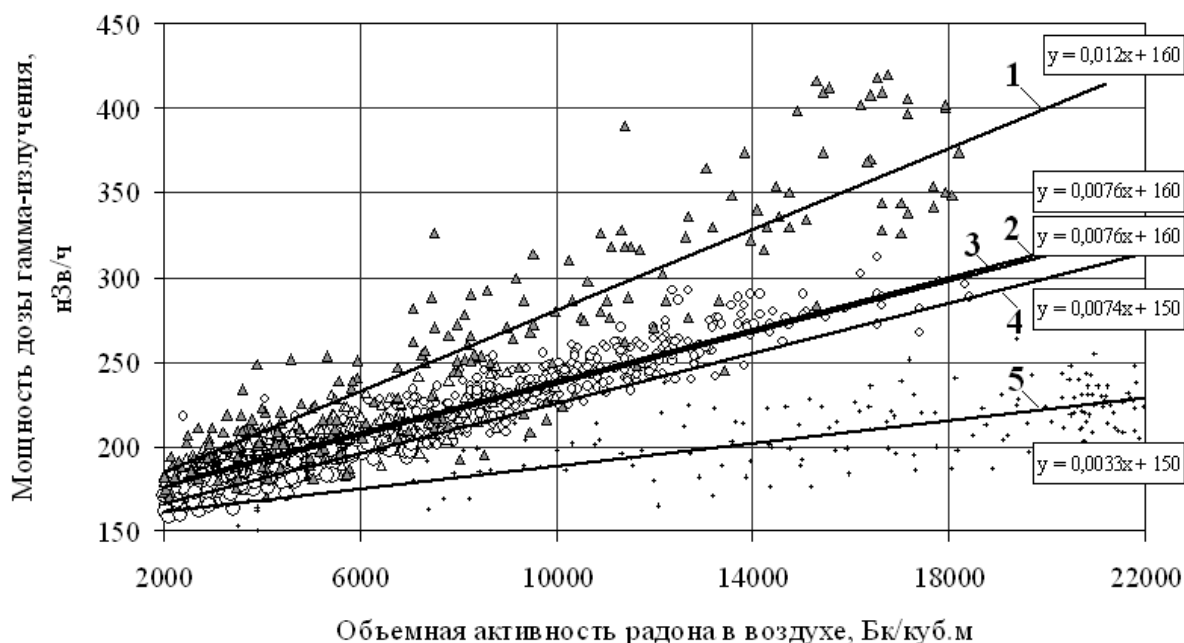


Рис. 2. Количественная связь между МД гамма-излучения и ОА радона в воздухе помещений с. Атаманово Красноярского края: 1 – ул. Связи, д. 42-2, центр квартиры (с 24.08.1999 г, продолжительность – 359 ч); 2 – ул. Связи, д. 42-2, гостиная (с 26.10.1998 г, продолжительность – 358 ч); 3 – ул. Связи, д. 42-2, гостиная (с 30.09.1999 г, продолжительность – 524 ч); 4 – ул. Связи, д. 44-2, гостиная (с 09.06.1998 г, продолжительность – 202 ч); 5 – ул. Связи, д. 44-2, подвальное помещение (с 24.05.2000 г, продолжительность – 161 ч).

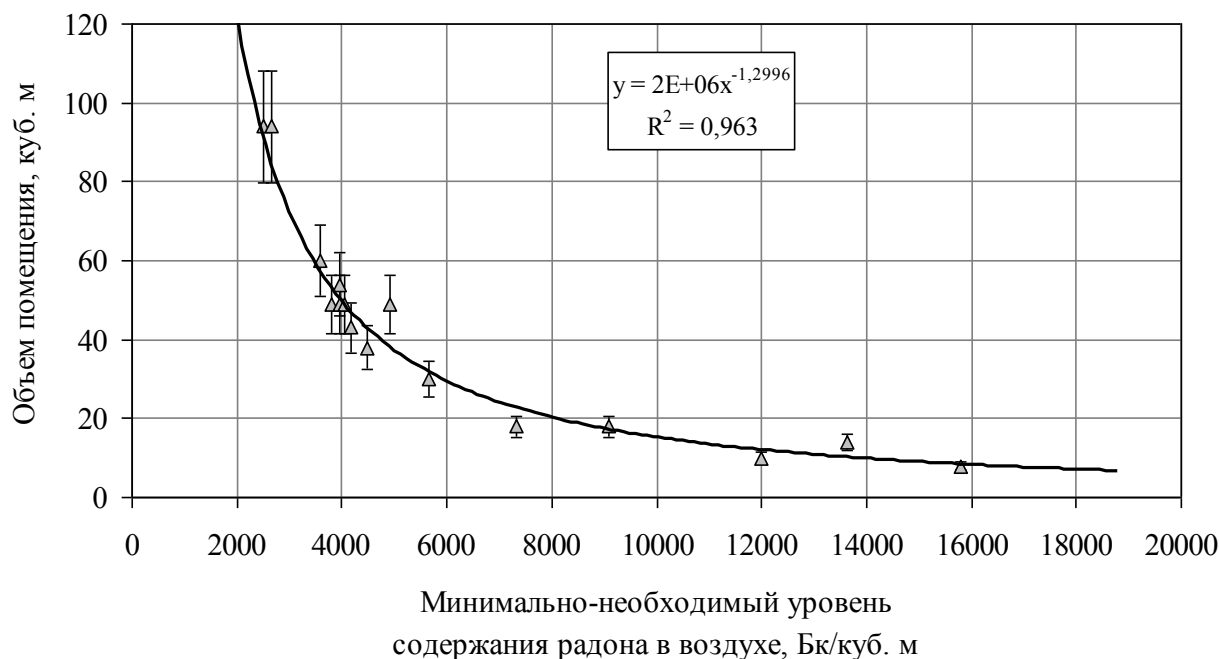


Рис. 3. Условия наличия минимально-необходимого уровня содержания радона в воздухе для достоверной регистрации роста МД гамма-излучения в помещениях

Было установлено, что величина ПРМД пропорциональна внутреннему объему комнат и значениям коэффициента равновесия газа и его ДПР в воздухе. На рис. 4 показаны экспериментальные данные зависимости величины ПРМД от внутреннего объема помещений. Данные были получены при проведении непрерывных и неоднократных инструментальных измерений длительностью не менее 2 суток в точках, расположенных преимущественно по центру различных помещений с аномальным содержанием радона в воздухе на высоте 1..1,5 м от пола.

Измерения проводились с привлечением многопараметрических радоновых монитор-дозиметров «AlphaGUARD PQ2000», один из которых – со встроенным гамма-каналом, и непрерывного измерителя мощности эквивалентной дозы гамма-излучения «GammaTracer», производства «Genitron Instruments GmbH» (Германия).

На рис. 4 видно, что в помещениях большого объема коэффициент пропорциональности изменений МД гамма-излучения будет выше, независимо от величины уровня радона в воздухе. При этом общая зависимость величины ПРМД гамма-излучения от объема помещений ($V_{\text{пом}}$) не носит линейный характер, но может предварительно быть описано (для идентичной геометрии воспроизведения измерений в нормальных условиях среды) эмпирическим уравнениями вида: $Y=0,023 \cdot (1-\text{EXP}(-0,007 \cdot X))$ или $Y=(-0,0000006 \cdot X^2)+(0,0002 \cdot X)$ в коридоре погрешности $\pm 15\%$, что является удовлетворительным условием для радиометрических и дозиметрических измерений.

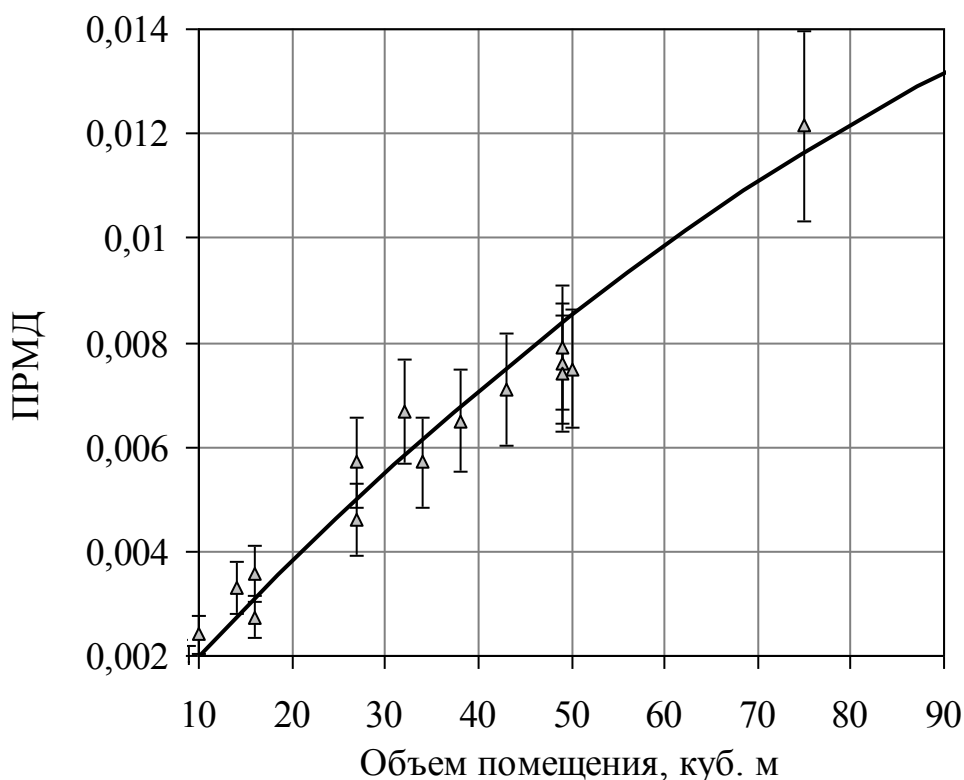


Рис. 4. Экспериментальные данные зависимости величины ПРМД $((\text{нЗв} \cdot \text{м}^3)/(\text{час} \cdot \text{Бк}))$ от объема помещений

С целью оценить правильность подобной интерпретации результатов многолетних наблюдений, был организован следующий эксперимент.

В произвольной точке квартиры д. 42-2 (с. Атаманово, ул. Связи) устанавливались на 2 суток два типа приборов AlphaGUARD PQ2000 и GammaTracer. После периода

сверочных испытаний с целью определения соотношения изменений МД гамма-излучения к ОА радона в воздухе, в контрольной точке оставался только GammaTracer в неизменном положении на несколько недель. GammaTracer располагался ближе к углу помещения гостиной вдоль несущей стены на уровне пола. Выбор местоположения контрольной точки ограничивался преимущественно, исходя из пожеланий, проживающих на тот момент жильцов.

В течение всего времени эксперимента вблизи GammaTracer было также произведено несколько нерегулярных, в том числе и инспекционных измерений содержания радона в воздухе приборами AlphaGUARD. Цель эксперимента предусматривала реконструкцию вариаций уровня радона в помещении по результатам измерений МД гамма-излучения. Предполагалось также, что на всем протяжении эксперимента значение ПРМД будет оставаться постоянной или его изменения будут не критичны для конечного результата. Результаты реконструкции уровней радона в воздухе помещения по результатам длительного мониторинга МД гамма-излучения показаны на рис. 5.

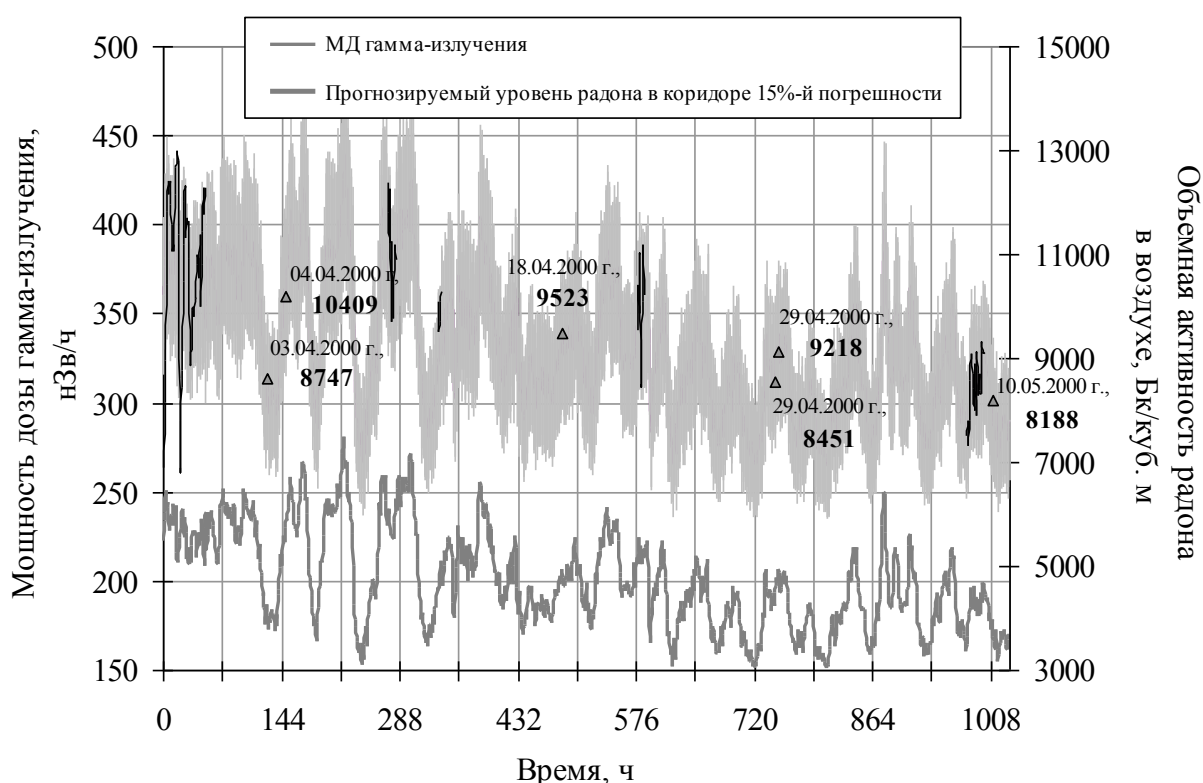


Рис. 5. Реконструкция уровней радона в воздухе помещения на 1 этаже по результатам мониторинга мощности дозы гамма-излучения, с. Атаманово, ул. Связи, д. 42-2 (начало 28.03.2000 г., экспозиция – 60 мин.)

Видно, что фактические результаты измерений содержания газа радона в воздухе укладываются в коридор 15%-й погрешности для прогнозируемых (реконструируемых) его уровней по результатам измерений МД гамма-излучения. При этом по результатам фактических измерений величина ПРМД гамма-излучения изменялись несущественно в диапазоне от $4,2 \cdot 10^{-3}$ до $5,1 \cdot 10^{-3}$, при среднем значении $4,6 \cdot 10^{-3} \pm 0,4 \cdot 10^{-3}$ и является близким к первоначально-определимому значению.

Таким образом, полагаем доказанным принципиальную возможность оценки (прогноза, реконструкции) уровней радона с приемлемой точностью по результатам непрерывных измерений мощности дозы гамма-излучения, т.е. на основании рассчитанного заранее значения ПРМД и измеренных фоновых значений для конкретной

точки помещения в нормальных условиях среды. Это позволяет, с нашей точки зрения, величину ПРМД рассматривать как самостоятельную характеристику для помещений с различными линейными размерами, а также, при необходимости, и как характеристику корректности выполнения тех или иных видов радиоэкологических исследований в различных пространственных условиях.

Подобная реконструкция уровней радона по результатам измерений МД гамма-излучения в помещениях, как самостоятельный вид радонометрических исследований, несомненно, будет эффективной при значениях уровней газа в воздухе помещений существенно выше 1 кБк/м^3 , поскольку прирост МД при активностях ниже составит лишь 10 нЗв./ч – величины достоверно не определяемой. Можно оценить лишь динамику таких малых изменений МД гамма-излучения с течением длительного времени [3]. Однако, на наш взгляд, у подобного приема имеются ряд преимуществ, более предпочтительных в сравнении с другими радонометрическими методами для решения целого комплекса практических задач в условиях, предполагающих кардинальное изменение радоновой ситуации. Стоимость средств измерений МД гамма-излучения несоизмерима низка в сравнении с устройствами для оценки уровней радона или его ДПР в воздухе, длительно работающих в режиме реального времени. Простота принципиальной схемы подобных средств для регистрации гамма-квантов определяет их малые размеры, длительность автономной работы в неблагоприятных условиях среды, а также гибкость их интеграции в системы наблюдения за различными показателями делают их привлекательными для возможного практического применения при решении ряда задач прикладной радонометрии. Например, для оценки и прогноза состояния грунтовых оснований и фундаментов зданий, находящихся над магистралями метрополитенов, а также о возможности предварительного прогноза ухудшения сейсмической обстановки.

Литература

1. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Арефина Л.Г., Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 52-54.
2. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. – Красноярск: КрасГАСА, 2002. С. 61-70.
3. Собянина Е.В. Природные причины изменчивости γ -фона / Собянина Е.В., Григорьев А.И., Коваленко В.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 561-564.

ВЛИЯНИЕ ВЛАЖНОСТИ НА ВАРИАЦИИ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В УСЛОВИЯХ АНОМАЛЬНОГО СОДЕРЖАНИЯ РАДОНА В ВОЗДУХЕ

С.А. Кургуз, А.И. Григорьев

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

В практике радиоэкологических исследований нередко случаи существенного (в 2 и более раз) повышения мощности дозы (МД) гамма-излучения, как в домах, так и на других объектах с аномальным содержанием радона в воздухе [1, 2, 3, 4]. Так, например, уровень объемной активности радона в воздухе помещений, при котором заметно (на 10...15%) возрастает МД гамма-излучения в помещениях, по проведенным оценкам

составляет 700-800 Бк/м³. Несмотря на возможные вариации фоновых значений МД гамма-излучения вне зданий, большая часть подобных примеров в известной мере, с учетом регистрируемых уровней объёмной активности радона в воздухе, внутреннего объема и конфигурации помещений, может быть легко описана математически [5]. Однако некоторые примеры зачастую не поддаются адекватному описанию, и в подобных случаях заметное повышение МД гамма-излучения, как правило, наблюдается при существенно меньшем содержании радона в воздухе. В первую очередь это относится к помещениям с повышенной влажностью или запыленностью воздуха, а также к результатам длительного мониторинга МД гамма-излучения на открытой местности при продолжительных туманах [6, 7]. В таких случаях на величину МД влияют два противоположных процесса: увеличение содержания паров воды (или пыли) в воздухе, с одной стороны, способствует снижению (экранированию) интенсивности гамма-излучения дочерних продуктов распада (ДПР) радона, с другой стороны, повышает объёмную концентрацию радона и его ДПР в воздухе за счёт растворения радона в каплях влаги и адсорбции ДПР на поверхности капель и частиц пыли.

Естественно, что подобные процессы сопровождаются значительными вариациями коэффициента равновесия между активностью радона и его ДПР в воздухе. При этом такие вариации могут быть обусловлены самыми разными причинами. Наиболее убедительным выглядит следующее описание:

При распаде атома радона образуется свободный ион Po-218. Молекулы водяного пара и атомы атмосферных газов мгновенно окружают его, образуя кластер диаметром 2...20 нм. Такой кластер, как и ион Po-218, могут рассматриваться как свободные, простые и несвязанные продукты распада, которые имеют высокую подвижность и через 10...100 с связываются с пыле-аэрозольными частицами размером 50...500 нм. Po-214, образующийся при альфа-распаде связанного Po-218, может остаться связанным с аэрозольной частицей или высвободиться в результате акта отдачи. Bi-214, образующийся при распаде связанного Po-214, обычно остается в связанном состоянии, поскольку энергия отдачи при бета-распаде недостаточна для выброса свободного иона. Скорость осаждения связанных продуктов распада радона примерно в 100 раз меньше, чем свободных, в соответствии с этим роль осаждения связанных продуктов распада, как механизма удаления активности, пренебрежимо мала по сравнению с процессами радиоактивного распада [8, 9]. Таким образом, удельная активность ДПР радона в запыленном и влажном воздухе может значительно превосходить активность самого радона и особенно при условиях интенсивного дополнительного переноса связанных ДПР из одного помещения в другое. Однако эти предположения нуждаются в экспериментальном подтверждении. Но косвенно это подтверждается следующими наблюдениями. Накопление пыле-аэрозольных частиц в приземном слое воздуха наблюдается при продолжительных туманах и степень загрязненности воздуха тесно связана с началом и окончанием отопительного сезона [6]. Подобные обстоятельства в отсутствии ветра характеризуются также значительным (до 30 % и выше) и продолжительным по времени (до нескольких часов или даже дней) увеличением МД внешнего гамма-излучения при его длительном автономном мониторинге [7].

С целью проверки правильности подобных утверждений нами был выполнен многодневный (почти 19 суток) эксперимент в герметичном эманационном контейнере с внутренним объемом 4 м³ с привлечением специальной версии многопараметрического радонового монитор-дозиметра «AlphaGUARD PQ2000», метрологически поверенного в качестве рабочего эталона, со встроенным гамма-каналом и приставкой для определения содержания ДПР радона в воздухе «WL-Meter» с интегрированным интерфейсом. Внешний вид контейнера и положение прибора внутри него показано на рис. 1.

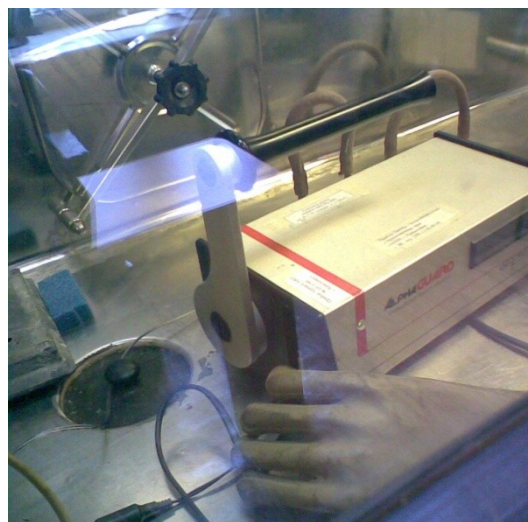


Рис. 1. Внешний вид эманационного контейнера и положение прибора при проведении эксперимента по изучению влияния влажности на вариации МД гамма-излучения (г. Красноярск, ул. Сопочная, д. 38)

Требуемая активность радона создавалась разгерметизацией сосуда (генератора радона) с образцом породы Усть-Ангарского уранового месторождения (Красноярский край), помещенного в защитный свинцовый домик внутри эманационного контейнера. Изменение влажности осуществлялась при помощи бытового увлажнителя воздуха, также помещаемого внутрь контейнера. На всем протяжении эксперимента внутри контейнера также работал вентилятор, и положение оборудования и средств измерений оставалось неизменным. Результаты эксперимента показаны на рис. 2. Точки A1, A2 и A3 – моменты разгерметизации генератора радона длительностью в 10 минут. Точки w1 и w2 – моменты включения бытового увлажнителя внутри контейнера длительностью в 10 минут.

В течение первых 65 ч никаких манипуляций не производилось. Слабый рост активности радона в этот период был обусловлен, по-видимому, недостаточной герметизацией генератора радона. Тем не менее, видно, что достижение активности радона в контейнере до 2000 Бк/м^3 не вызвало видимых изменений МД гамма-излучения внутри контейнера, а защита свинцом генератора радона признана удовлетворительной.

При оценке и обобщении полученных результатов в качестве основного показателя рассматривалась не фактическая величина МД гамма-излучения, а коэффициент пропорциональности изменений или показатель роста (ПР) МД гамма-излучения (сокр. ПРМД) относительно изменения уровня объемной активности радона в воздухе, $((\text{нЗв} \cdot \text{м}^3)/(\text{час} \cdot \text{Бк}))$ [2, 5].

В момент времени, соответствующей положению на графиках точки A1 было резко увеличено содержание радона в воздухе контейнера до 14 кБк/м^3 , что привело к немедленному росту МД гамма-излучения ориентировочно на 35-40 нЗв/ч. Далее падение активности радона соответствовало картине его радиоактивного распада. В момент w1 было включен бытовой увлажнитель, для чего пришлось кратковременно (в течение 4 мин) разгерметизировать шлюз эманационного контейнера, что видно по небольшому скачкообразному снижению содержания радона внутри контейнера до 7 кБк/м^3 . Влажность внутри контейнера в последующие 80 ч выросла с 23 до 59 %.

Далее в момент w2 влажность воздуха намеренно повысили практически до 90 % и оставили систему еще на 120 ч до нового повышения активности радона внутри контейнера в момент A2, а затем и A3.

Таким образом, на отрезке A1-A2 мы имеем три уровня влажности от 23 до 90 % в течение которого падение МД гамма-излучения затем сменилось небольшим, но заметным ее ростом. Для отрезков A1-w1, w1-w2, w2-A2 величина ПРМД (приведенной к нЗв/ч с

учетом начального фона равного 135 нЗв/ч оказалась различной: 0,003, 0,0034 и 0,0068 соответственно, т.е. величина отклика МД гамма-излучения увеличилась сначала на 9 %, а затем и более чем в два раза. Данная ситуация может быть иллюстрирована рис. 3, на котором видно, что своего рода «критическим» барьером влажности является отрезок 65-75 %, при котором увеличение МД составит уже десятки процентов.

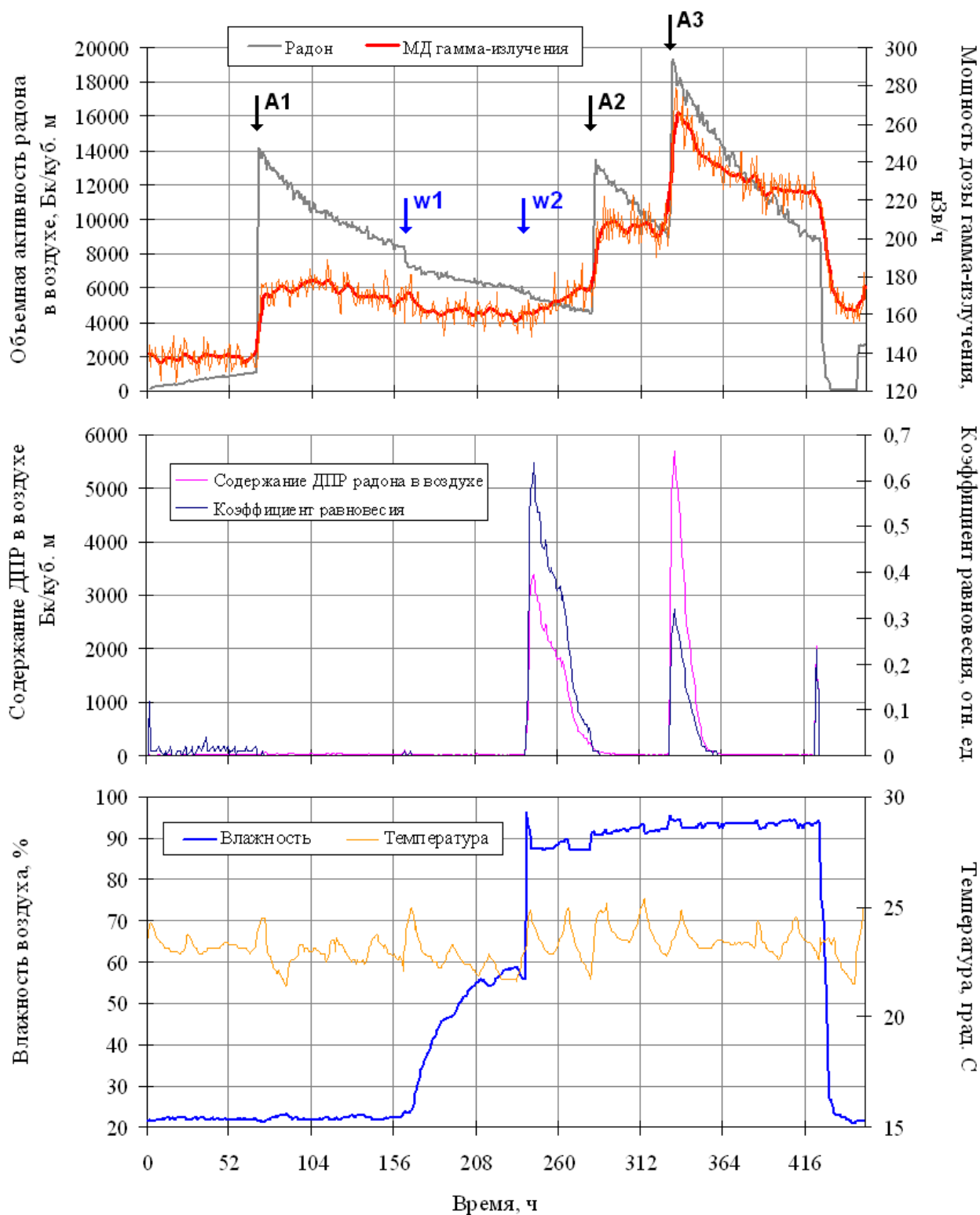


Рис. 2. Результаты эксперимента по изучению влияния влажности воздуха на вариации МД гамма-излучения внутри эманационного контейнера (11.03.2011 г – 30.03.2011 г, экспозиция – 60 мин)

Это также наглядно видно на рис. 2, когда создаваемые практически равные активности в моменты $A1$ и $A2$ вызывают практически вдвое отличающиеся друг от друга уровни МД гамма-излучения внутри контейнера.

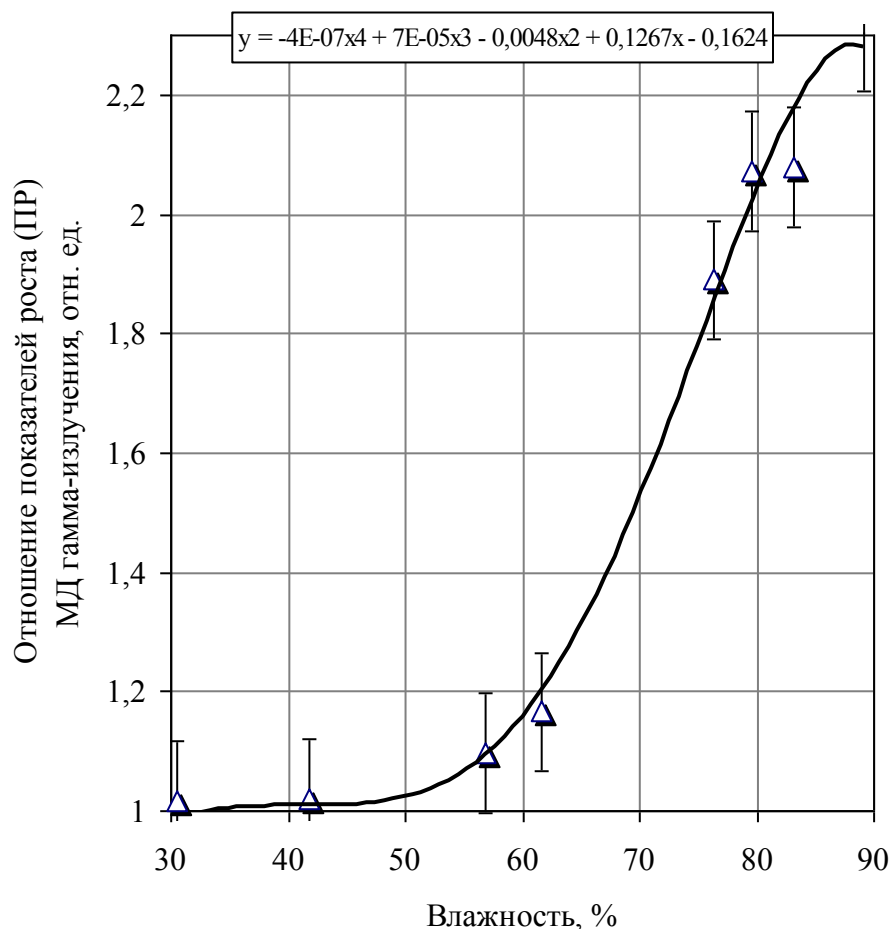


Рис. 3. Зависимость величины ПРМД от влажности воздуха в эманационном контейнере

Характерно, что величина ПРМД на отрезке $w2-A2-A3$ практически не меняется и составляет $0,0068 \pm 0,002$. Подобное, на наш взгляд, возможно лишь при условии резкого увеличения содержания ДПР в воздухе, когда скорость их осаждения на стенки контейнера становится пренебрежимо малой. Это также хорошо видно на нижнем графике, когда, начиная с момента повышения влажности $w2$, коэффициент равновесия составил 0,65, что является характерным для помещений лишь с внутренним объемом равным или свыше 350 м^3 при нормальных условиях влажности и минимальной запыленности. Обычное (многократно подтверждаемое экспериментально) значение коэффициента равновесия в эманационном контейнере составляет 0,02...0,04. Таким образом, только лишь за счет повышения влажности удалось увеличить это значение более чем в 20 раз. Постепенный спад значений коэффициента равновесия обусловлен, по-видимому, намоканием фильтра на детекторе, в результате чего снизилась регистрирующая способность приставки «WL-Meter» для определения содержания ДПР в воздухе. Это обстоятельство также подтверждается и в момент $A3$, когда резкое увеличение активности газа радона в условиях влажности более 90 % вызвало видимый рост коэффициента равновесия лишь до значения 0,33, при этом МД гамма-излучения выросло более значительно.

Таким образом, можно констатировать, что, озвученные ранее предположения о механизме образования в воздушной среде «долгоживущих» совместных кластеров ДПР радона и аэрозолей подтверждены. Подобное обстоятельство, в свою очередь, позволяет

рассматривать влажность среды, как фактор, способствующий при определенных условиях кардинальному изменению картины поведения МД гамма-излучения от изменений активности радона в воздухе.

Литература

1. Уникальная радоновая аномалия в с. Атаманово / Арефина Л.Г., Болотова М.В., Воеводин В.А., Коваленко В.В., Кургуз С.А. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 52-54.
2. Вариации мощности дозы внутри помещений в домах с аномальным уровнем радона в воздухе / Кургуз С.А., Воеводин В.А., Болотова М.В., Коваленко В.В. // «Ученые – юбилею вуза»: Сб. науч. тр. – Красноярск: КрасГАСА, 2002. С. 61-70.
3. B.S. Bajwa et al. A combination study of indoor radon and gamma radiation levels in Tusham ring complex / ELSEVIER, Radiation Measurements 43 (2008) S475 – S478.
4. Дозы облучения населения Красноярского края / Григорьев А.И., Коваленко В.В., Панкратов Л.В., Собянина Е.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 163-166.
5. Кургуз С.А. Некоторые особенности и закономерности в поведении мощности дозы гамма-излучения в домах с аномальным содержанием радона в воздухе // Приложение к журналу «В мире научных открытий», Вып. 1, Материалы IV Всероссийской научно-практической конференции «Научное творчество XXI века» с международным участием. – Красноярск: Изд-во «Научно-инновационный центр», 2011. С. 298-299.
6. Швер Ц.А. Климат Красноярска / Швер Ц.А. Герасимова А.С. // Ленинград Гидрометеоздат, 1982, 229 с.
7. Собянина Е.В. Природные причины изменчивости γ -фона / Собянина Е.В., Григорьев А.И., Коваленко В.В. // Материалы II Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», 18-22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тантем-Арт», 2004. С. 561-564.
8. Доклад НКДАР ООН, Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации, изд. Мир, 1992, т. 1., 534 с.
9. Отчет НКДАР ООН, Источники, эффекты и опасность ионизирующего излучения, изд. РАДЭКОН, 2002, т. 1., 306 с.

ВЛИЯНИЕ ВОДОПОГЛОЩЕНИЯ ГОРНОЙ ПОРОДЫ НА ЭМАНИРУЮЩУЮ СПОСОБНОСТЬ

С.А. Кургуз, И.В. Тарасов

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

Несмотря на длительную историю исследований эманирования различных веществ, вопрос о влиянии содержания поровой влаги на эманирование горных пород до сих пор остается открытым. Вместе с тем, известно, что влажность это практически единственный внешний фактор в условиях нормальных температур и давления естественной среды, который может существенно влиять на эманирование. Учитывая широкий диапазон изменения естественной влажности горных пород, исследования в данной области представляются нам крайне актуальными. Существующие на сегодняшний день точки зрения на подобную проблему у многих авторов порой кардинально отличаются и зачастую противоречат друг другу: от объяснений о незначительном влиянии влажности на радоновыделение из горных пород и строительных материалов (на уровне процентов)

до крайне значительных (в десятки процентов) изменений их фактической эманулирующей способности.

Так, например, в литературе наиболее распространено мнение, что увеличение степени заполнения пор породы водой препятствует выходу радона из порового пространства и, соответственно, приводит к снижению коэффициентов эманирования породы, т. е. при увеличении влажности породы уменьшается коэффициент диффузии в пористой среде. Данное положение подтверждается, например, работами И.Е. Старика и его сотрудников [1, 2, 3]. В этих и других работах, посвященных изучению эманирования радиоактивных руд и минералов [4] приведены результаты исследований эманирования урановых минералов и дана оценка влияния ряда физических факторов на процесс эманирования. Так, например, в сухом песке авторами [4] было получено значение коэффициента диффузии $D = 6,5 - 7 \cdot 10^{-2} \text{ (см}^2 \cdot \text{с}^{-1}\text{)}$, а при влажности 15 % коэффициент диффузии равен $D = 1,5 - 2 \cdot 10^{-2} \text{ (см}^2 \cdot \text{с}^{-1}\text{)}$.

Позднее В.Л. Шашкин и М.И. Пруткина в работах [5, 6] обобщили имеющийся накопленный материал и предприняли попытку его объяснения с единых позиций на основе анализа результатов своих экспериментов и описанных в литературе экспериментов других исследователей [7]. Полученные данные позволили установить, что атомы отдачи удерживаются в капиллярах пленочной водой, покрывающей их стенки, а дальнейшее движение атомов зависит от динамического равновесия адсорбции и десорбции радона на стенках капилляров. Также в работах [8, 9] было показано, что выход радона из образцов и его перенос через пористую среду в существенной степени зависит от влажности материала и при значительной пористости и полном насыщении пор материала воздухом коэффициент диффузии (K_d) радона в этом материале будет приближаться к K_d в воздухе $((1,0 - 1,3) \cdot 10^{-5}, \text{ м}^2/\text{с})$, а при насыщении его водой к K_d в воде $((1,1 - 1,6) \cdot 10^{-9}, \text{ м}^2/\text{с})$. По-видимому, в узких капиллярах эманация передвигается не путём диффузии в воздухе, а в результате более сложного процесса, в который входит и адсорбционное взаимодействие. При этом атомы отдачи, с одной стороны, могут тормозиться адсорбированной на стенках капилляров водой, а с другой стороны вода, способна уменьшать эффект адсорбции.

Существует и другая точка зрения о крайне незначительном влиянии влажности на радоновыделение из горных пород. Так, например, в работе [10] утверждается, что предположение о значительном влиянии на процесс переноса радона жидкой или парообразной влаги пока не доказано, а авторы другой работы [11] однозначно показывают неспособность такого физического фактора, как влажность материала, сколько-нибудь существенно влиять на уровень его радоновыделения. При этом в своих исследованиях песчано-глинистых пород авторы оппонируют к данным, полученным Г.Ф. Новиковым [12] для образцов урановых руд, показанных на рис. 1.

Практика нашей многолетней работы показывает и позволяет утверждать, что для различных горных пород и строительных материалов с повышенным содержанием радия-226 наблюдаются принципиально разные картины влияния влажности на радоновыделение. От практически незначительного изменения (на несколько процентов) коэффициента эманирования образцов при варьировании их влажности в широких пределах (от сухого – к состоянию их полного водопоглощения) до абсолютно кардинальных изменений коэффициента эманирования в десятки процентов. Примером могут служить данные, приводимые в работе [13], в которой показана изменчивость радоновыделения в 1,5 раза для образца горной породы, помещаемого в качестве источника газа радона в герметичный контейнер при различной относительной влажности среды.

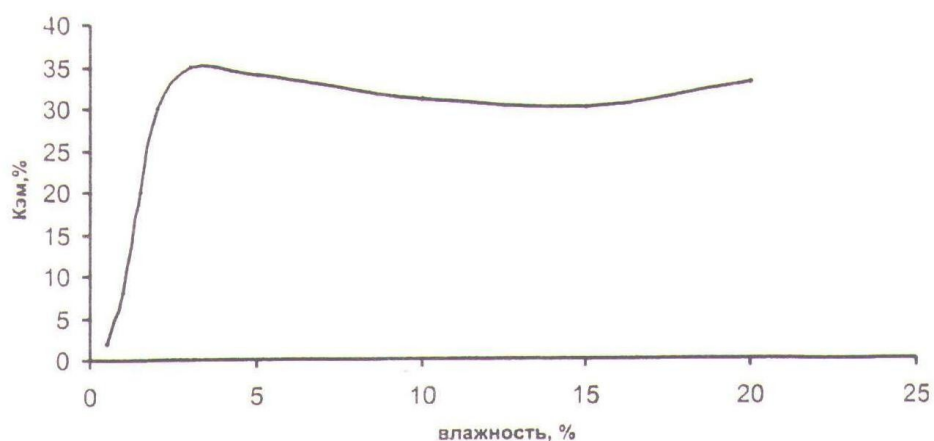


Рис. 1. Изменение коэффициента эманирования урановых руд с повышением влажности [11]

Исследуемый образец горной породы был взят из рудного отвала «Согренский» в пределах Усть-Ангарского месторождения, расположенного на правом берегу Ангары в районе юго-западной окраины пос. Усть-Ангарск Красноярского края. Отвал был образован в результате проходки четырех разведочно-эксплуатационных штолен в скальном береговом уступе высотой около 40...43 м и занимает участок берега от подножья уступа до уреза воды реки Ангары (рис. 2 и 3). Общий вид отвала напоминал усеченный конус и веерообразную форму в плане с максимальными размерами основания 70 × 36 м (на момент осени 2006 г). Высота выровненной верхней площадки над урезом воды в меженный период составляла 6 – 7 м и определялась уровнем воды в реке (рис. 3). При этом конфигурация внешней границы отвала со стороны Ангары регулярно претерпевала изменения в связи с постоянным размывом рекой, особенно в паводковые периоды. С поверхности горная масса отвала представляла собой не связанный дресвяно-щебнисто-глыбовый агрегат горных пород (доломитизированных известняков) с незначительным количеством песчаной и суглинистой фракции. Границы рудного отвала Согренского участка отчетливо фиксировались по показателю мощности дозы (МД) гамма-излучения. При этом около 78...80 % площади отвала занимают породы, обладающие МД гамма-излучения более 0,3 мкЗв/ч, около 45–50 % – более 0,6 мкЗв/ч и около 25 % – более 1,0 мкЗв/ч [14].

После завершения масштабных работ и защитных мероприятий к осени 2010 г, выполненных специализированным ООО «Квант» (г. Красноярск), границы и фиксируемые значения МД гамма-излучения кардинально изменились в сторону их уменьшения. Внешний вид территории отвала «Согренский» и бывших разведочно-эксплуатационных штолен после выполнения защитных мероприятий показан на нижних фотографиях рис. 2 и 3.

Там же в качестве опытного образца нами был выбран обломок доломитизированного известняка (максимальные линейные размеры: 130×75×42 мм; масса - около 540 г в естественных условиях влажности).

Выбор подобного образца горной породы для эманиционных испытаний был продиктован необходимостью достоверной регистрации изменений его массы при определении водопоглощения горной породы, а также возможностью достижения уровня радона в герметичном контейнере, существенно превосходящих эманиционную способность традиционных образцов строительных материалов и сырья. Внешний вид образца горной породы и его положение в установке для эманиционных испытаний показаны на рис. 4 и рис. 5.



Рис. 2. Положение рудной зоны с урановым оруденением в скальном уступе доломитизированных известняков на участке «Согренский» (осень 2006 г). Ниже – состояние (сентябрь 2010 г) после выполнения защитных мероприятий ООО «Квант», г. Красноярск

Рис. 3. Вид рудного отвала участка «Согренский» со стороны причала (осень 2006 г). Ниже – состояние (сентябрь 2010 г) после выполнения защитных мероприятий ООО «Квант», г. Красноярск



Рис. 4. Внешний вид опытного образца



Рис. 5. Лабораторная установка для эманационных испытаний

Регистрация значений влажности среды, температуры и объемной активности радона осуществлялась с интервалом каждые 10 мин в течение не менее 17 ч (максимально – 50 ч) при помощи многопараметрического радонового монитор-дозиметра «AlphaGUARD PQ 2000», установленного в герметичный контейнер емкостью 50 л вместе с опытным образцом. Средняя температура среды внутри контейнера преимущественно сохранялась постоянной ($22 \pm 2^{\circ}\text{C}$) для каждого эксперимента серии.

Выполнение серии подобных эманационных испытаний предусматривало предварительное увлажнение опытного образца до постоянной массы (548 г) в течение 3 суток (достижение полного водопоглощения) и постепенное (от опыта к опыту) его высыхание в естественных условиях, а затем и принудительно – до постоянной массы (537,6 г). Эксперимент с абсолютно сухим образцом был выбран начальным, относительно которого оценивались результаты других экспериментов для промежуточных значений водопоглощения материала. В качестве критерия оценки результатов каждого испытания было выбрано отношение фактической эманацирующей способности, определяемой количеством свободной эманации, выделяемым во внешнее пространство твердым веществом единичной массы, к первоначальной величине (в сухом состоянии). Результаты исследования показаны на рис. 6, на котором хорошо видно, что для данного образца горной породы содержание влаги способствует кардинальному изменению его эманацирующей способности.

Уже при величине водопоглощения свыше 0,6 % (или около 50 % открытых пор) достигаются «экстремальные» значения эманацирующей способности, отличающиеся от значений для образца в сухом состоянии более чем на 100 %. Характерно, что при величине водопоглощения более 1,5 % (заполнение более 70 % открытых пор) наблюдается некоторое падение эманацирующей способности с сохранением все же экстремальных значений. На наш взгляд это наглядно иллюстрирует способность влаги в порах породы препятствовать свободному радоновыделению. На рисунке хорошо видно, что величина эманирования уверенно увеличивается при заполнении открытых пор водой до половины по объему. Однако совершенно непонятно почему почти при 100% заполнении открытой пористости эта величина превосходит исходную почти в 2 раза. По всей видимости, здесь следует иметь ввиду степень заполнения водой порового пространства. Поры никогда полностью не «закупориваются» для атомов радона.

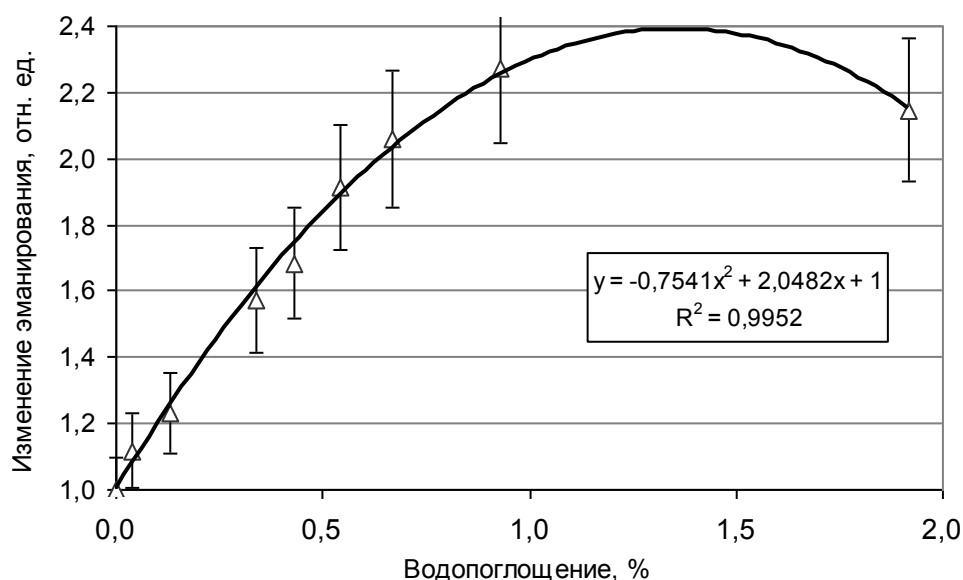


Рис. 6. Изменение эманирования опытного образца в зависимости от его водопоглощения

Последующие эксперименты также показывают, что начало отклика для подобных вариаций эманурующей способности у фрагментов с рудного отвала участка «Согренский» на изменение влажности воздуха может проявляться достаточно быстро (уже через 10-20 минут), а величины подобных изменений остаются постоянными для конкретных значений влажности воздуха или влагосодержания самой породы. При длительном выдерживании в течение двух и более недель при неизменных значениях влажности воздуха в герметичном контейнере эманурующая способность подобных образцов, характерная для данного вида влажности среды или влагосодержания породы, остается неизменной. В этом отношении показательными являются результаты сравнительных испытаний фрагмента высушенного образца массой 57 г и в увлажненном состоянии, показанные на рис. 7. Значения относительной влажности в газовой среде контейнера составили 31 ± 3 % и 49 ± 3 % соответственно.

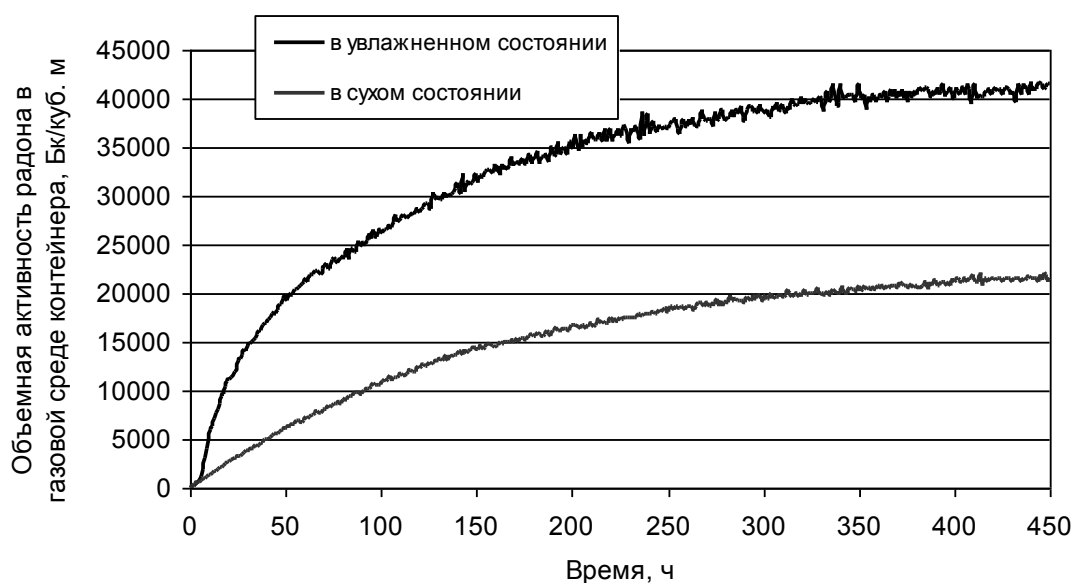


Рис. 7. Результаты длительных наблюдений для фрагмента опытного образца горной породы в сухом и увлажненном состоянии

Поскольку при исследованиях степени ослабления потока радона при его диффузионном переносе через слой материалов и пород, близких или подобных по химическому и минералогическому составу к фрагментам с участка «Согренский», в т.ч. и с низким (типичным) содержанием радия-226, не подтверждает описываемую картину экстремумов, можно предположить, что первопричиной, по-видимому, является не столько наличие, сколько структура и состав солей радия-226.

Литература

1. Старик И.Е. Вопросы геохимии урана и радия // Академику В.И. Вернадскому к пятидесятилетию научной и педагогической деятельности / И.Е. Старик. – М., Изд-во АН СССР, 1936. С. 445-462.
2. Старик И.Е. Эманурующая способность минералов / Старик И.Е., Меликова О.С. // Тр. Радиового института. Т. 5, Вып. 2. 1957. С. 184-202.
3. Старик И.Е. Факторы, влияющие на эманурующую способность искусственных солей и минералов / Старик И.Е., Меликова О.С. // Радиохимия. Т. 1, Вып. 5. 1959. С. 196-203.
4. Булашевич Ю.М., Хайритдинов Р.К. К теории диффузии эманации в пористых средах. – Изв. АН СССР. Сер. Геофиз., 1959, № 12, с.: 1787.

5. Шашкин, В.Л. Эманирование радиоактивных руд и минералов / Шашкин В.Л., Пруткина М.И. – М.: Атомиздат, 1979. – 112 с
6. Пруткина М.И. Эманирование радона из урановых руд и минералов в жидкости / Пруткина М.И., Шашкин В.Л. // Атомная энергия. 1967. Т. 22. Вып. 2. С. 140-141.
7. Ратнер А.П. Несколько замечаний о механизме эманирования. // Труды Радиового института. – Л., 1937. – Т. 3. – С. 135-140.
8. Экспозиционные эманационные методы поисков месторождений полезных ископаемых / Титов В.К., Венков В.А., Авдеева Т.Л., Кувшинникова Е.И. – Л.: Недра, 1985. – 132 с
9. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справоч. Изд. / Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. и др.; Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1990. – 464 с.
10. Гулабянц, Л.А. Плотность потока радона как критерий оценки радоноопасности / Л.А. Гулабянц, Б.Ю. Заболотский // АНРИ. – 2004. - №3. - С. 16-20
11. П.С. Микляев, Т.Б. Петрова. Влияние влажности на эманирование песчано-глинистых пород/ АНРИ, № 1, 2009, с. 53-57.
12. Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. Л.: Недра, 1989, 407 с.
13. Тарасов И. В. Цементные бетоны и растворы с пониженной естественной радиоактивностью и радонопроницаемостью: Автореф. дис. ... канд. техн. наук / СФУ. – Красноярск, 2008. – 22 с.
14. Коваленко В.В., Григорьев А.И., Чечеткин В.А. и др. Оценка радиационной опасности рудных отвалов Усть-Ангарского уранового месторождения / Отчет о НИР ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», 2006, 101 с.

ФОРМИРОВАНИЕ УДЕЛЬНОЙ ЭФФЕКТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СТРОИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛАХ И ИЗДЕЛИЯХ

*Р.А. Назиров, Е.В. Пересыпкин, И.В. Тарасов, А.А. Романова
Сибирский федеральный университет, г. Красноярск, Россия*

Естественные радионуклиды в результате производственной деятельности человека вместе с разнообразными видами минерального сырья извлекаются из недр и поступают в биосферу. Таким образом, формируется техногенно изменённый, обычно усиленный радиационный фон, являющийся дополнительным источником облучения населения. В этой связи особая роль в ограничении облучения населения природными источниками ионизирующего излучения принадлежит промышленности строительных материалов. Прежде всего, это объясняется крупными масштабами строительного производства, связанного с добычей и вовлечением в сферу жизнедеятельности человека естественных сырьевых материалов и отходов промышленных предприятий.

Становится очевидным, что уровень облучения населения ЕРН будет зависеть от радиоактивности строительных материалов, изготавливаемых, как правило, из местного минерального сырья; сложившейся практики строительства в стране и климатических особенностей конкретного региона. Последнее обстоятельство особенно актуально для суровых климатических условий Сибири.

Правильная оценка нагрузок от естественных радионуклидов (ЕРН) позволяет провести сопоставление уровней от естественных и искусственных источников излучения, определить объёмы, направленность и даже целесообразность проведения реабилитационных мероприятий. Кроме того, снижение общей текущей дозовой нагрузки, и, следовательно, вредных последствий облучения может быть более эффективным при реализации мероприятий по снижению облучения природными источниками.

Мощность гамма-излучения в помещении зависит от содержания радионуклидов в ограждающих строительных конструкциях. Снижение гамма-фона в помещениях уже построенных гражданских, жилых и общественных зданий является практически невозможным или, как правило, экономически нецелесообразным в связи со значительной проникающей способностью γ -излучения. Такое снижение реально только в тех случаях, когда повышенный уровень гамма-фона обусловлен использованием материалов для устройства теплоизоляционных засыпок или территорий около здания с повышенным содержанием природных радионуклидов.

Основой для расчёта может быть формула определения мощности дозы в центре помещения по известным значениям удельной эффективной активности ЕРН материалов ограждений, однако в этом случае не учитывается излучение, проникающее снаружи и из соседних помещений. Исходные данные для расчёта могут быть получены из технико-экономических показателей проекта в части расходов материалов на единицу строительной продукции (на единицу объёма или площади) и данных о радиоактивности местных строительных материалов.

В лаборатории инженерно-строительного института Сибирского федерального университета проводятся систематические исследования естественной радиоактивности строительных материалов и отходов промышленности. Статистическая обработка результатов измерений позволила установить, что наименьшее значение удельной эффективной активности ЕРН наблюдается у известки 23,4 Бк/кг, гипса 33,6 Бк/кг, асбеста и асбестоцементных материалов, соответственно, 20,4 и 36,3 Бк/кг, силикатного кирпича 59,7 Бк/кг, строительного раствора 64 Бк/кг и портландцемента 71,1 Бк/кг. Гравий (102 Бк/кг), щебень (103 Бк/кг) и песчано-гравийная смесь (101 Бк/кг), используемые в качестве заполнителей, имеют несколько повышенные значения $A_{эфф}$ по сравнению с тяжёлым бетоном и керамзитобетоном (95,5 и 101 Бк/кг), что определено связано с наличием в последних менее радиоактивного портландцемента.

Необходимо отметить, что наибольший вклад (около 50 %) в формирование величины $A_{эфф}$ слабоактивных материалов гипса, известки, асбеста вносит ^{226}Ra и только 13...23 % ^{40}K . У портландцемента (в среднем) 63 % $A_{эфф}$ формируется за счёт удельной активности ^{226}Ra , 22 % ^{232}Th и 15 % ^{40}K . В остальных материалах вклад ^{226}Ra в $A_{эфф}$ почти в два раза меньше - 20...36 %, а ^{232}Th и ^{40}K примерно одинаков и составляет, соответственно 31...43 % и 27...47 %.

В строительных растворах и бетонах количество ^{226}Ra несколько снижается за счёт содержания заполнителей с более низкой концентрацией этого радионуклида, однако нетрудно заметить, что величину удельной активности ^{40}K в этих материалах обеспечивают в основном кварцевые заполнители.

Невысокая величина $A_{эфф}$ у строительного раствора обусловлена широким распространением до недавнего времени в практике строительства известковых и известково-цементных растворов, содержащих менее радиоактивную известь. Однако в связи с резким удорожанием строительной известки производство таких растворов в настоящее время практически прекращено.

Повышенное содержание ^{226}Ra в цементе связано с вводом добавок при обжиге и помоле портландцементного клинкера, а также обогащением сырьевых материалов радием в процессе высокотемпературной обработки за счёт диссоциации известняка и удаления воды из глинистых пород.

Низкая концентрация ^{40}K в портландцементе объясняется преобладанием в составе сырьевой шихты известняка (80 %) и высокой температурой обжига, в процессе которого происходит улетучивание щелочей. При этом, как известно, калий является более летучим соединением из-за своего большего ионного радиуса (0,133 нм).

Величина $A_{эфф}$ ЕРН для оценки доз облучения определяется средневзвешенным значением удельных эффективных активностей материалов ограждений, поэтому наиболее перспективными для их производства (с позиции радиационной гигиены)

следует считать материалы, сырьём для которых являются карбонатные породы и гипсовый камень, имеющие меньшую удельную эффективную активность естественных радионуклидов. К этой группе можно отнести основные минеральные вяжущие вещества: цемент, строительные гипс и известь (изготовленные на основе природного сырья), а также материалы на их основе.

Повышенные значения $A_{эфф}$ ЕРН наблюдаются у глины и изделий на ее основе (керамический кирпич, плитка, керамзит). При этом у обожженных керамических материалов эта величина выше, чем у исходной глины.

В целом следует заметить, что для строительного сырья и материалов характерен большой диапазон изменчивости активности ЕРН, однако, как установлено, нормируемая величина удельной эффективной активности в строительных смесях может быть легко рассчитана по известным значениям $A_{эфф}$ сырьевых материалов с учётом их массовых вкладов и особенностей технологий производства. Это важное обстоятельство, свидетельствующее о возможности управления радиационным качеством строительной продукции путём исключения или сокращения доли высокорadioактивного сырья в строительных материалах и изделиях.

ЗАВИСИМОСТЬ МОЩНОСТИ ДОЗЫ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ ОТ ПРОХОЖДЕНИЯ КОСМИЧЕСКИХ ЛУЧЕЙ ЧЕРЕЗ НИЖНИЙ СЛОЙ АТМОСФЕРЫ

К. Н. Орлова, Н. С. Абраменко

Юргинский технологический университет Национального исследовательского Томского политехнического университета, г. Юрга

Земля непрерывно бомбардируется излучением, происходящим от солнца, и от источников внутри и за пределами галактики. Космическая радиация врывается в верхние слои атмосферы Земли, которая обеспечивает эффективную защиту для всего живого, не пропуская большую часть радиоактивных частиц.

Космические лучи состоят из атомных частиц высоких энергий, около 87% которых составляют протоны. Около 11% из них альфа-частиц, примерно 1% более тяжелые атомы, а остальные 1% являются электроны. Эти «лучи» очень высоких энергий, большинство из них имеют энергию в диапазоне от 10 МэВ до 100 ГэВ. Космические лучи состоят из «галактических» частиц, которые происходят за пределами Солнечной системы и «солнечных» частиц, испускаемых солнцем. В атмосфере «солнечные» частицы производят каскады ядерного взаимодействия, которые дают много вторичных частиц, которые играют важную роль в производстве космических радионуклидов. Галактические космические излучения вызывают различные реакции расщепления в верхних слоях атмосферы, которые создают вторичные нейтроны и протоны. Множество пионов также расщепляются, и результатом их дезинтеграции являются электроны, фотоны, нейтроны и мюоны. Мюонные распады приводят к вторичному электронному распаду. В основном вторичным продуктом распада большинства космических частиц будет являться гамма-излучения.

По данным Международной комиссии по радиологической защите, в большинстве стран, в том числе России [1,2], источники ионизирующего излучения природного происхождения создают около 50% средней дозы облучения человека. При этом согласно исследованиям около 30% естественного фона [3] составляют именно космические частицы (табл.1).

Таблица 1. Средняя эффективная эквивалентная доза различных источников естественной фоновой радиации

Источник излучения	Эквивалентная доза, мБэр/год
Космическая радиация	27
Космогенные нуклиды	1
Земная радиация	28
Нуклиды в теле	39

Учитывая, что основным продуктом распада космических лучей является гамма – излучение, перед исследователями стояла цель: определить способность облачности задерживать и экранировать гамма-излучения.

Задачи исследования:

- Определить мощность дозы гамма-излучения в ясную погоду.
- Определить мощность дозы гамма-излучения в слабо облачную погоду, когда на небе с некоторой периодичностью появляются просветы.
- Определить мощность дозы в сильно облачную погоду, когда даже на горизонте не появляется просвета ясного неба.
- Проанализировать поглощающую способность облачности.

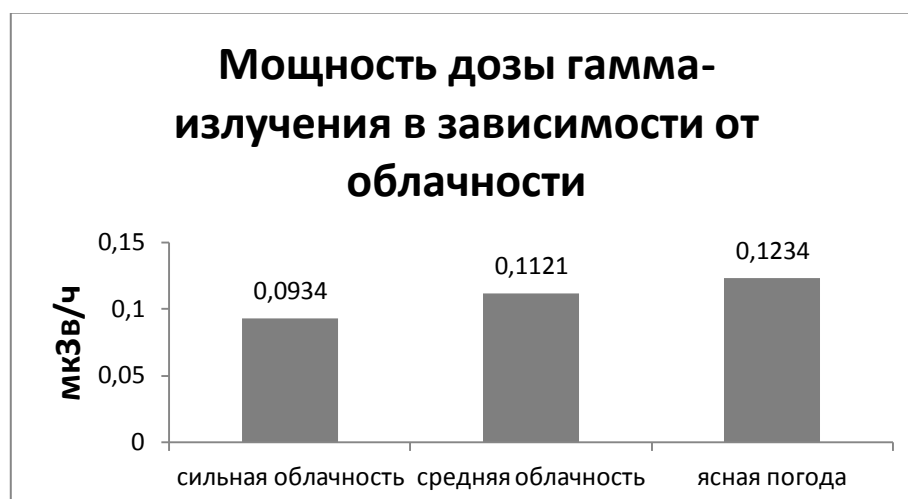


Рис. 1. Диаграмма зависимости мощности дозы гамма-излучения в ясную и пасмурную погоду

Проведение измерений дозиметрических характеристик производилось в течение весны и осени 2011 года. Замеры производились ежедневно в 14 часов дня, так как это время наибольшей солнечной активности. Показания снимались на одинаковом расстоянии 1 м. от грунта, строго в горизонтальном положении при величине относительной погрешности не более 10%. Измерения на высоте 1 м – это своеобразный стандарт, связанный с определенной геометрией и соотношением гамма- и бета-излучений и местоположением наиболее чувствительной части тела стоящего человека.

Вывод

В результате исследования установлено, что средние значения мощностей эквивалентной дозы гамма-излучения в ясную погоду выше, чем в пасмурную погоду. Таким образом, имеет место быть экранирование и поглощение в толще облачных скоплений гамма-излучения в размере $\approx 0,03$ мкЗв/ч. В дальнейшем планируется более детальное исследование процессов дезинтеграции космических лучей и влияния солнечной активности на годовую дозу гамма-излучения получаемую человеком.

Литература

1. СанПиН 2.6.2523-09 «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» от 7 июля 2009 года, N 47: Зарегистрировано в МинЮсте РФ 14 августа 2009 года, N 14534. 2009.
2. Федеральный закон ФЗ «О радиационной безопасности населения» от 9 января 1996 года, N 3: Принят Государственной Думой 5 декабря 1995 года. 1996.
3. James E. Martin, Physics for radiation protection, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. 2006.

ВКЛАД ПРОМЫШЛЕННЫХ ОБЪЕКТОВ В ПОЛУЧАЕМУЮ ЧЕЛОВЕКОМ ОБЩУЮ ГОДОВУЮ ДОЗУ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ

К.Н. Орлова, А.А. Семенов

Юргинский технологический университет Национального исследовательского Томского политехнического университета, г. Юрга

Согласно многим исследованиям загрязнение воздуха и окружающей среды аэрозолями урана и короткоживущими продуктами его распада в основном не превышает десятых долей допустимых концентраций. По данным Международной комиссии по радиологической защите, в большинстве стран вклад техногенных источников, которые попали в окружающую среду в результате выбросов на предприятиях атомного цикла и атомных электростанциях, или в результате испытаний ядерного оружия, не превышает сотых долей процентов от общего годового облучения человека. Облучение человека в процессе его жизнедеятельности происходит как от естественных источников радиации, так и в процессе рабочей деятельности на обычных промышленных предприятиях.

При проведении геоэкологического радиационного мониторинга на территории города Юрги наблюдалось повышение максимальной дозы облучения. В результате чего был сделан вывод о необходимости более детального исследования территории прилегающей к заводам.

Перед исследователями ставилась цель: определить вклад производственной деятельности промышленных объектов в годовую дозу облучения человека.

Задачи:

- Определить мощность дозы гамма-излучения на территории, прилегающей к заводам города Юрги, и на территории, свободной от промышленных объектов на расстоянии 1 км.
- Рассчитать годовую дозу облучения человека
- Произвести оценку дозы и мощности дозы гамма-излучения в различных районах города Юрги и рассчитать вклад промышленных объектов в общее облучение человека.
- Проанализировать полученные данные, установить предположительные причины повышения или понижения фона в тех или иных местах.

В ходе работы исследовались характеристики гамма-излучения. Гамма-излучение - это коротковолновое излучение, с энергией $E_\gamma = 0,01-10$ МэВ. Гамма-излучение возникает при ядерных реакциях, α - и β -распадах радиоактивных ядер, элементарных частиц, при аннигиляции пар частица-античастица, а также при прохождении быстрых заряженных частиц через вещество. Гамма-излучение, сопровождающее распад радиоактивных ядер, испускается при переходах ядра из более возбужденного энергетического состояния в менее возбужденное или в основное. Прибор, используемый для определения мощности дозы гамма-излучения дозиметр «Грач» — устройство для измерения дозы или мощности дозы ионизирующего излучения, полученной прибором (и тем, кто им пользуется) за некоторый промежуток времени.

Детектором дозиметра «Грач», служащим для преобразования явлений, вызываемых ионизирующими излучениями в электрический или другой сигнал, легко доступный для измерения, является ионизационный счетчик, по типу счётчика Гейгера, определяющий чувствительность дозиметра в 20000 имп/мкЗв. Дозиметр гамма-излучения «Грач» имеет два измерительных канала: для измерения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения и для измерения дозы с независимым перезапуском этих величин. Измерение происходит непрерывно с постоянным уточнением результата, причем статистическая погрешность высвечивается на дисплее, т.е. можно получить результат с необходимой статистической точностью. Измерения проводились при статистической погрешности не более 8%.

Проведение измерений дозиметрических характеристик производилось преимущественно в ясную погоду и на одинаковом расстоянии 1 м. от грунта, строго в горизонтальном положении.



Рис. 1. Карта-схема города Юрги

На карте-схеме города Юрги (рис. 1) пронумерованы точки, в которых производились замеры. Были выбраны районы с самыми крупными заводами и три жилых района города. Замеры производились по периметру каждого завода по три замера в каждой точке. В таблице 1 отражены полученные численные значения с рассчитанной годовой дозой гамма-излучения.

Согласно санитарным правилам СанПин 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)», утвержденным 1 сентября 2009 года вместо НРБ-99, максимальная мощность эффективной дозы гамма-излучения на рабочем месте - 2,5 мкЗв/ч. При проведении обследований и оценке по показаниям дозиметра опасности облучения необходимо помнить, что последствия облучения определяются не мощностью дозы, а суммарной полученной дозой, т.е. мощностью дозы, умноженной на время, в течение которого облучается человек. Например, если мощность дозы составляет 0,11 мкЗв/ч, то облучение в течение года (8760 ч) создаст дозу ~1 мЗв – по СанПин 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009)» предел, который не должен превышать при техногенном облучении населения.

Небольшие превышения характерны для всех исследуемых заводов. Значения, превышающие норму 1 мЗв, определены для двух точек. Эта местность является близлежащей к машиностроительному заводу, точнее к ТЭЦ и к ферросплавному заводу. Высокие значения можно объяснить используемым топливом в ТЭЦ, находящимися

неподалеку шлаковыми насыпями. Для ферросплавного завода превышения характерны в основном для местности, где находятся хранилища для осаждения шлама.

Таблица.1. Карточка регистрации мощности эквивалентной дозы гамма-излучения

Место измерения (номер точки на карте-схеме)	Дополнительная характеристика места измерения	Мощность дозы, Н мкЗв/ч	
		Среднее значение Н	Годовая доза облучения, мЗв
1	«Технониколь»	0,11	0,93
2	Юргинский машиностроительный завод	0,14	1,23
3	Абразивный завод	0,11	0,93
4	Ферросплавы	0,15	1,31
5, 6, 7	Жилой район	0,10	0,91

Выводы:

1. Результаты исследования показывают несомненную актуальность проведения радиационного мониторинга промышленных предприятий.

2. Согласно оценке дозиметрических характеристик значения дозы гамма-излучения, превышающие норму характерны для территорий машиностроительного и ферросплавного завода.

3. Повышения фоновое значение годовой дозы гамма-излучения вероятнее всего обусловлены используемым топливом и расположением хранилищ отходов промышленности.

4. Вклад данных промышленных объектов в общую годовую дозу облучения оценивается $\approx 0,17 \text{ мЗв/год}$

Полученные результаты планируется предложить для включения в банк радиоэкологических данных региона.

Литература

1. СанПиН 2.6.2523-09 «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009» от 7 июля 2009 года, N 47: Зарегистрировано в МинЮсте РФ 14 августа 2009 года, N 14534. 2009.

2. Федеральный закон ФЗ «О радиационной безопасности населения» от 9 января 1996 года, N 3: Принят Государственной Думой 5 декабря 1995 года. 1996.

3. Орлова К.Н. Исследование уровня радиационной безопасности на территории города Юрги // Вестник Кузбасского государственного технического университета [Вестник КузГТУ] / Кузбасский государственный технический университет (КузГТУ) . — 2011. № 6. С. 35-37

РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ БАССЕЙНА ВЕРХНЕГО АЛЕЯ (СЕВЕРО-ЗАПАДНЫЙ АЛТАЙ)

Т.А. Рождественская, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Из известных долгоживущих радиоактивных изотопов наиболее велико геохимическое значение ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{40}K [8].

Цель исследований – определение фонового содержания естественных радионуклидов в почвенном покрове бассейна Верхнего Алая и изучение особенностей их поведения в почвах.

Объектами исследования являются почвообразующие породы и наиболее распространенные зональные почвы – черноземы обыкновенные и южные. В комплексе с ними встречаются интразональные – дерново-подзолистые под сосновыми ленточными борами.

Восточная часть исследуемого региона представляет собой слабоволнистые и широкоувалистые предгорные равнины Западного Алтая с отдельными сопками и широкими долинами рек. Боровые ложбины древнего стока являются бугристо-грядовыми и грядово-ложбинными равнинами с озерами и болотами.

Климат территории – резко континентальный, характеризуется небольшим количеством осадков – от 150-200 мм в год на западе до 300 мм на востоке [1-2]. Коренная растительность восточной части представлена предгорным вариантом разнотравно-типчаково-ковыльной степи; песчаные террасы ложбин древнего стока заняты сосновыми борами, местами со мхами, лишайниками и лесными видами цветковых [3, 9].

Черноземы обыкновенные сформировались в условиях плакорного положения под разнотравно-злаковой растительностью. Почвообразующие породы представлены лессовидными суглинками, местами – продуктами выветривания плотных пород. Черноземы южные формируются в условиях засушливой степи с обедненным и разреженным типчаково-ковыльным растительным покровом на лессовидных суглинках, местами на тяжелых глинистых отложениях.

В настоящее время практически все площади черноземов распаханы. Реакция среды профиля черноземов щелочная (табл. 1), содержание карбонатов достигает в отдельных разрезах 16%, гранулометрический состав суглинистый или супесчаный, преобладает фракция мелкого песка. Количество гумуса в верхнем горизонте не превышает 7%, резко уменьшается вниз по профилю, гумус, как правило, гуматного состава. Следовательно, миграция вещества в профиле почв происходит в условиях щелочной реакции среды, окислительной обстановки и мощных карбонатных систем. В таких условиях миграция вещества по профилю затруднена: карбонатные горизонты выполняют функцию геохимического барьера. Тип водного режима – непромывной.

Дерново-подзолистые почвы формируются под сосновыми борами на древнеаллювиальных тонко- и среднезернистых песках ложбин древнего стока. Они составляют почвенные комплексы в структуре почвенного покрова с черноземами или каштановыми почвами. Отличительная особенность фитоценоза бора – практически полное отсутствие травяного яруса, что приводит к слабому проявлению дернового процесса и формированию весьма маломощного гумусового горизонта. Почвы имеют песчаный гранулометрический состав (доля илистой фракции редко превышает 3%), и даже при небольшом количестве выпадающих в степной зоне атмосферных осадков профиль дерново-подзолистых почв периодически промывается, что приводит к формированию отчетливых иллювиальных горизонтов, характеризующихся накоплением окислов железа. Реакция среды – слабокислая в верхней части профиля и близкая к нейтральной – в нижней, содержание гумуса менее 1% (см. табл. 1).

По понижениям рельефа формируются луговые почвы, имеющие среднесуглинистый гранулометрический состав, характеризующиеся довольно высоким содержанием гумуса (см. табл. 1).

Таким образом, разнообразие типов почвообразования, ландшафтно-геохимических условий миграции химических элементов предопределили особенности педогеохимии исследуемой территории.

Свойства почв определены общепринятыми в почвоведении и агрохимии методами, содержание естественных радиоактивных элементов (^{238}U (Ra), ^{232}Th , ^{40}K) – гамма-спектрометрическим методом [5].

Таблица 1. Свойства почв и содержание в них радионуклидов

Генетический горизонт	Глубина образца, см	Гумус	CaCO ₃	Ил	Физическая глина	рН водный	Емкость поглощения, мг-экв/100 г почвы	²³⁸ U (Ra)	²³² Th	⁴⁰ K, %
								мг/кг		
Чернозем обыкновенный среднесуглинистый на песчано-дресвянистом элювии гранита. Разрез 1										
A	0-10	4,3	Нет	16,6	41,8	7,7	42,6	1,6	7,8	1,76
A _к	30-40	2,8	1,9	16,1	36,7	8,2	41,0	1,4	6,8	1,54
AB _к	50-60	1,1	18,1	21,3	40,0	8,6	31,9	2,1	6,9	1,38
B _к	65-75	0,6	12,4	24,3	41,7	8,6	15,2	1,6	6,1	1,25
C _к	85-95	0,3	11,6	19,1	34,1	8,7	10,6	1,8	6,8	1,37
Дерново-подзолистая песчаная. Разрез РСП-16										
A ₀	0-5	-	-	-	-	-	-	2,6	3,2	0,35
A _{дер}	5-9	0,9	Нет	0,1	2,1	6,4	18	1,1	3,9	2,52
A ₁ A ₂	9-19	0,1	«»	0,0	1,9	6,0	13	0,9	2,8	1,82
A ₂ B	25-35	-	«»	0,0	1,3	6,8	11	0,4	1,9	1,60
B	50-60	-	«»	0,0	3,3	6,9	13	0,8	2,5	1,76
BC	90-100	-	«»	1,2	1,9	7,2	11	0,6	3,1	1,66
C	130-140	-	«»	0,0	1,8	7,3	11	0,7	3,3	1,82
Луговая суглинистая солончаковатая. Разрез РСП-7										
A _{дер}	0-7	9,8	Нет	10,6	32,1	7,5	-	1,8	7,7	2,03
A	10-20	3,9	«»	10,5	26,0	8,0	-	2,4	9,2	2,22
A	22-32	3,0	0,8	15,1	31,3	8,2	-	2,0	7,4	2,15
AB _к	40-50	2,4	3,2	16,5	35,4	8,8	-	2,7	8,5	2,08
B ₁	53-63	2,1	2,2	19,4	39,5	9,0	-	2,7	9,7	2,39
B ₂	70-89	-	10,1	20,4	33,5	9,4	-	2,3	8,8	1,93
C _к	125-135	-	5,9	11,5	18,3	9,7	-	1,7	6,6	1,76

Прочерк – не определяли.

Выявлено, что содержание урана-238 и тория-232 в почвообразующих породах разного гранулометрического состава неодинаково. Так, породы песчаного гранулометрического состава накапливают элементов в 3 раза меньше, чем суглинистые отложения (табл. 1, 2). По концентрации калия-40 материнские породы различного гранулометрического состава существенно не отличаются. В целом, содержание радионуклидов в почвообразующих породах находится на уровне фона (составляющего для урана 2-6 мг/кг [6], тория – 8 мг/кг [7]).

Таблица 2. Вариационно-статистические параметры содержания радионуклидов в почвах

Горизонт	²³⁸ U (Ra)	²³² Th	⁴⁰ K, %
	мг/кг		
Чернозёмы			
A, AB	<u>0,8-3,6</u> 2,0±0,1	<u>4,1-10,3</u> 7,4±0,2	<u>0,89-2,25</u> 1,71±0,04
B	<u>0,8-4,0</u> 2,1±0,1	<u>3,9-9,9</u> 7,6±0,2	<u>0,70-2,24</u> 1,50±0,05
BC, C	<u>0,5-3,1</u> 2,1±0,1	<u>1,5-10,9</u> 7,3±0,4	<u>0,45-2,40</u> 1,47±0,07
Профиль в целом	<u>0,5-4,0</u> 2,1±0,1	<u>1,5-10,9</u> 7,4±0,1	<u>0,45-2,40</u> 1,59±0,03
Дерново-подзолистые			
A ₀	<u>0,2-2,6</u> 1,4±0,4	<u>1,7-5,1</u> 2,7±0,5	<u>0,21-1,21</u> 0,60±0,19
A	<u>0,2-1,1</u> 0,6±0,1	<u>1,7-3,9</u> 2,5±0,1	<u>1,47-2,52</u> 1,79±0,04
B	<u>0,3-0,8</u> 0,5±0,1	<u>1,4-3,1</u> 2,3±0,1	<u>1,47-2,25</u> 1,84±0,07
BC, C	<u>0,3-0,9</u> 0,6±0,1	<u>1,9-3,3</u> 2,6±0,2	<u>1,59-2,22</u> 1,80±0,07
Профиль в целом (без A ₀)	<u>0,2-1,1</u> 0,6±0,0	<u>1,4-3,9</u> 2,4±0,1	<u>1,47-2,52</u> 1,80±0,03
Луговые			
A, AB	<u>1,7-2,7</u> 2,1±0,1	<u>6,6-9,9</u> 8,3±0,1	<u>1,77-2,57</u> 2,14±0,03
B	<u>1,7-2,7</u> 2,3±0,1	<u>6,3-9,7</u> 7,8±0,4	<u>1,73-2,39</u> 1,90±0,07
BC, C	<u>1,7-2,6</u> 2,2±0,2	<u>6,6-8,5</u> 7,8±0,4	<u>1,57-1,87</u> 1,73±0,05
Профиль в целом	<u>1,7-2,7</u> 2,1±0,1	<u>6,3-9,9</u> 8,1±0,1	<u>1,57-2,57</u> 2,06±0,03

В числителе – пределы колебаний, в знаменателе – среднее содержание и его ошибка.

Содержание естественных радионуклидов в исследуемых почвах определяется их количеством в почвообразующих породах (см. табл. 1, 2). Особенно чётко эта закономерность проявляется для урана и тория – концентрации этих элементов в почвообразующих породах и почвах практически равны.

Достоверных различий в концентрации радионуклидов в разных почвенных горизонтах нет ни в одном из изученных типов почв. Отмечается лишь тенденция к аккумуляции элементов в обогащенных органическим веществом, а также в иллювиальных горизонтах некоторых почвенных разрезов. Накопление в верхних горизонтах почв наиболее характерно для калия, относящегося к важным биогенным

элементам, в геохимии которых первостепенное значение имеет биологический круговорот [8].

Содержание исследуемых элементов находится на уровне кларка в почвах (3-5,1 мг/кг для урана и 4-16 мг/кг для тория [4]).

Таким образом, почвы, сформированные на различных по гранулометрическому составу породах, существенно различаются по концентрациям урана-238 и тория-232. Разнотипные почвы наследуют уровень концентраций почвообразующего материала. В большинстве профилей почв наблюдается равномерное распределение всех исследованных элементов, их содержание в почвенном покрове бассейна Верхнего Алая не превышает фоновых значений.

Литература

1. Агроклиматические ресурсы Алтайского края. – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – 155 с.
2. Агроклиматический справочник по Кулундинской группе районов Алтайского края (Бурлинский, Славгородский, Табунский, Кулундинский, Ключевской, Михайловский, Волчихинский, Угловский). – Новосибирск, 1969. – 88 с.
3. Александрова В.Д., Гуричева Н.П., Иванина Л.И. Растительный покров и природные кормовые угодья Алтайского края // Природное районирование Алтайского края. Т.1. М.: Изд-во АН СССР, 1958. – С. 135-160.
4. Баранов В.И., Морозова Н.Г. Радиоактивные методы и их применение в исследованиях почв // Физико-химические методы исследования почв. – М.: Наука, 1966. – С.5.
5. Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Метод. разработки. – Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1971, 68 с.
6. Евтеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М.: Атомиздат, 1962. – 239 с.
7. Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 299 с.
8. Перельман А.И. Геохимия. – М.: Высш. шк., 1989. – 528 с.
9. Терехина Т.А., Зеленцова Т.И., Кошелев В.И. Растительность бассейна р. Алей и ее изменение в связи с хозяйственной деятельностью // Природные ресурсы бассейна реки Алей, их охрана и рациональное использование. Иркутск, 1980. – С.81-90.

ОЦЕНКА ЭМАНИРУЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ГРАВИЯ В РАЗЛИЧНЫХ СРЕДАХ

А.А Романова, Г.В. Игнатьев

Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

Земная кора содержит множество радиоактивных элементов, которые создают естественный радиационный фон. В горных породах, почве, атмосфере, водах, растениях и тканях живых организмов присутствуют радиоактивные изотопы. Члены радиоактивных семейств жестко связаны между собой. Каждое звено радиоактивного ряда образуется со скоростью, определяемой периодом полураспада предыдущего нуклида, и распадается в соответствии с собственным периодом полураспада. Единственным газообразным продуктом, который рождается в процессе распада, является радиоактивный газ радон.

Радон образуется за счет радиоактивного распада радия, этот процесс является постоянным и не зависит от внешних условий. Зато выход радона (экссальция) из материала может быть различной. Для практического применения наиболее удобно пользоваться оценкой эманлирующей способности материалов, которая представляет собой

отношение активности радона, вышедшего из образца, находящегося в естественном состоянии, к его массе.

Для определения влияния внешних условий на показатели эманирования радона были взяты образцы гравия и выполнены следующие опыты.

При оценке эманирования в воду и лед в герметичные емкости засыпались навески гравия, и заливалось водой. Всего было изготовлено две серии по три пробы каждая. Первая серия залита водой и сразу заморожена, вторая залита и оставлена при нормальных условиях. Все образцы выдержаны в течение месяца, за это время в них наступает радиоактивное равновесие между радоном и радием. После чего производилось определение концентрации радона на установке *AquaKIT*. Результаты представлены в таблице 2.

При определении параметров эманирования гравия в воздух был использован специальный герметичный контейнер объемом 0,05 м³. В который помещали навеску материала и включенный радон-монитор *AlphaGUARD*. Прибор фиксировал в автоматическом режиме концентрацию радона в воздухе. Полученная информация при помощи прикладной программы считывалась и обрабатывалась.

Накопление радона в герметичной емкости из образца гравия представлено на рис.1, оно хорошо аппроксимируется формулой:

$$C_{(t)} = C_0(1 - e^{-\lambda t}) + C_1 \cdot e^{-\lambda t}, \quad (1)$$

где: C_1 и C_0 , соответственно, начальная и равновесная концентрации радона, Бк/м³; λ – постоянный коэффициент, ч⁻¹.

В таблице 1 представлены значения величин из формулы (1), рассчитанные в программе *STATISTICA*.

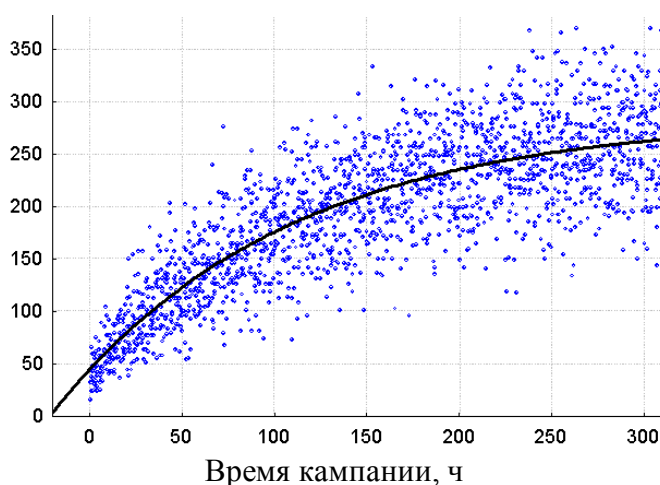


Рис.1. Накопление радона в герметической ёмкости

Таблица 1. Статистическая оценка параметров C и λ

Параметр оценки		Стандартная ошибка	Границы значений пределов (95 %)	
обозначение	значение		нижний	верхний
C_0 , Бк/м ³	284,18	4,70	274,96	293,40
C_1 , Бк/м ³	44,41	3,50	37,54	51,28
λ , ч ⁻¹	0,0079	0,00043	0,0071	0,0088

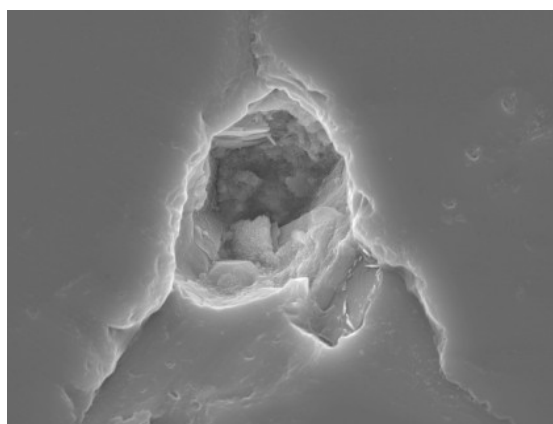
Таблица 2. Показатели эманирования радона в разных средах

Эманирование гравия	Концентрация радона	Эманлирующая способность, Бк/кг	Удельная активность ^{226}Ra , Бк/кг
В лед	$4,71 \pm 0,53$ Бк/л	2,23	23,8
В воду	$6,38 \pm 0,37$ Бк/л	3,02	
В воздух	$284 \pm 4,7$ Бк/м ³	4,51	

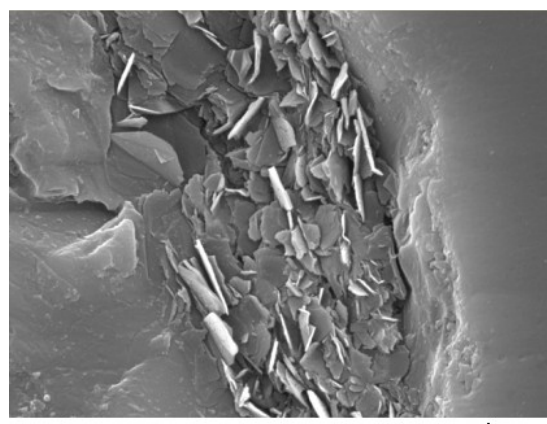
Значение коэффициента λ находится в пределе от 0,0071 до 0,0088 и в хорошем соответствии известным показателем постоянной распада радона, равной $0,00755 \text{ ч}^{-1}$.

Из таблицы 2 хорошо видно, что наименьшее значение эманлирующей способности наблюдается при выделении радона в лед, а наибольшее при его выходе в воздух.

Исследуемая проба гравия представлена зернами с плотной монолитной структурой с минимальной открытой пористостью (рис. 2). Можно предположить, что при эманировании радона в воду из гравия выход происходит только с поверхности образца. Снижение эманирования радона в лед связано с понижением растворимости газа при низких температурах и также способностью льда закрывать существующие поры и капилляры.



увеличение $\times 3000$



увеличение $\times 10000$

Рис. 2. Электронно-микроскопические снимки шлифа гравия

Экспериментальные данные показывают, что эманлирующая способность гравия находящегося в естественном состоянии, может значительно изменяться в зависимости от внешней среды. Таким образом, данный эффект должен учитываться при оценке плотности потока радона из грунта.

РАДОН НА ТЕРРИТОРИИ ПЕРСПЕКТИВНОЙ ЗАСТРОЙКИ МИКРОРАЙОНА «СЕВЕРНЫЙ» В Г. МИНУСИНСКЕ

Е.В. Собянина, В.В. Коваленко, Ю.М. Мальцев, В.А. Четкин
ФГУП «Государственный научно-исследовательский и производственный центр
"ПРИРОДА"» Красноярский филиал, г. Красноярск,
ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск

Микрорайон (м/р) «Северный» расположен на северной окраине г. Минусинска (рис. 1). В конце 80-х годов прошлого столетия его территория площадью 110 га была отведена под индивидуальное жилищное строительство.



Рис. 1. Местоположение микрорайона «Северный» в г. Минусинске

В 1990 г. Минусинская геологоразведочная экспедиция (МГРЭ) выполнила радиоэкологическое обследование земельного отвода, в результате которого на территории м/р были обнаружены три сближенных залежи скальных горных пород с аномальной радиоактивностью, получившие название Северная, Центральная и Южная (рис. 2). Залежи локализуются в горизонте темных зеленовато-лиловых алевропесчаников в виде разобщённых желтовато-оранжевых линз. Аномальные участки были детально изучены и оконтурены с поверхности горными выработками и скважинами на глубину до 10 – 16 м. Установлено, что содержание урана в отдельных пробах достигает 0,015 % (среднее по трем залежам – 0,004 %), а удельная активность (УА) ^{226}Ra – $1,65 \times 10^4$ Бк/кг (среднее по трем залежам – 500 Бк/кг). Суммарная площадь пород с повышенной радиоактивностью, выходящих на дневную поверхность определена равной 3 900 м² при максимальной мощности пород до 3,3 м на участке Северной залежи. Выходы радиоактивных пород сопровождаются высокими значениями мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения – до 1,4 мкЗв/ч (в одной локальной точке – до 16,0 мкЗв/ч) и объёмной активности (ОА) радона в почвенном воздухе – до 125 кБк/м³.

В связи с тем, что вначале 90-х годов отсутствовали гигиенические нормативы, ограничивающие допустимые значения показателей радиационной безопасности на земельных участках, предназначенных для жилищного строительства, специалисты МГРЭ ограничились рекомендациями о необходимости удаления пород, обладающих повышенной радиоактивностью, с обязательным радиационным контролем работ при экскавации грунта.

В 1992-93 гг. специалисты Центра госсанэпиднадзора Красноярского края и Государственного Союзного проектного института (ГСПИ, г. Москва) выполнили радиационно-гигиеническое обследование всех трёх аномальных участков. Участки были дополнительно изучены с поверхности и до глубины 10 м путём проходки 33 скважин. Было установлено, что УА ^{226}Ra в породах, слагающих аномальные участки, достигает $1,35 \times 10^4$ Бк/кг, а ОА радона в почвенном воздухе на аномальных участках превышает 10 кБк/м³ и в максимуме достигает 50 кБк/м³ и более. Такие участки согласно классификации радоноопасности, предложенной в 1992 г. Всесоюзным НИИ

«Рудгеофизика» (г. Ленинград), относятся к условно опасным ($10-50 \text{ кБк/м}^3$) и особо опасным (более 50 кБк/м^3). Кроме того, к этому времени главным государственным санитарным врачом РФ был утверждён и введён в действие документ «Ограничение облучения населения от природных источников ионизирующего излучения. Временные критерии для принятия решений и организации контроля» № 43-10/796.

С учётом этих документов главный государственный санитарный врач по Красноярскому краю 15 января 1993 г. постановил «...отказать в выдаче разрешения на застройку пос. «Северный» г. Минусинска до выполнения дополнительных инженерно-геологических изысканий с учётом радиационного фактора с последующим получением заключения органов госсанэпиднадзора на отвод земельного участка».

Несмотря на запрет, строительство продолжалось, и к настоящему времени значительная часть территории оказалась застроенной (рис. 2).

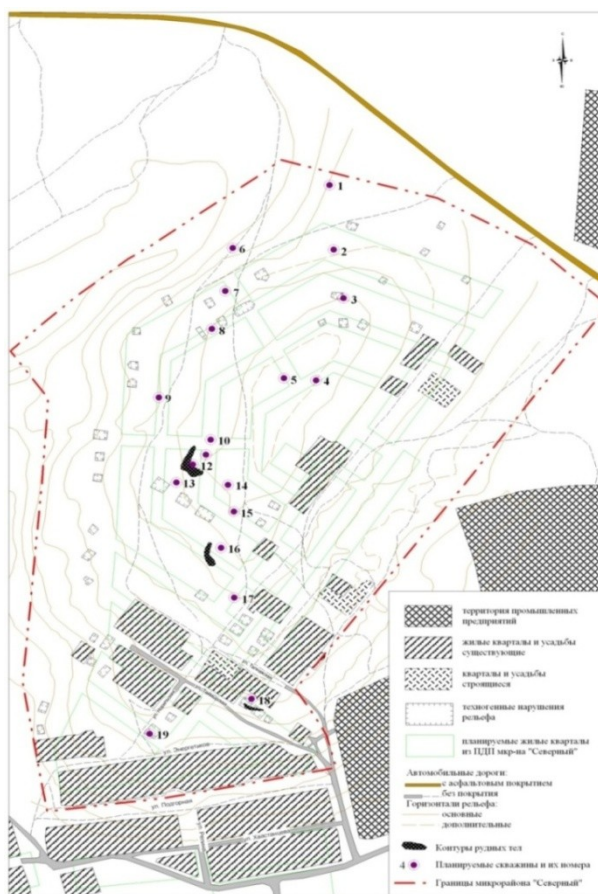


Рис. 2. Современная застройка, а также местоположения аномальных участков и скважин, пробуренных в 2010 г., на территории микрорайона «Северный»

Это, а также ввод в действие новых нормативно-законодательных документов [1, 2,3], в которых установлены показатели радиационной безопасности на земельных участках и их допустимые значения, а также определён порядок контроля и выдачи санитарно-гигиенических заключений о возможности жилищного строительства на их территориях, инициировали проведение инженерно-экологических изысканий на территории микрорайона.

Такие изыскания были выполнены в 2010 г. по контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края ООО «Сибстройизыскания» с участием Красноярского филиала ФГУП «Госцентр "Природа"» и специалистов ООО «Геола».

При изучении инженерно-экологической обстановки на территории м/р «Северный» были выполнены следующие виды исследований: 1) рекогносцировочная маршрутная гамма-съёмка протяжённостью 120 км с измерениями гамма-фона в 1 183 точках, 2) измерения МД внешнего гамма-излучения в 1050 точках, в том числе в 342 точках, расположенных на рудных аномалиях, 3) измерения плотности потока радона (ППР) из почвы в 800 точках, 4) отбор 140 проб почво-грунтов, 5) проходка и гамма-каротаж 19 скважин с отбором 60 проб керна, 6) определение УА естественных радионуклидов (ЕРН) и техногенного ^{137}Cs в 140 пробах почво-грунтов и 60 пробах керна, 7) лабораторные исследования 60 проб керна с определением физических свойств пород.

Размещение точек измерения МД, ППР и отбора проб показано на рисунке 3, а мест проходки скважин на рисунке 2.

В результате рекогносцировочной гамма-съёмки установлено, что гамма-поле на территории м/р равномерное; участки с повышенными значениями гамма-фона приурочены только к рудным выходам на Северной и Центральной аномалиях. С учётом этого, измерения МД и ППР, а также отбор проб почво-грунтов для определения УА выполнены по регулярной сети.

Среднее значение МД на территории м/р равно $0,09 \pm 0,01$ мкЗв/ч²). Практически все результаты измерения МД находятся в интервале от 0,04 до 0,13 мкЗв/ч. Всего 10 результатов (1 %) относятся к интервалу 0,14 – 0,30 мкЗв/ч. Эти значения меньше нормативного показателя, установленного для земельных участков, предпочтительных для жилищного строительства, равного 0,3 мкЗв/ч [2]. Только один результат равен 0,31 мкЗв/ч.

Средние результаты лабораторных исследований 200 проб почво-грунтов и подстилающих их коренных горных пород приведены в таблице 1.

Таблица 1. Средние значения УА ^{137}Cs и ЕРН в почво-грунтах и подстилающих горных породах на территории м/р «Северный», Бк/кг

Радионуклид	Почво-грунты		Коренные породы	
	Средняя	Диапазон	Средняя	Диапазон
^{137}Cs	$5,8 \pm 0,3$	1,2...19,5	Не обнаружен	–
^{40}K	$392 \pm 6,9$	203...524	693 ± 36	283...1046
^{226}Ra	$15,4 \pm 0,6^*$	5,7...33,1*	$78,0 \pm 12,4$	14,2...493
^{232}Th	$18,7 \pm 0,5$	6,0...51,9	$32,9 \pm 1,6$	7,7...50,8

* – Без четырёх проб, отобранных из пород с урановой минерализацией

УА техногенного радионуклида ^{137}Cs на территории микрорайона составляет в среднем $5,8 \pm 0,3$ Бк/кг, то есть не превышает удвоенного значения среднего краевого показателя, равного 9 Бк/кг. Это свидетельствует об отсутствии на территории м/р участков с аномальными уровнями загрязнения техногенными радионуклидами.

Таким образом, установлено, что по МД внешнего гамма-излучения и УА ^{137}Cs в почво-грунтах территория м/р «Северный» не имеет ограничений для строительства жилых домов и зданий общественного назначения. Однако результаты исследований, полученные в 1990 – 1993 гг., свидетельствуют о потенциальной радоноопасности территории. В этом случае, согласно требованиям МУ 2.6.1.2398-08 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности» [3], необходимо выполнить измерения

² Измерения МД выполнены с использованием дозиметра МКС-АТ 6130 без учёта собственного фона прибора. Это сделано для обеспечения сопоставимости результатов с нормативными показателями, приводимыми в СанПиН.

ППР из почво-грунтов в контуре проектируемых зданий и в дальнейшем на отметке подошвы фундамента строящихся зданий.

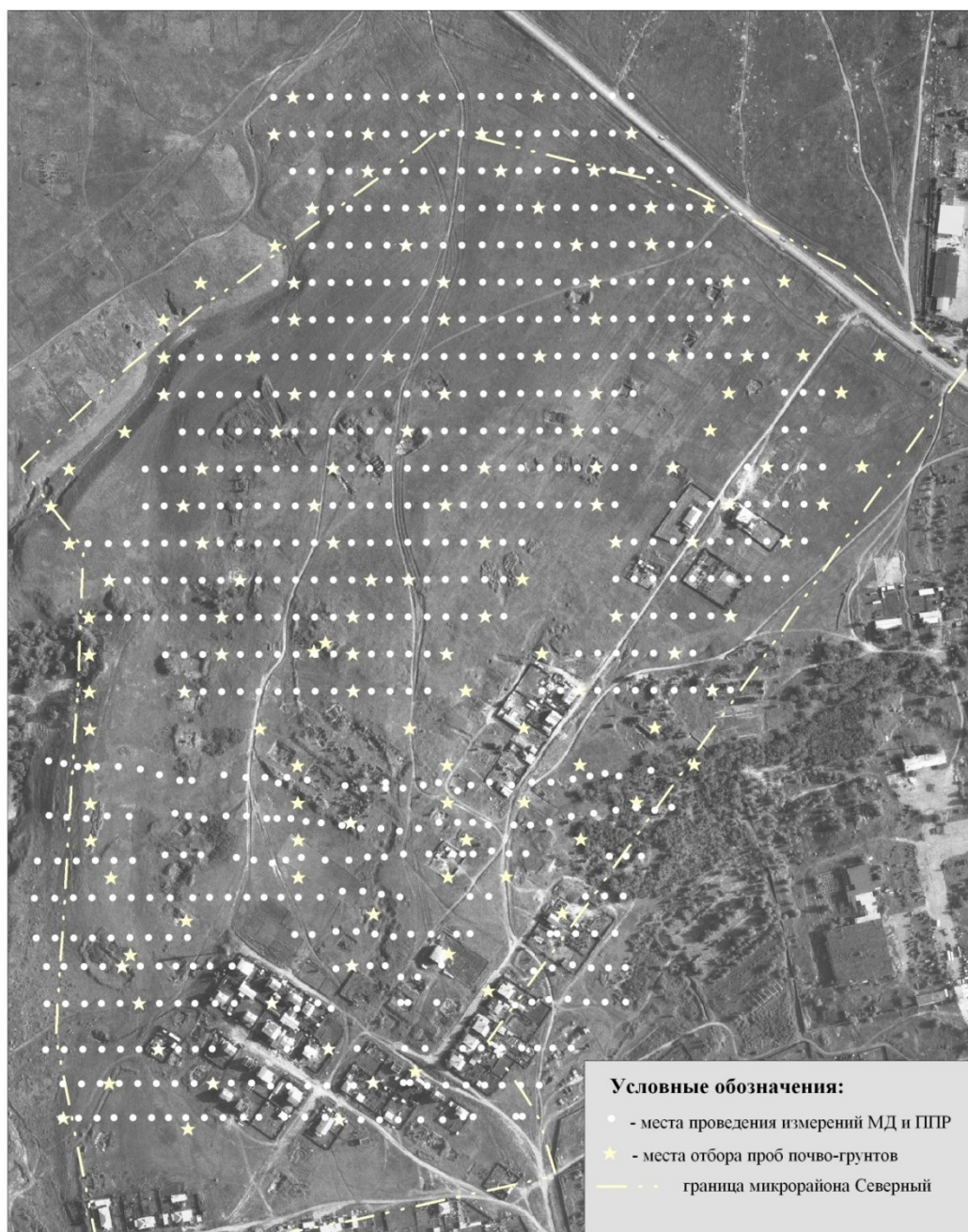


Рис. 3. Размещение точек измерения МД и ППР на территории м/р «Северный», а так же места отбора проб почво-грунтов

Статистическая обработка результатов измерения ППР, полученных на территории м/р, показана на рис.4 и 5.

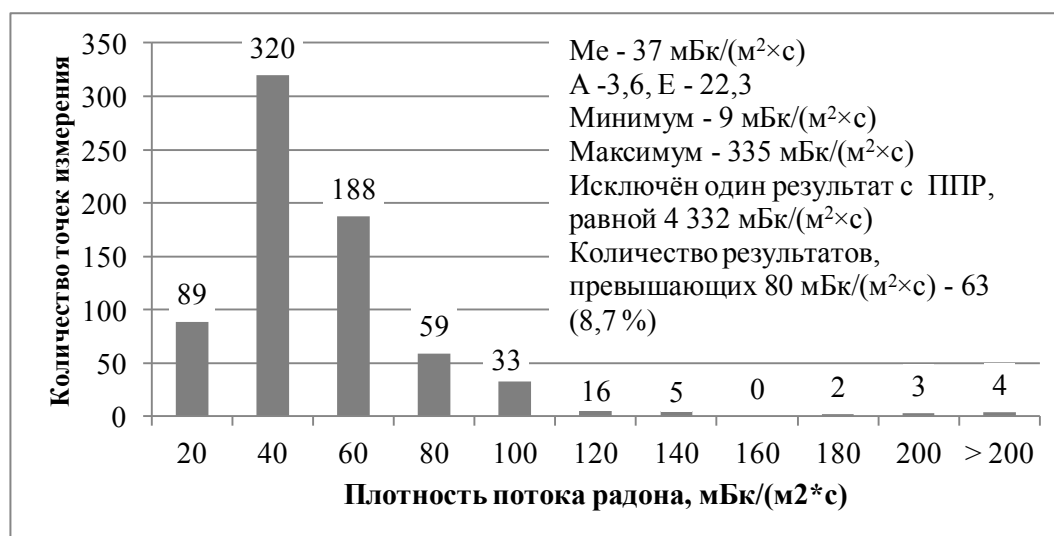


Рис. 4. Частотное распределение результатов измерения ППР, полученных на территории м/р «Северный» за пределами аномалий

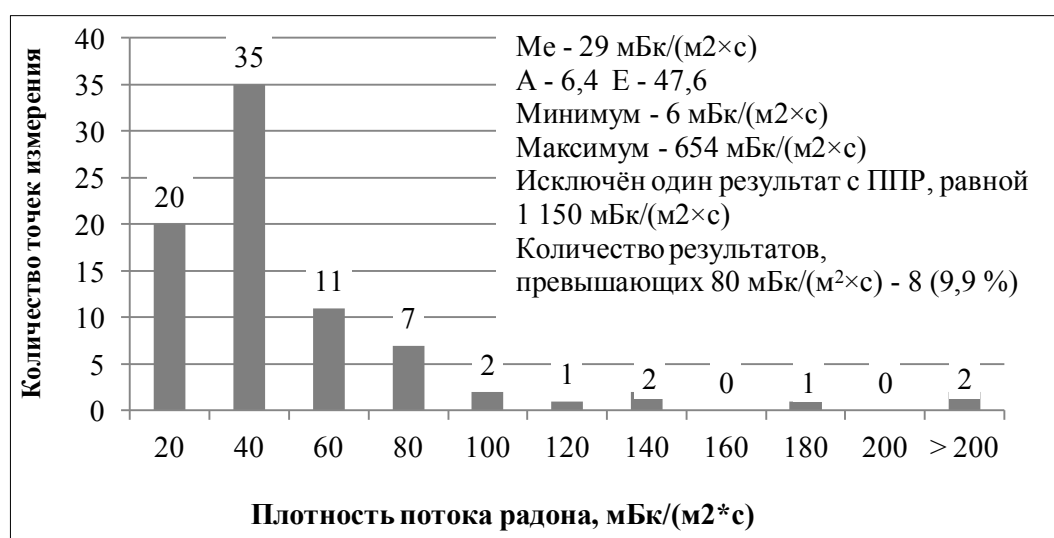


Рис. 5. Частотное распределение результатов измерения ППР, полученных на участках Северной, Центральной и Южной аномалий

Наглядное представление о пространственном распределении радоновых аномалий на территории м/р даёт рис. 6. На этом рисунке видно, что в пределах западной части м/р расположены протяжённые вытянутые радоновые аномалии с ППР, превышающей гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²*с). Эти ореолы ориентированы согласно простиранию пород с повышенным содержанием урана и несколько смещены в западном направлении. Смещение ореолов, по-видимому, объясняется техногенным перемещением больших объемов почво-грунтов, содержащих радиоактивные обломки пород, вниз по рельефу местности при проходке котлованов под фундаменты зданий. Наиболее интенсивный ореол приурочен к участку Северной залежи, все остальные расположены вне ранее выявленных рудных аномалий.

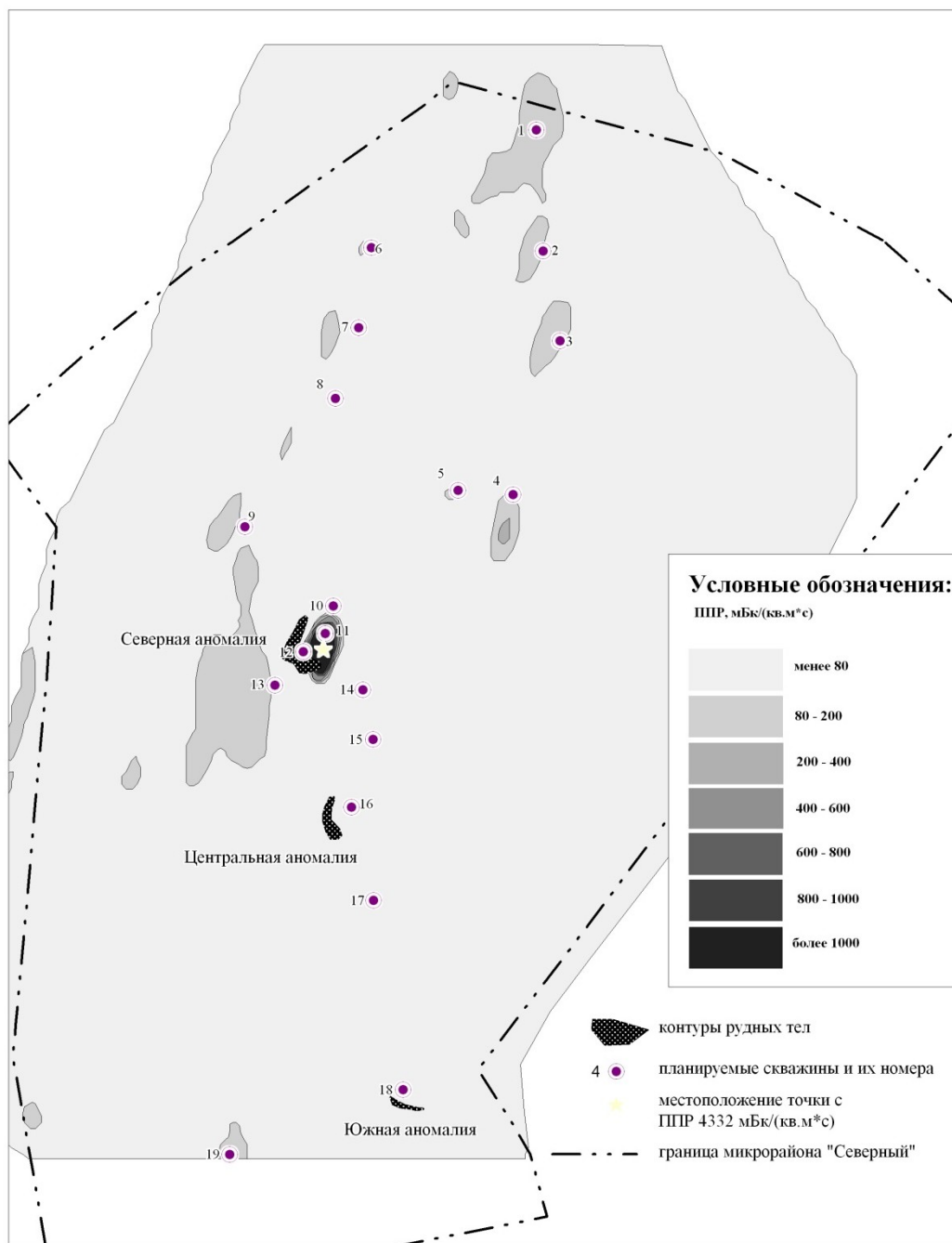


Рис. 6. Схема распределения ППР с поверхности почво-грунтов на территории микрорайона «Северный»

Среднее значение УА ^{226}Ra по 140 пробам поверхностных почво-грунтов, отобранных за пределами аномальных участков, составляет 15,4 Бк/кг при максимальном значении 33 Бк/кг (табл. 1). Такие содержания радия не могут быть причиной повышенных значений ППР с поверхности почвы, поскольку согласно [4], УА ^{226}Ra , равная 25 Бк/кг, должна соответствовать ППР, ориентировочно равная 16 мБк/(м²·с).

С целью изучения источников радона на участках с аномальными значениями ППР пробурено 19 скважин на глубину до 10 м. Ранее выявленные аномалии, расположенные на Северном участке, были вскрыты скважинами 9, 10, 11, 12, 13, 14 и 15; на Центральном участке – скважинами 16 и 17; на Южном участке – скважиной 18. Новые аномалии, выявленные в 2010 г. по результатам измерения ППР с поверхности почвы, вскрыты скважинами 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 и 19 (рис. 6).

УА ^{226}Ra в пробах коренных пород с урановой минерализацией, выходящих на дневную поверхность, достигает 2 600 Бк/кг, а в пробах керна, характеризующих породы, залегающие на глубинах от 1 до 4-х метров – 64...320 Бк/кг и более. Такие содержания ^{226}Ra при благоприятных условиях, способны продуцировать поток радона до 1 500 мБк/(м² с) в местах выхода на дневную поверхность пород с урановой минерализацией и до 300 мБк/(м²×с) и более на остальной территории. Учитывая это, причиной аномально высоких значений ППР с поверхности почво-грунтов могут быть повышенные концентрации ^{226}Ra в ураноносных породах, выходящих на дневную поверхность или залегающих на глубинах до четырёх метров (в среднем 2,5 м), и почво-грунты, в составе которых в большом количестве присутствуют обломки радиоактивных пород.

Таким образом, в результате выполненных исследований установлено, что территория м/р «Северный» по таким показателям радиационной безопасности как МД и УА ^{137}Cs в почво-грунтах соответствует требованиям, предъявляемым СанПиН [1, 2] и МУ 2.6.1.2398-08 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности» к земельным участкам, предпочтительным для строительства жилых домов и зданий общественного назначения.

В то же время, в западной части микрорайона обнаружены многочисленные аномалии ППР с поверхности почво-грунтов, существенно превышающей гигиенический норматив, равный 80 мБк/(м²×с). С учётом этого, согласно выше названным методическим указаниям, в проектах зданий должна быть предусмотрена система защиты от радона (монолитная бетонная подушка, улучшенная изоляция перекрытия подвального помещения и т.п.), обеспечивающая при приёмке здания в эксплуатацию среднегодовое значение эквивалентной равновесной ОА радона в воздухе помещений не выше 100 Бк/м³. Окончательные архитектурно-планировочные решения по застройке территории должны приниматься как с учетом приведенных выше результатов, так и дополнительных исследований с определением ППР с поверхности почвы в пределах контуров проектируемых зданий и на отметке подошвы фундамента зданий.

Литература

1. Нормы радиационной безопасности (НРБ – 99/2009): СанПиН 2.6.1.2523-09 – М.: Минздравсоцразвития России, 2009 г. – 70 с.
2. Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)»
3. Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности: Методические указания МУ 2.6.1.2398-08. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 27 с.
4. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН 2000 года Генеральной Ассамблеи с научными приложениями. Том 1: ИСТОЧНИКИ (часть 1)/пер. с англ., Под ред. акад. РАН Л.А.Ильина и проф. С.П. Ярмоненко – М.: РАДЭКОН, 2002.– 308 с.

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ В 2011 Г.

Н.С.Шленская, В.В.Ерёмин, Н.Н.Козлова, Л.А.Славская
Среднесибирское УГМС, ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р», г.Красноярск

Среднесибирское УГМС, являясь территориальным органом Росгидромета, осуществляет на территории Красноярского края радиационный мониторинг окружающей природной среды в соответствии со «Списком станций радиационного мониторинга Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды».

Таблица 1. Наблюдения, проводимые Среднесибирским УГМС, в пунктах государственной наблюдательной сети

№ п/п	Вид наблюдений	Количество	
		пунктов (в т.ч. 100-км зоны)	отобранных проб (в т.ч. 100-км зоны)
1	Отбор проб аэрозолей	7 (4)	2555 (1438)
2	Отбор проб атмосферных выпадений (потоке радиоактивных продуктов из атмосферы на поверхность земли)	17 (7)	6205 (2555)
3	Измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения	51 (13)	31390 (17520)

Таблица 2. Наблюдения, проводимые Среднесибирским УГМС, при осуществлении ежегодного экспедиционного обследования 30-км зоны ФГУП «ГХК»

№ п/п	Вид наблюдений	Количество отобранных проб	Период проведения исследования
1	Отбор проб снега	13	февраль-март
2	Отбор проб почвы	13	май-август
3	Отбор проб воды	9	конец апреля - июнь
4	Проведение гамма-съемки местности на высоте 0,01м и 1,0м	70	в момент отбора проб снега, воды, почвы

Приземная атмосфера

Наблюдения за содержанием суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы на территории Красноярского края проводились ежедневно путем непрерывного отбора проб аэрозолей воздуха воздухофильтрующими устройствами на метеостанциях Красноярск-опытное поле, Большая Мурта, Сухобузимское, Уяр, на метеоплощадках ГМО Туруханск, ЗГМО Бор, Эвенкийского филиала ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р» п.Тура, в соответствии с руководящими документами Росгидромета.

Гамма-спектрометрический анализ отобранных проб проводился в радиометрической лаборатории ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р», радиохимический анализ в региональной радиометрической лаборатории ЦМС Западно-Сибирского УГМС (г.Новосибирск).

В 2011 году на территории Красноярского края значения суммы бета-активных радионуклидов, характеризующих радиоактивное загрязнение атмосферы, колебались в диапазоне $5,5\text{--}31,4 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³. По сравнению с 2010 годом, наблюдается снижение их величины на метеостанциях Красноярск (с 20,7 до $15,9 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³) и ГМО Туруханск (с 7,28 до $5,5 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³). На остальных пунктах (рис.1) наблюдения суммарная бета-

активность несколько возросла, причем наибольшее увеличение отмечалось на метеостанциях Большая Мурта и Сухобузимское, 2,2 раза и 1,6 раза соответственно.

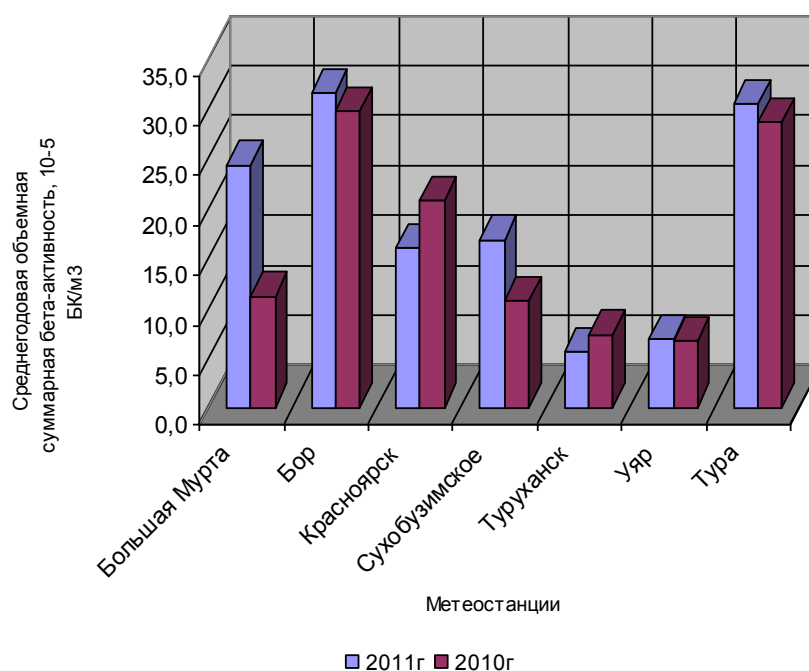


Рис.1. Динамика среднегодовой объемной суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы в 2011 г.

В период отопительного сезона с ноября-декабря по март-апрель наблюдается повышение среднемесячной объемной суммарной бета-активности в приземном слое атмосферы (рис.2). Наибольшие её значения фиксировались в декабре-феврале, что характерно не только для территории Красноярского края, но и для территории России в целом.

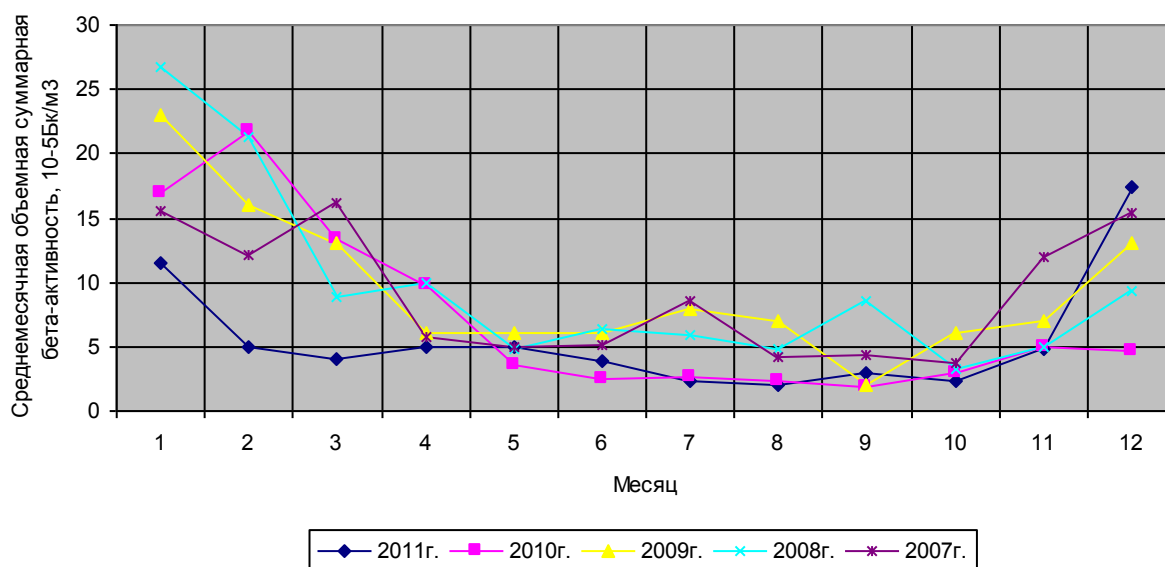


Рис. 2 Динамика среднемесячной объемной суммарной бета-активности в воздухе приземного слоя атмосферы на ст.Туруханск 2007-2011 г.

Гамма-спектрометрический анализ квартальных проб аэрозолей показал, что радиоактивность приземной атмосферы в пунктах наблюдения определялась,

преимущественно, радионуклидами естественного происхождения из которых основной вклад вносил космогенный бериллий-7. Из техногенных радионуклидов в этих пробах были обнаружены цезий-137 и стронций –90, величины которых на много ниже значений допустимой объёмной активности для населения по НРБ-99/2009 (ДОО_{нас.} для цезия-137 равна 27 Бк/м³, ДОО_{нас.} для стронция-90 равна 2,7 Бк/м³).

Самые высокие значения среднеквартальной объёмной активности цезия-137 наблюдались в пробах аэрозолей, отобранных во втором квартале 2011 г. (таблица 2). С третьего квартала концентрации цезия-137 стали снижаться и уже в пробах аэрозолей, отобранных в остальные месяцы года, достигли значений предыдущего года.

Таблица 2. Среднеквартальные концентрации Cs-137 в приземной атмосфере в пунктах наблюдения, 10⁻⁵ Бк/м³

Пункт наблюдения	Кварталы 2011г.			
	I	II	III	IV
Красноярск *	нпи	1,042	0,011	нпи
Большая Мурта *	0,198	1,940	0,039	0,036
Сухобузимское *	нпи	1,746	0,030	0,022
Уяр*	0,130	1,366	0,023	0,014
Туруханск	нпи	0,833	0,009	нпи

Примечание: нпи - ниже предела измерения (по суммарной бета-активности 0,01*10⁻⁵ Бк/м³), * - пункты 100-км зоны ФГУП «ГХК».

Наблюдается увеличение средневзвешенной объёмной концентрации цезия-137 в приземной атмосфере (рис.3) по сравнению с предыдущими годами (с 2010 г.- в 6,6 раза, с 2009 г.- в 12,8 раза).

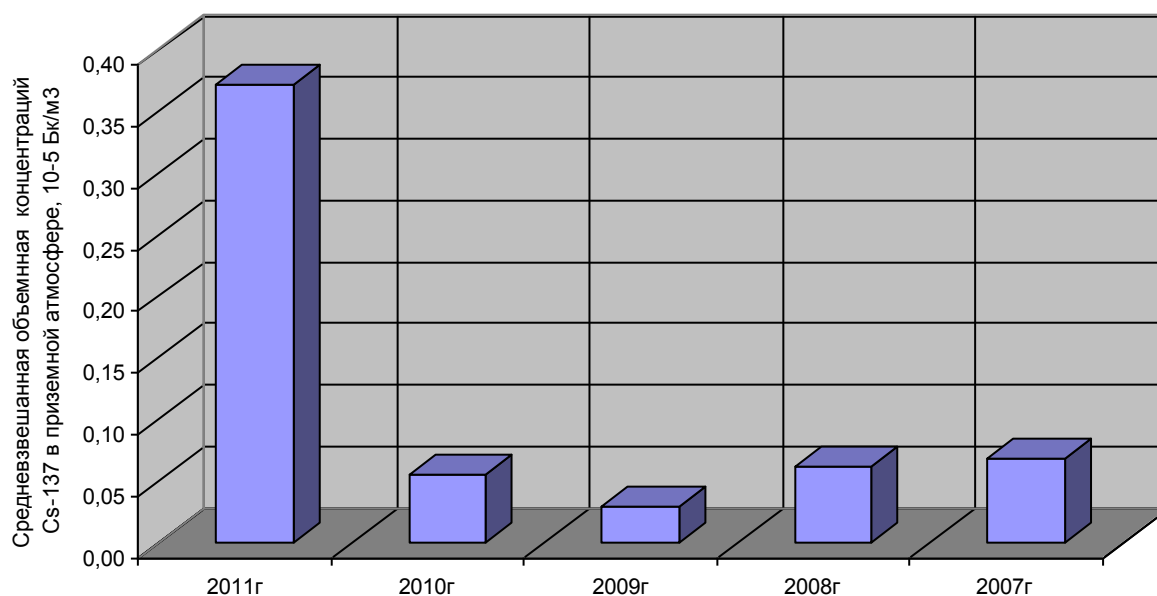


Рис.3 . Динамика средневзвешенной объёмной концентрации Cs-137 в приземной атмосфере 2007-2011 г.

По стронцию-90 средневзвешенные среднеквартальные концентрации (таблица 3), практически, остались на уровне предыдущих лет.

Таблица 3. Среднеквартальные концентрации Sr-90 в приземной атмосфере пунктов наблюдения, и средние за 2007-2010 гг., 10⁻⁵ Бк/м³

Пункт наблюдения	Кварталы 2011г.				2011	2010	2009	2008	2007
	I	II	III	IV					
Красноярск *	0,026	0,026	0,023	0,017	0,017	0,024	0,023	0,019	0,017
Большая Мурта *	0,007	0,027	0,010	0,010	0,010	0,015	0,021	0,013	0,012
Сухобузимское *	0,013	0,028	0,042	0,016	0,016	0,023	0,017	0,021	0,020
Уяр *	0,007	0,016	0,012	0,005	0,005	0,007	0,006	0,006	0,009
Туруханск	0,003	0,007	0,004	0,003	0,003	0,004	0,005	0,004	0,005
Средневзвешенное по всем пунктам контроля					0,010	0,015	0,014	0,013	0,013

Примечание: * - пункты 100-км зоны ФГУП «ГХК».

В 2011 г, преимущественно в зимний период, на территории Красноярского края наблюдалось 43 случая (в 2010 г. – 36) с повышенными значениями суммарной бета-активности в приземной атмосфере (среднесуточная суммарная бета-активность превышала фоновый уровень за предыдущий месяц, при измерении на 5 сутки после отбора пробы, в 5 и более раз, согласно Приказу Росгидромета № 156 от 31.10.2000 г. «Порядок подготовки и представления информации общего назначения о загрязнении окружающей природной среды»). Наибольшее число таких случаев отмечалось на метеоплощадках ГМО Туруханск (17 случаев) и М Сухобузимское (15 случаев).

Во всех пробах аэрозолей повышенной радиоактивности обнаруживался космогенный бериллий-7, содержание, которого находилось в пределах $(79,81 - 1270,75) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³. Радионуклиды техногенного происхождения, в том числе, цезий-137 в пробах, отобранных в 2011 г., так же как и в 2010 г. не зафиксированы.

Радиоактивные выпадения

Наблюдения за радиоактивными выпадениями на территории Красноярского края проводились на 17 пунктах контроля, в том числе на 7 пунктах, расположенных в 100-км зоне ФГУП «ГХК».

Среднесуточная суммарная бета-активности в пробах атмосферных выпадений измеренная по большинству пунктов наблюдения была значительно ниже критических значений (по результатам первых измерений равных или превышающих 110 Бк/м²/сутки, согласно Приказу Росгидромета № 156 от 31.10.2000 г. «Порядок подготовки и представления информации общего назначения о загрязнении окружающей природной среды») и существенно не отличались от значений 2010 года.

Величины средневзвешенных среднесуточных значений суммарной бета-активности в пробах выпадений (рис.4) в пунктах наблюдения 100-км зоны ФГУП «ГХК» и пунктах, расположенных в зоне наблюдения, существенно не отличались друг от друга.

В 2011 г. в пробах выпадений было зафиксировано 9 случаев превышения более чем в 10 раз суточной величины суммарной бета-активности над фоновым значением (в 2010 г.-1 случай), причем наибольшее число таких случаев 3 было зарегистрировано на М Дзержинское, главным образом в зимние месяцы, и лишь на некоторых станциях эпизодически фиксировались в апреле, августе и сентябре.

Радиоактивность атмосферных выпадений в квартальных пробах (таблица 4), объединенных по территории 100-км зоны ФГУП «ГХК», так же как и в предыдущие годы определялась в основном, радионуклидами естественного происхождения.



Рис.4. Динамика величин средневзвешенных среднесуточных значений $\Sigma\beta$, выпадений в течение 2007-2011 гг. по пунктам 100-км зоны и зоны наблюдения

Таблица 4. Среднеквартальная плотность выпадений (Бк/м²·кв.) радионуклидов и среднегодовые плотности выпадений за 2007-2011 гг. (Бк/м²·год) в пунктах контроля 100- км зоны ФГУП «ГХК.»

Радионуклиды	Среднеквартальная плотность выпадений радионуклидов, Бк/м²·квартал				Среднегодовые плотности выпадений радионуклидов, Бк/м²·год				
	Кварталы 2011 г.				2011г.	2010г.	2009г.	2008г.	2007г.
	1-й кв.	2-й кв.	3-й кв.	4-й кв.					
Be-7	43,54	408,16	319,73	74,83	846,26	816,58	920,26	1035,86	1138,28
Cs-137	нпи	0,680	0,082	нпи	0,762	нпи	нпи	нпи	1,166
Sr-90	0,08	0,14	0,04	0,21	0,47	0,77	0,62	0,57	0,64

Радиационный фон на местности

По данным ежедневных измерений в пунктах Государственной наблюдательной сети мощность экспозиционной дозы гамма излучения (МЭД) на местности, была в пределах колебаний естественного радиационного фона и не превышала установленного для оперативного радиационного контроля значения 30 мкР/час. Наибольшее из среднегодовых значений МЭД отмечалось на ГП Атаманово (21 мкР/час).

Экспедиционное обследование объектов природной среды в районе ФГУП «ГХК».

Оперативной группой радиационного мониторинга ФГБУ «Красноярский ЦГМС-Р» были выполнены работы по обследованию объектов природной среды на территории ближней (30км) зоны ФГУП «ГХК» (рис.5), включающие отбор проб снега, воды и почвы, проведение наземной гамма-съемки местности.



Рис.5. Карта-схема маршрутов экспедиционных обследований территории 30-км зоны ФГУП «ГХК»

Работы проводились в районе населенных пунктов: Мингуль, Кононово, Хлопуново, Атаманово, Большие Пруды, Барабаново, Шивера, Тартат, Большой Балчуг, Новый Путь, Додоново, Толстомысово и «фоновая проба» Красноярск – опытное поле.

Отбор проб воды проводился на реках: Енисей, Кан, Б.Тель. Значения суммарной объемной бета-активности ($\Sigma\beta$) находились на фоновом уровне. Техногенный **цезий-137** был обнаружен только в двух пробах, отобранных в р. Енисей возле населённых пунктов: д. Большой Балчуг (0,095 Бк/л) и г.Красноярск напротив речного вокзала (0,085 Бк/л). Измеренные концентрации цезия-137 в этих пробах более чем на два порядка ниже уровня вмешательства, нормируемого НРБ-99/2009 (УВ для цезия-137 в питьевой воде равен 11 Бк/л).

По результатам гамма-спектрометрического анализа, в пробах снега, отобранных на обследуемой территории перед весенним снеготаянием, техногенных радионуклидов не обнаружено. В 2010г. в пробах снега, у деревень Кононово, Хлопуново, Барабаново, был обнаружен цезий-137, объемная активность которого находилась в пределах 0,034-0,065Бк/л.

Плотность загрязнения снега по суммарной бета-активности колебалась в диапазоне 15,48-106,93 Бк/м². Максимальное её значение отмечалось в районе д.Кононово.

В 30-км зоне влияния ФГУП «ГХК» помимо наблюдений за состоянием снега, воды, осуществлялись наблюдения и за почвой. В большинстве проб, отобранных на глубине 5см, из техногенных радионуклидов обнаружен только цезий-137, запас которого в 5-см слое почвы (плотность загрязнения) варьировал в пределах от 0,057 до 1,343 кБк/м² и не превышал фоновый уровень для территории России — 1,9 кБк/м². Исключение составляют пробы, отобранные в д. Павловщина (возле огородов в месте, затопляемом во время весенних паводков р. Енисей) и д. Хлоптуново. В пробе почвы д. Павловщина плотность загрязнения цезием-137 составила 4,0 кБк/м², что превышает в 2,1 раза фоновый уровень для территории России. Кроме цезия-137 в почве обнаружены техногенные радионуклиды: европий-152, европий-154, кобальт-60. В пробе почвы д. Хлоптуново кроме цезия-137 обнаружены техногенные радионуклиды: европий-152 и цинк-65.

Значения мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения, измеренные при отборе проб снега, воды и почвы на высотах 0,01м и 1,0м от поверхности, не превышали 15 мкР/час.

На основании вышеизложенного, по результатам регулярных наблюдений, осуществляемых в пунктах Государственной наблюдательной сети и результатам наблюдений проводимых в пунктах 30-км зоны ФГУП «ГХК» радиационная обстановка на территории Красноярского края остается стабильной. Содержание техногенных радионуклидов в окружающей среде не превышало нормативов, установленных НРБ - 99/2009 и не представляло опасности для населения.

РАДИОЭКОЛОГИЯ ЛЕСНЫХ ПОЖАРОВ В СИБИРИ

Б.Л.Щербов, В.В.Будашкина

Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск

Вся территория Сибири, начиная с 1949 г., в различные периоды подвергалась радиоактивным выпадениям [3, 5]. После принятия Моратория на прекращение открытых испытаний ядерных устройств, проводимых СССР и США в атмосфере, на земле и под водой (1963 г.), в северном полушарии был сформирован глобальный радиоактивный фон, на котором в различных местах выделялись площади с повышенной радиоактивностью. Это явилось следствием неравномерного выпадения радиоактивных осадков, обусловленное метеорологическими характеристиками времени прохождения облаков с искусственными радионуклидами. После ядерных взрывов в атмосферу выбрасывалось около двухсот различных радиоактивных изотопов, большинство из которых имели периоды полураспада, измеряемые секундами, минутами, часами и т.д. Эти короткоживущие загрязнители в целом прекратили свое существование, и в настоящее время в сибирских ландшафтах от испытаний остались лишь ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ²³⁸⁺²³⁹Pu. После 1963 г продолжалось проведение так называемых «мирных» взрывов, имевших своей конечной целью военные, технологические и народно-хозяйственные результаты. Многие из этих взрывов заканчивались аварийными выбросами или просачиванием сквозь толщу горных пород инертных газов, ядерные превращения которых сопровождалось образованием ¹³⁷Cs. К источникам радиоактивного загрязнения Сибири следует добавить ядерные предприятия Томска и Красноярска, а также места захоронения радиоактивных отходов. Большие площади Сибири испытали на себе влияние Чернобыльской катастрофы, а также испытаний на Лобнорском полигоне в Китае [8, 9]. Современное радиоактивное загрязнение, обязанное атмосферному переносу, было установлено нами во мхах из различных районов Западной Сибири [10]. Наши исследования в различных

точках Сибири летом 2011 года показали присутствие ^{134}Cs (он служит показателем «реакторного» источника) в некоторых точках и от Фукусимской аварии (Япония).

Выпадавшие из атмосферы искусственные радионуклиды с той или иной степенью прочности закреплялись в целинных почвах, торфяных залежах, донных отложениях озер и различных компонентах лесного почвенно-растительного комплекса. Широкое распространение лесов в Сибири позволяет отнести их к наиболее емкой части ландшафта по отношению к искусственным радионуклидам. Поэтому, для изучения поведения радионуклидов после выпадения их на земную поверхность, наиболее интересными и распространенными являются различные биогеохимические барьеры, которыми насыщен лесной биогеоценоз: хвоя, кора и листва деревьев, мхи, лишайники, травы, кустарники и лесные подстилки. Особое место в этом списке представляют собой лесные подстилки.

В лесных сообществах подстилки играют весьма существенную роль. С одной стороны, они служат субстратом для прорастания семян лесных растений, источником и потенциальным резервом биогенных веществ и многих водорастворимых органических соединений, что обуславливает формирование специфической среды в ризосферной зоне подроста. С другой стороны, подстилки, имея повсеместное распространение, горят при любом типе пожара и в той или иной степени служат источником атмосферной миграции искусственных радионуклидов или перераспределении их по выгоревшей площади в постпожарный период [15].

Таблица 1. Поведение радионуклидов при лесных пожарах разного типа

Район, регион	Год пожара	Год отбора	Тип пожара	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}\text{Pu}$
п. Тарко-Сале (1)	2000	2000	Верховой слабый	-23	-26	-
п. Вынгапур (1)	1999	2000	Верховой слабый	-	-24	-
п. Ханымей (1)	1997	2000	Верховой сильный	-	-31	-
п. Завьялово (2)	1997	1999	Верховой*	-38	-42	-
п. Н-егорьевск(2)	1998	2000	Верховой сильный	-50	-40,6	+5,2
п. Ракиты (2)	1997	2000	Верховой повальный*	-27,5	-48,2	-
п. Северка-1 (2)	2000	2003	Верховой повальный	-	-44	-
п. Северка-2 (2)	2003	2003	Верховой	-	-36	-
п. Волчиха (2)	1998	2000	Верховой повальный*	-33,3	-60,2	-15,3
п. Вознесенка (2)	2004	2004	Низовой беглый	+39,5	+39,3	+4
п. Иркутское (2)	2005	2005	Верховой	-33,2	-35,5	-
п. Ерестная (3)	2004	2004	Визовой беглый	-	-23,6	-
п. Иля (4)	2004	2004	Верховой повальный	-32	-49	-5,2
п. Ара-Иля (4)	2001	2004	Верховой	-40,3	-48,9	-12,3
п. Обуса (5)	2003	2003	Верховой	-	-40,3	-
п. Загатуй (5)	2003	2003	Верховой слабый	-	-28,6	-
Оз. Халанда (6)	2003	2004	Верховой	-	-29,1	-
г. Улан – Удэ (7)	2004	2004	Низовой беглый	+6	+5	-
п. Николаевка (2)	2010	2011	Верховой повальный	-42,2	-56,2	-30,3

Примечание. В скобках – символы регионов: 1 – Ямало-Ненецкий АО, 2 – Алтайский край, 3 – Новосибирская обл., 4 – Агинский Бурятский АО. 5 – Усть-Ордынский Бурятский АО; 6 – Читинская обл., 7 – Республика Бурятия; * - рекультивированные пожарища.

Сибирские леса, занимают 80 % лесного массива России (552 млн. га). Ежегодно на этой огромной площади возникает 30 тыс. пожаров. За пожарный период сгорает приблизительно 20 млн. тонн биомассы, в атмосферу выбрасывается 2 млн. тонн продуктов горения. Приближенная оценка площади лесных пожаров составляет около 5

млн. га, а пожаров всех видов растительности – около 10 млн. га. [2]. По другим данным, в бореальных лесах России пожары могут происходить на площади в 12 млн. га [13]. Бывают сезоны, когда эта цифра существенно увеличивается. Примером может служить 2010 год, когда только один пожар на юго-западе Алтайского края уничтожил около 13 тыс. га уникальных ленточных боров. В том же году уже к началу августа общая площадь, пройденная пожарами Центральной России, превысила 15 млн. га: горение лесов продолжалось и в других регионах страны до глубокой осени. По сообщениям СМИ, пирологическая лесная ситуация в нашей стране 2011 г была не менее катастрофичной.

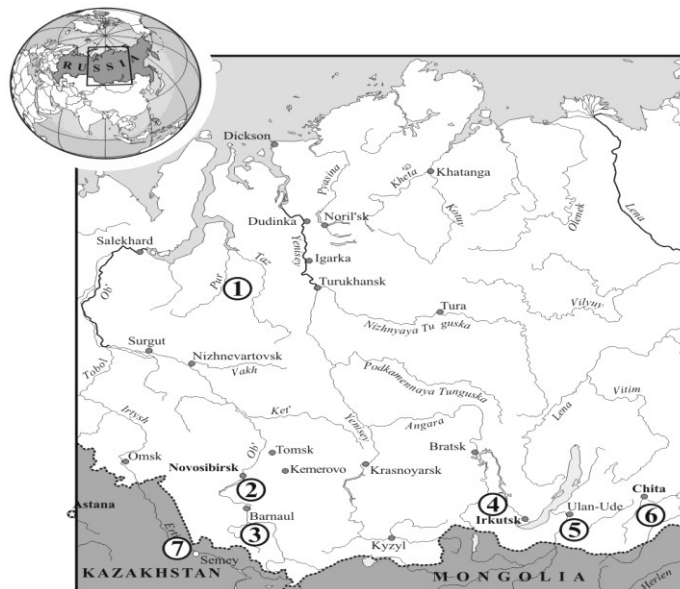


Рис. 1. Схема районов работ (1- Ямало-Ненецкий АО; 2- Новосибирская обл., 3 - Алтайский край; 4 – Иркутская обл.; 5 - Респ. Бурятия; 6 – Читинская обл.; 7 – Респ. Казахстан

Изучение поведения искусственных изотопов при горении лесных массивов было инициировано возникновением лесных пожаров на территориях, оказавшихся в зоне влияния Чернобыльской катастрофы [1, 6, 14]. В Сибири этой проблемой стали заниматься в ИГМ СО РАН только при экогеохимических исследованиях в местах проживания коренного населения, что позволило обследовать пожарища во многих наших регионах и на востоке Казахстана (рис. 1) [11, 12,]. Самые первые результаты позволили выделить две группы элементов по характеру поведения при лесных пожарах. В число наиболее активных мигрантов вошли Hg, Cd, As, Pb, Sb и некоторые другие элементы, а также ^{90}Sr , ^{137}Cs , в меньшей степени – $^{239+240}\text{Pu}$. Было показано [15], что миграционная способность элементов во многом зависит от температуры кипения (видимо, и испарения). Наиболее активно из пожарищ мигрировали радиоцезий и радиостронций (T° соответственно 690 и 1384 $^\circ\text{C}$). Плутоний ($T^\circ=3227^\circ\text{C}$) способен мигрировать только при больших температурах, что характерно только для повальных верховых пожаров. Таким образом, от типа лесного пожара во многом зависит поведение искусственных радионуклидов. Этот тезис, на наш взгляд, убедительно иллюстрируется данными таблицы 1.

Однако существуют объекты, где искусственные радионуклиды не выносятся за пределы пожарища, а накапливаются в них. Такие результаты иногда возникают при низовых пожарах, но это не означает, что радионуклиды, как, впрочем, и стабильные элементы, оказываются вне миграционного процесса. При низовых пожарах наземные горючие материалы (ЛГМ) очень часто выгорают неравномерно. В особой степени это проявляется при весенних пожарах, когда мхи, лишайники и лесная подстилка высыхают

по-разному, как это произошло на одном из пожарищ в Алтайском крае. Здесь около прикорневых участков деревьев снег растаял значительно быстрее, чем на остальной площади леса (фото 1а). Это привело к тому, что при пожаре, первые из участков выгорели полностью (фото 1б), а остальная площадь была пройдена лишь беглым огнем, и лесная подстилка выгорела только наполовину. Средняя удельная активность искусственных радионуклидов на разных участках составила (Бк/кг): для ^{90}Sr – 28 (вся площадь) и 13 (прикорневые участки), для ^{137}Cs – 122 и 60, для $^{239+240}\text{Pu}$ – 1,45 и 1,1. Наглядно это показано на рис 2.

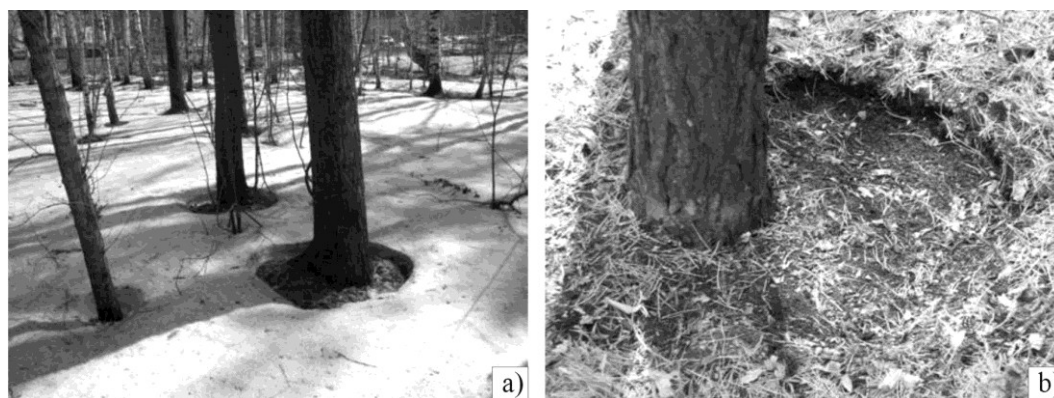


Фото 1. Характер таяния снега в апреле (а) и выгорания лесной подстилки в мае (б).

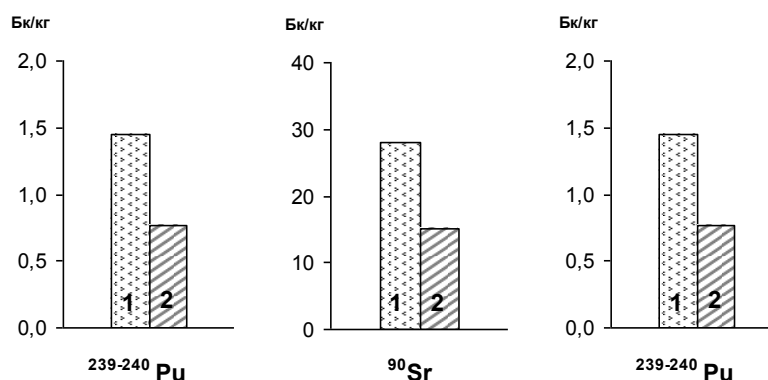


Рис.2. Удельная активность искусственных радионуклидов на основной площади пожарища (1) и полностью выгоревших участках (2)

Таким образом, результаты обследования данного пожарища позволяют утверждать простое перераспределение искусственных радионуклидов по выгоревшей площади без их выноса за пределы выгоревшей площади. Отбор проб верхних слоев растительно-почвенного покрова производился нами стальным кольцом, применяемым при экогеохимических исследованиях (высота кольца 50 мм, диаметр – 84 мм).

Интересно, что на совершенно аналогичном объекте, изученном в районе п. Ерестная (Новосибирская обл.) отмечена заметная миграция многих элементов (включая и искусственные радионуклиды) за пределы пожарища. Оба пожара имеют небольшие (3-4 га) размеры, оба произошли в мае месяце на одинаковых лесных насаждениях. Однако первый пожар произошел при безветренной погоде внутри леса, второй – при устойчивом ветре (6-8 м/сек) на берегу Новосибирского водохранилища. Напрашивается вывод о влиянии на процессы миграции состояния наземных ЛГМ и погодных условий.

Следующим фактором, тесно связанным с приведенными выше причинами и влияющим на поведение искусственных радионуклидов при лесном пожаре, служит характер распределения их в вертикальном разрезе наземных ЛГМ. Как видно, из диаграмм вертикального распределения искусственных радионуклидов, приводимых на рисунке 2, повышенные значения их удельной активности тяготеют к нижним интервалам лесной подстилки. Отметим, что во мхах и лишайниках распределение радионуклидов имеет ту же тенденцию. Поэтому при беглом низовом пожаре, когда сгорает только верхняя часть растений и подстилок, в миграцию вовлекается наименьшая часть заключенных в них радионуклидов. Основное же их количество участвует в миграционном цикле только при полном сгорании этих наземных ЛГМ. Скорее всего, это связано с увеличением сорбционной емкости разлагающегося по мере старения органического материала отмеченных компонентов лесного биогеоценоза, потому что резкое уменьшение активности всех радионуклидов в самом низу профиля начинается на границе с подстилающими песками, почти полностью лишенными органики. Наши наблюдения показывают, что воздушный вынос искусственных радионуклидов из пожарища часто сопровождается радиоактивным загрязнением прилегающей к нему площади или незатронутых огнем участков, остающихся внутри гари. Такой случай характеризует один из объектов от беглого низового пожара в Ямало-Ненецком АО. Здесь внутри гари остались небольшие (3-4 м²) участки с кустистым лишайником *Cladina Stellaris* и несгоревшими молодыми кедррами. Активность радиоцезия в верхнем 5-сантиметровом слое почвенного покрова на наветренной стороне пожарища (рис. 3-1) следует считать фоновой. Она несколько выше, чем на выгоревшей площади (рис. 3-2). На подветренной стороне (рис. 3-3) активность его еще выше. Самое высокое значение активности ¹³⁷Cs в лишайниках зафиксировано внутри пожарища, самое низкое – на наветренной стороне. Лишайники наиболее обогащены радиоцезием внутри пожарища и на его подветренной стороне. Эти данные свидетельствуют о воздушном переносе радионуклида. Дополнительным аргументом в пользу этого положения служит обогащение на 38 % хвои кедров в пределах выжженной площади относительно “фоновой”. Остается добавить только, что обследование пожарища проведено сразу после пожара.

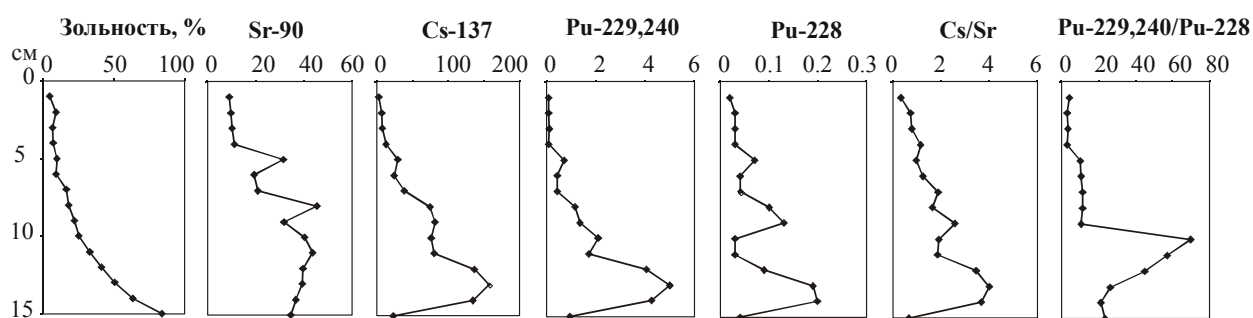


Рис. 3. Характер распределения искусственных радионуклидов и зольности в профиле лесной подстилки

Данный пример увеличения активности радиоцезия в хвое сосен за пределами пожарища не единичен. В среднем по ленточным борам Новосибирской области и Алтайского края, где нами обследовано самое большое количество объектов, хвоя из зоны влияния пожаров по сравнению с хвоей из фоновых площадей обогащена ¹³⁷Cs в 3,4 раза. Аналогичное явление отмечено нами и в других регионах Сибири.

Кроме воздушной миграции искусственных радионуклидов при лесных пожарах следует отметить перераспределение по площади пожарища. Это происходит как во время пожара, так и значительно позже под влиянием временных водных потоков или эоловых процессов. На пожарищах ленточных боров Алтайского края, образованных на дюнном рельефе, часто наблюдается скопление зольно-сажистого материала в пониженных

участках рельефа. Как правило, этот материал оказывается обогащенным многими элементами, включая и искусственные радионуклиды. Так, на одном из объектов этого региона средняя удельная активность плутония на пожарище составляет 2,02 Бк/кг, а в отдельно собранной золе – 8,43 Бк/кг.

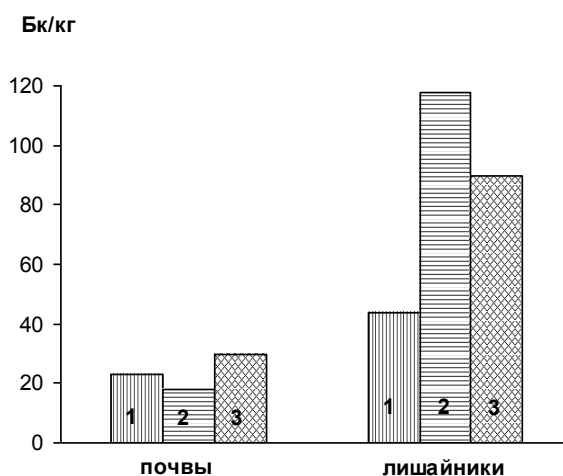


Рис. 3. Средняя удельная активность радиоцезия на различных участках пожарища в районе пос. Тарко-Сале (Ямало-Ненецкий АО)

Главной целью наших исследований служило определение масштабов миграции тяжелых металлов и искусственных радионуклидов. Для расчетов нам требуются сведения об удельной активности радионуклидов в компонентах биогеоценоза, о площади пожарища, запасах ЛГМ и количестве мигрировавшего радионуклида. В качестве примера рассмотрим одно из пожарищ. Наиболее свежий пример – результаты пожара 2010 г в районе села Николаевка на западе Алтайского края. Общая площадь пожара составила около 13 тыс. га. Средняя удельная активность ^{137}Cs в 5-сантиметровом интервале почвенного покрова – 47 Бк/кг; вынос радиоцезия – 58 %. Запасы лесной подстилки (именно она выгорает при пожарах) в борах, посчитанные нами по нескольким десяткам точек составляют 10,8 т/га, что близко к среднему значению для сибирских лесов [4]. Несложные математические расчеты показывают, что из этого пожарища был вынесен радиоцезий с активностью $3 \cdot 10^8$ Бк. Следует думать, что этот радионуклид атмосферным путем мог перенестись на большие площади Алтайского края, поскольку пожар был повальным, и после него образовалась пустыня.

Аналогичным путем можно приблизительно подсчитать масштабы эмиссии ^{137}Cs для Сибири в целом. Начиная с 1991 г., сотрудниками нашей лаборатории постоянно пополняется банк данных по тяжелым металлам и искусственным радионуклидам во всех компонентах биогеоценоза и деталях ландшафта. В нашем распоряжении имеются данные по радиоцезию и радиостронцию, которые определены в сотнях образцов лесных подстилок; для подсчетов по плутонию, на наш взгляд, данных недостаточно, поскольку он определен не во всех объектах. Средние значения удельной активности ^{137}Cs в компонентах лесного биогеоценоза по нескольким сотням анализов составляют (Бк/кг): для лесных подстилок – 113 ± 63 , для лишайников – $56,8 \pm 52$, для мхов – 61 ± 56 , для хвой – $18,2 \pm 3,7$, для трав – $1,1 \pm 0,63$. В подстилках средняя активность ^{90}Sr – 30 ± 16 , $^{239+240}\text{Pu}$ – $1,93 \pm 1,6$ Бк/кг. Корректный подсчет запасов хвой, лишайников или мхов в том или ином районе обследования пожарищ требует огромных трудозатрат или просто невозможен. Имея в виду ежегодное значение пожаров – 5 млн. га и среднее содержание подстилки в лесах Сибири – 11 т/га (см. выше) и произведя те же арифметические расчеты, мы вправе утверждать ежегодный вынос радиоцезия с активностью $1,82 \cdot 10^{12}$ Бк или около 49 Ки. Оценка эмиссии радиостронция составляет $4,75 \cdot 10^{11}$ Бк (12,8 Ки), то есть суммарное

количество составляет более 60 Ки. Эту оценку следует считать минимальной, поскольку она основана только на данных по лесным подстилкам. Но, как известно, при пожарах горят и все остальные лесные горючие материалы, однако вклад искусственных радионуклидов от них в воздушную миграцию подсчитать не представляется возможным. Тем не менее, следует думать, что вклад от лишайников, мхов и хвои может быть существенным: наши наблюдения на Крайнем Севере показывают, что эти компоненты биогеоценоза загрязнены радиоцезием на порядок выше, чем в других регионах Сибири.

В последнее время канадскими учеными высказывается предположение о том, что повышение радиационного фона в атмосфере Канады в летние месяцы обязано в некоторой степени и Сибирским лесным пожарам [7]. Прямых доказательств не существует, но если учесть, что радионуклиды могут переноситься на субмикронных частицах дымовых аэрозолей на тысячи километров [2, 6 и др.], то предположение канадцев не кажется фантастическим.

Таким образом, активная миграция искусственных радионуклидов при сибирских лесных пожарах – факт неоспоримый. Приведенные выше данные по общей величине эмиссии ^{90}Sr и ^{137}Cs из пожарищ относятся к границе XX и XXI вв. Эти два искусственных радионуклида ($T_{1/2} = 30$ лет) в скором времени исчезнут из ландшафтов Сибири в результате естественного распада, если не произойдет какой-либо новой ядерной катастрофы и не будет новых выпадений долгоживущих искусственных радионуклидов. Однако плутоний, имеющий период полураспада 24 тысяч лет, еще долго будет участвовать в пирологическом процессе сибирских лесов. Прогнозы неутешительны: количество катастрофических лесных пожаров в XXI веке будет увеличиваться.

Авторы благодарят И.В.Макарову, М.С.Мельгунова, А.С.Степина и Н.И.Чернакову за выполнение аналитических работ.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 04-05-64057 и № 10-05-00370.

Литература

1. Азаров С.И. Загрязнение атмосферы ^{137}Cs при лесных пожарах в чернобыльской зоне // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36, № 4. С. 506-515.
2. Валендик Э.Н. Экологические аспекты лесных пожаров в Сибири // Сиб. экол. журн. 1996. № 1. С. 1-18.
3. Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение после ядерных взрывов и аварий – интегральный подход // Труды Международной конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. Москва, 24-26 апр. 2000 г. С.-П.: Гидрометеиздат. 2000. С. 26-47.
4. Курбатский Н.П. Определение степени пожарной опасности в лесах // Лесное хозяйство. 1957. № 4. С. 15-18.
5. Махонько К.П., Павлова Л.Н. Радиоактивные продукты в атмосфере от подземных ядерных взрывов на полигонах СССР // Бюллетень ЦОИ по атомной энергии, 1997, № 9, с. 15-24.
6. Пазухин Э.М., Боровой А.А., Огородников Б.И. Лесной пожар как фактор перераспределения радионуклидов чернобыльского генезиса в окружающей среде // Радиохимия, 2004, т. 46, № 1, с.93-96.
7. Радиоактивные лесные пожары // Наука и жизнь. 2007. № 2. БИНТИ. С. 10.
8. Савченко В.К. Экология Чернобыльской катастрофы. Научные основы Международной программы исследований. Минск: Беларуская навука. 1997. 224 с.
9. Челюканов В.В., Савельев В.А. О влиянии испытаний Китайской Народной Республики на радиоактивное загрязнение территории СССР // Метеорология и гидрология. 1991. № 4. С. 118-119.

10. Щербов Б.Л. Существует ли современное атмосферное загрязнение искусственными радионуклидами?// Материалы V Междунар. биогеохимической школы. Семипалатинск, 8-11 сент. 2005 г. Семипалатинск: РИО СГПИ. 2005. С. 499-500.
11. Щербов Б.Л., Будашкина В.В., Страховенко В.Д. Миграция искусственных радионуклидов и тяжелых металлов при лесных пожарах в Сибири// Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2006. 1(1). С. 113-121.
12. Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Сухоруков Ф.В. Экогеохимическая роль лесных пожаров в Байкальском регионе// География и природные ресурсы, 2008, № 2, с. 60-66.
13. Conard S.G., Ivanova G.A. Wildfire in Russian boreal forests – potential impacts of fire regime characteristics on emission and global carbon balance// Environ. Pollut. 1997. V. 98. 3. P. 305-313.
14. Paliouris G., Taylor H.W., Wein R.W. e.a. Fire as an agent in redistributing fallout ¹³⁷Cs in the Canadian boreal forest // Total Environ. [Pap.] Int. Simp. Ecol. Eff. Arctic Airborne Contamination, Rejkjavik, 4-8 oct., 1993, p. 160-161; 1995, p. 153-166.
15. Schcerbov B.L., Lazareva E.V. Migration Factors of Radionuclides and Heavy Metals during Forest Fires in Siberia// Advances in Environmental Research. Vol. 4. P. 99-120.
16. Schcerbov B.L., Zavgorodnyaya N.V., Lazareva E.V. Ecogeochemical consequences of Forest Fires in Belt Pine Forests of Altai Krai// Contemporary Problems of Ecology. 2008. № 4. P. 459-466.

СЕКЦИЯ: РЕГИОНАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ (ВКЛЮЧАЯ ЛЕСНУЮ И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННУЮ РАДИОЭКОЛОГИЮ, МИГРАЦИЮ РАДИОНУКЛИДОВ, ПРИРОДНЫЕ БИОЦЕНОЗЫ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКУЮ ОБСТАНОВКУ, РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ)

РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

Ю.В. Александрова, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск

Река Енисей – основная водная артерия Красноярского края, по водности занимает первое место в России и является одной из крупнейших рек мира. На берегу реки вблизи г. Железногорска расположен Горно-химический комбинат (ГХК) Росатома, многолетняя деятельность которого привела к радиоактивному загрязнению поймы реки [1-6]. Прямые измерения содержания радионуклидов в отобранных пробах воды (без концентрирования) не всегда позволяют выявить техногенные радионуклиды. Для достоверного определения радионуклидов в воде необходимо использовать как высокочувствительные приборы, так и применять методы концентрирования проб.

Цель работы – определение содержания радионуклидов в воде реки Енисей в зоне влияния ГХК с использованием различных методов.



Рис.1. Карта-схема района ближней зоны влияния ГХК (Железногорск).

..... - граница санитарно-защитной зоны ГХК

ПС - полигон захоронения жидких радиоактивных отходов «Северный»

В качестве объектов исследования использовали пробы воды, отобранные в р. Енисей в весенне-осенний период 2001-2011 как в ближней зоне влияния ГХК на расстоянии до 15 км от места сброса (район сел Атаманово и Б.Балчуг), так и на значительном расстоянии ниже по течению реки. Объем отбираемых проб воды составлял до остановки реактора в 2010 году - 30-50 л и после остановки реактора - 75 л. Для

измерения радионуклидов использовали широкий спектр инструментальных методов: жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия с использованием спектрометра «Tri-Carb 2800» (США), гамма-спектрометрия с использованием спектрометра «Canberra» (США), масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой с использованием спектрометра «Agilen» (США), альфа-спектрометрия.

До остановки реактора в реку поступали сбросы реакторного и радиохимического заводов ГХК. Вследствие этого в воде регистрировались радионуклиды как активационного происхождения, так и осколочные радионуклиды цепной реакции. Из публикации специалистов ГХК [1] и экологических отчетов ГХК (2009) [6] следует, что в Енисей попадали следующие активационные радионуклиды: ^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{95}Zr и др. Этот факт подтверждался проведенными измерениями содержания радионуклидов в водных растениях и других гидробионтах [2-3]. В настоящее время после остановки реактора в воду Енисей могут поступать сбросы радиохимического завода ГХК, а также радионуклиды из донных отложений и смылов с пойменной территории. Ранее в ближней зоне влияния ГХК в пробах измеряемой воды объемом 1 литр в Институте биофизики СО РАН были достоверно определены только два короткоживущих активационных радионуклида (^{24}Na , ^{239}Np), а также, в отдельных случаях, долгоживущий ^{137}Cs . Результаты по содержанию других радионуклидов в воде были на пределе обнаружения. Для достоверного определения других активационных радионуклидов в воде был применен метод химического концентрирования с использованием соединений $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и MnO_2 [4-5]. Для концентрирования использовали пробы воды реки объемом 20-75 л, отобранные в районе с. Атаманово в месте отбора водных растений. В качестве трассера использовали раствор изотопа ^{241}Am . Как следует из таблицы 1, в концентрированной пробе число достоверно определяемых гамма-излучающих радионуклидов значительно увеличилось, и при этом выход по ^{241}Am составил 95%. Во время работы реактора число регистрируемых радионуклидов выросло с 6 до 16 в концентрируемой пробе. После остановки реактора в воде без применения метода концентрирования регистрируются только 2 радионуклида (^{137}Cs и ^{141}Ce). После концентрирования их количество увеличивается до 9, однако значения существенно снижаются. Например, значение ^{60}Co в воде после остановки реактора снизилось в четыре раза с 3.2 до 0.8 мБк/л, а ^{65}Zn - на порядок (с 3.1 до 0.3 мБк/л). После остановки реактора короткоживущие радионуклиды, такие как ^{24}Na и ^{239}Np в воде не регистрируются.

Таблица 1. Радионуклидный состав проб воды р. Енисей в районе с. Атаманово до (апрель) и после (июнь) остановки реактора

Нуклид	Апрель 2010 г.		Июнь 2010 г.	
	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л
^{24}Na	7950±350	52±19		
^{46}Sc		6.0±0.5		0.7±0.1
^{51}Cr		50.4±5.8		
^{59}Fe		4.9±0.9		
^{60}Co		3.2±0.4		0.8±0.1
^{65}Zn		3.1±0.9		0.34±0.03
^{76}As	320±160	64±7		
^{85}Sr		2.2±0.5		0.8±0.2
^{99}Mo		8.8±1.5		
^{103}Ru		1.1±0.4		
^{106}Ru				4.8±1.2

Нуклид	Апрель 2010 г.		Июнь 2010 г.	
	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л	Исходная вода А, мБк/л	Концентрат А, мБк/л
¹²⁴ Sb	72±19	1.9±0.6		
¹³⁴ Cs		0.5±0.3		
¹³⁷ Cs	39±32	3.1±1.4	82±28	2.1±0.5
¹⁴¹ Ce	61±25	2.4±0.7	141±43	0.18±0.07
¹⁴⁴ Ce		3.0±1.7		1.8±0.6
¹⁵⁴ Eu				0.7±0.2
²³⁹ Np	275±47	347±22		

Кроме гамма-излучающих радионуклидов в воде реки Енисей вблизи сбросов ГХК ранее регистрировали и бета-излучающие радионуклиды, такие как ³²P, ³H, ⁹⁹Tc, ⁹⁰Sr [5-9]. Среди всех радионуклидов тритий является самым миграционным радионуклидом. В таблице 2 приведены данные по содержанию трития в образцах воды р. Енисей в районе г. Красноярск и на различном удалении ниже по течению реки. В пробах воды, отобранных в фарватерной части реки в г. Красноярске и далее по течению реки до с. Новоназимова, содержание трития составляет 2-5 Бк/л, что соответствует глобальному фону. Повышенная, по сравнению с фоном, концентрация трития обнаружена в воде вблизи устьев ручьев и рек, водосборы которых расположены в пределах санитарно-защитной зоны ГХК: вблизи устья р. Шумиха максимальная концентрация трития в период 2001-2006 гг. составила 81 Бк/л, вблизи устья руч. Плоский - 168 Бк/л [7]. Эти данные согласуются с ранее полученными в 1998 г. результатами, что для руч. Плоского и р. Шумиха концентрация трития превышает фоновые значения для р. Енисей и составляет 56 и 125 Бк/л, соответственно [9]. В последующие периоды времени содержание трития в реке Енисей вблизи сбросов, например руч. Плоский, снижается до 18-53 Бк/л. После остановки реактора в 2010-2011 гг. содержание трития в реке вблизи устья р. Шумиха составляет 10-24 Бк/л, а вблизи руч. Плоский снижается до фонового уровня (табл.2).

Таблица 2. Содержание трития в пробах воды р. Енисей на различном расстоянии ниже по течению от г. Красноярск в разные периоды, Бк/л.

Место отбора	2001-2006 гг.	2007-2009 гг.	2010-2011 гг.
г. Красноярск (0 км)	2-5	<3.5	<3.5
Вблизи устья р. Шумиха (81 км)	75-81	-	10-24
Вблизи устья р. Плоский (85 км)	120-168	18-53	2-7
с. Атаманово (86 км)	3	10-31	2-4
с. Б. Балчуг (97 км)	4	<3.5-9	3
с. Захаровка (278 км)	3	-	-
с. Новоназимова (600 км)	3	-	-

Известно, что на ГХК большая часть радиоактивных отходов закачана в подземные водоносные горизонты полигона «Северный», который расположен на водоразделе рек Енисей и Большая Тель (рис.1). В монографии Рыбальченко с соавторами [10] в разделе посвященном полигону «Северный» отмечается, что для захоронения жидких радиоактивных отходов используют водоносные горизонты I и II, расположенные на глубине 370-460 м и 180-280 м соответственно. Горизонт II, по данным специалистов, разгружается в долину р. Большая Тель; горизонт I, как предполагается, частично в

долину р. Кан, частично в долину р. Большая Тель. Кроме долгоживущих радионуклидов, включая трансурановые элементы, в подземные горизонты производится закачка трития. Известно, что тритий является наиболее миграционным радионуклидом в водных системах, поскольку не задерживается никакими сорбционными системами. Проведенные в Институте биофизики СО РАН и в других организациях исследования [7-8] выявили, что в пробах воды р. Большая Тель наблюдалось превышение содержания трития относительно фоновых значений для р. Енисей (табл. 3). Содержание трития в пробах воды р. Большая Тель изменялось в зависимости от периода отбора. В летний период 2001-2006 гг. (июль-август) содержание трития в р. Большая Тель превышало фоновые значения для р. Енисей в 1.5-2 раза, в осенний период фоновые значения превышались в 10 и более раз.

Максимальные концентрации трития достигали 35-40 Бк/л по данным измерений Института биофизики СО РАН и 55-90 Бк/л - по данным измерений МосНПО «РАДОН». В 2008 г. наоборот, в летний период содержание трития было на уровне 21-37 Бк/л, а осенью снизилось до 11-15 Бк/л. В последние годы (2010-2011 гг.) также продолжались исследования проб воды р. Большая Тель на содержание трития, однако отбор проб был нерегулярный. В настоящий период обработана только часть проб и, как следует из табл.3, можно отметить снижение содержания трития до фоновых значений. В дальнейшем исследования содержания трития будут продолжены.

Таблица 3. Содержание трития в пробах воды р. Большая Тель на различном расстоянии вверх по течению от устья в разные периоды, Бк/л.

Место отбора	2001-2006 гг.	2007-2009 гг.	2010-2011 гг.
Устье (0 м)	3-55	6-42	1-3*
(50 м)	6-35	3-35	-
(300 м)	5-27	3-37	1-3*
(500 м)	4-40	3-34	1-3*
(1000 м)	4-38	3-37	1-3*

* - Обработана часть проб

Многолетние исследования содержания ^{238}U в разных районах бассейна реки Енисей масс-спектрометрическими методами, выполненные в Институте химии и химической технологии СО РАН и Институте неорганической химии СО РАН впервые выявили многократное превышение ^{238}U над фоновым содержанием. К таким районам относятся участки р. Енисей вблизи сбросов ГХК, а также участки р. Большая Тель. В этих районах содержание ^{238}U достигает 2.1-4.0 мкг/л (иногда 16 мкг/л), что почти на порядок превышает содержание ^{238}U в воде выше по течению от ГХК (0.3-0.6 мкг/л) [11]. Исследования изотопного состава урана в пробах воды, проведенные в Институте неорганической химии СО РАН, показали наличие техногенного изотопа урана ^{236}U в пробах р. Большая Тель и выявили отклонение изотопного отношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ (167 ± 3 и 177 ± 3) от равновесного природного ($^{238}\text{U}/^{235}\text{U}=138$). Это свидетельствует о техногенном происхождении части урана в воде р. Большая Тель в связи с деятельностью ГХК [11].

Литература

1. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин В.К. и др. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря // Радиохимия, 1994, т.36, вып.6, с.546-559.
2. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / Новосибирск, Изд-во СО РАН. Филиал «Гео». 2004. с.287.

3. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in aquatic plants of the Yenisei River in the area affected by effluents of a Russian plutonium complex // *Aquatic Ecology*. 2004. V. 38 (1). p.57-62.
4. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей // *Доклады Академии наук*. 2008. Т. 423, №4. с. 479-482.
5. Болсуновский А.Я., Сухоруков Ф.В., Жижаев А.М. Радионуклиды в воде реки Енисей / *Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Материалы Всероссийской конференции с международным участием*. Барнаул: Изд-во АРТ, 2010. С.38-41.
6. Отчет по экологической безопасности ФГУП «Горно-химический комбинат» за 2009 год. «Библиотечка Общественного совета Росатома», 2010. 36 с.
7. Bolsunovsky A., Bondareva L. Tritium in surface waters of the Yenisei River basin // *J. Environmental Radioactivity*. 2003. V.66 (3), p. 285-294.
8. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г. Новые данные по содержанию трития в одном из притоков реки Енисей // *Доклады Академии наук*. 2002. Т. 385. № 5. с. 714-717
9. Носов А.В., Мартынова А.М., Шабанов В.Ф. и др. Исследование выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК // *Атомная энергия*. 2001. Т. 90. №1. с. 77-80.
10. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАТ, 1994. 256 с.
11. Болсуновский А.Я., Жижаев А.М., Сапрыкин А.И., Дегерменджи А.Г., Рубайло А.И. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // *Доклады Академии наук*. 2011. Т. 439. № 3. с. 383-388.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ БАСЕЙНА Р.ЕНИСЕЙ

*В.П. Атурова¹, В.А. Домаренко², Л.П. Рихванов², В.В. Коваленко³, С.В. Куркатов⁴,
В.А. Чечёткин³*

¹*Администрация Красноярского края*

²*Томский политехнический университет, г. Томск*

³*Государственный центр «Природа», г. Красноярск*

⁴*Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю*

Бассейн р. Енисей, протяженность которого 4092 км, имеет площадь 2580 тыс. км² («Географический Атлас России, 1998 г.). В пределах бассейна расположено 5 субъектов Российской Федерации, не включая Иркутскую область. Последняя исключена из рассмотрения радиоэкологических проблем бассейна.

Всю совокупность имеющихся радиоэкологических проблем следует разделить на две группы:

- радиоэкологические проблемы природного характера, которые всегда были, есть и будут;
- радиоэкологические проблемы техногенного характера, обусловленные факторами глобального, регионального и локального выпадения радионуклидов и других причин, связанных с деятельностью человека.

Радиоэкологические проблемы природного характера обусловлены особенностями геологического, гидрогеологического характеров, металлогеническими особенностями площади водосбора.

В силу значительной площади бассейна в его пределах геологическое строение достаточно сложное и включает в себя Алтае-Саянскую и Таймырскую складчатые

области, выступы древнего фундамента Сибирской платформы (Енисейский Кряж, Южно-Енисейский Кряж и собственно Сибирскую платформу, её западную часть).

Всё это в совокупности обуславливает чрезвычайную неоднородность радиогеохимического поля, обусловленного выходами тех или иных типов пород. Содержание урана в них может колебаться от менее 1 г/т (поля развития траппов Сибирской платформы) до 10-30 г/т (области выходов специализированных на уран комплексов гранитоидов, кислых и щелочных вулканитов, черносланцевых толщ, фосфоритов и т.д.), а местами до 100 и более г/т. (Рихванов, 1998, 2009 и др.). Как правило, это незначительные по площади выхода руд редких и радиоактивных элементов (Улугтанзек, Тува; Приморское и др. Хакасия).

Аналогичная ситуация складывается и по содержанию Th и K, изотоп которого K^{40} , является радиоактивным. Как следствие, таких уровней накопления U, Th и K^{40} в почвах, породах и рудах, интегральный показатель этих концентраций в виде мощности экспозиционной дозы (МЭД) в мкР/час (в системе СИ мкЗв/час) на всей территории бассейна колеблется от 3-5 (0,03-0,05) до 30-50 (0,3-0,5) и чрезвычайно редко в локальных точках МЭД может составлять сотни-первые тысячи мкР/час, что собственно характерно для месторождений U, Th или редкометалльных месторождений с этих элементами.

В пределах изученной территории, которая охватывает СЗ часть горноскладчатых сооружений Восточного Саяна, Таймыра и структуры Енисейского кряжа, выявлено более 2000 проявлений и точек минерализации, около 10 мелких и средних месторождений урана. Одно из них расположено непосредственно в городской черте г. Минусинска на территории микрорайона «Северный». Удельная активность ^{226}Ra в пробах по данным В.В.Коваленко достигает 13,5 кБк/кг, а суммарный объём рудной залежи равен 7 800 м³. Как правило, эти объекты находятся далеко от населённых пунктов и не представляют какой-либо радиационной опасности. Исключение представляет Усть-Ангарское месторождение, отвалы которого, расположенные вблизи одноимённого посёлка, могли создавать радиозоологическую опасность, но они уже рекультивированы.

Следует отметить, что вышеотмеченные радиозоологические показатели легко определяются с использованием современных измерительных комплексов в лабораторных, полевых, в том числе дистанционных вариантах, а в наиболее потенциально опасных районах МЭД измеряется в автоматическом непрерывном режиме (система АСКРО). В таком режиме АСКР работает в гг. Красноярске, Железногорске, Зеленогорске и др. населенных пунктах.

Дозовая нагрузка на человека, которая создается от МЭД естественных радиоактивных элементов (U, Th, K^{40}) не превышает самых жестких нормативов (1 мЗв/год)

По данным С.В. Куркатова, В.В. Коваленко и др., подавляющее большинство видов минерального строительного сырья, включая отходы производства, и строительных материалов имеют эффективную удельную активность естественных радионуклидов (ЕРН) равную в среднем $103,1 \pm 1,6$ Бк/кг, что много меньше гигиенического норматива равного 370 Бк/кг. Это позволяет использовать их промышленностью и населением без ограничений по показателям радиационной безопасности.

Выполненная С.И. Арбузовым и его коллегами работа по оценке уровня накопления ценных и токсичных, в том числе радиоактивных элементов, в углях месторождений Тувы, Хакасии, Канско-Ачинского и Иркутского бассейнов (Арбузов и др., 2006, 2007) показала, что общая их радиозоологическая характеристика удовлетворительная. Но, в ряде случаев, в пределах ряда месторождений отмечаются пласты с повышенным содержанием радиоактивных элементов. Проявления урановой природы установлены в пределах Иркутского бассейна (Черемховское, Головинское месторождения). Слабо повышенной радиоактивностью обладают угли Кокуйского месторождения Тунгусского бассейна. В неработающих пластах Подкаменно-Тунгусского и Козинского месторождений отмечается высокая радиоактивность углей. Как

показывают детальные исследования углей в пределах Минусинского и западной части Канско-Ачинского бассейнов повышенная радиоактивность характерна только для окисленных углей.

С.В. Куркатов и др. отмечают, что в Красноярском крае производится добыча угля на четырёх крупных и ряде второстепенных разрезах. Угли, как правило, характеризуются низкими удельными активностями естественных радионуклидов, не превышающими 10...30 Бк/кг, однако, ограниченные по размерам участки окисленных углей, залегающие обычно на флангах и в кровле угольных пластов, могут содержать аномально высокие концентрации ^{226}Ra . На Берёзовском разрезе выявлен локальный блок углей, при сжигании которых образуются золошлаки с удельной активностью ^{226}Ra до 2000 Бк/кг.

Более сложная радиологическая ситуация от природных источников складывается при рассмотрении таких радиоэкологических факторов влияния как концентрация радона (Rn) в воздухе и содержания альфа-излучающих продуктов распада U и Th в подземных водах.

Средняя эквивалентная равновесная объёмная активность (ЭРОА) радона в воздухе помещений поданным В.В. Коваленко и др. составляет 48 Бк/м³. Хотя это значение в несколько раз меньше гигиенических нормативов, оно превышает как средний российский показатель, равный 30 Бк/м³, так и мировой – 20 Бк/м³. Несмотря на кажущуюся незначительность такого превышения, оно, как отмечают врачи-гигиенисты, может приводить почти к 700 избыточным случаям заболевания раком легких на территории края в год. Кроме того, в 15% случаев выявлены помещения с ЭРОА радона в воздухе, превышающей норматив, равный 200 Бк/м³. Наиболее высокие значения ЭРОА радона установлены в городах Дивногорск (до 1072 Бк/м³), Красноярск (до 1844 Бк/м³), Минусинск (до 854 Бк/м³), Шарыпово (до 545 Бк/м³), сёлах Атаманово (до 2816 Бк/м³), Бархатово (до 4897 Бк/м³), Партизанское (до 455 Бк/м³), Терентьево (до 1663 Бк/м³), Холмогорское (до 1776 Бк/м³) и ряде других. Очевидно, что такая ситуация не может рассматриваться как благополучная. С учётом этого, для территории края дважды выполнялась прогнозная оценка её радоновой опасности. По результатам последнего прогноза 21 административный район края, 5 городов и 17 крупных населённых пунктов размещаются на территориях, относящихся к первому, самому высокому, и второму уровням по радоноопасности. При этом, например, на территории г. Красноярска, чётко прослеживается зона повышенного радоновыделения, по-видимому, трассирующая зону высокой проницаемости.

Анализ данных радиоактивных свойств природных вод, развитых в регионе, показывает, что радиоактивные воды связаны с самыми разнообразными горными породами, в разной степени обогащенными радиоэлементами, а также теснейшим образом с химическим составом подземных вод и их динамикой, которые в свою очередь определяются условиями формирования и развития геологических структур.

Многолетний опыт проведения радиогидрогеохимических исследований в различных гидрогеологических структурах показывает, что фоновые содержания радиоэлементов в различных водоносных комплексах близки (Домаренко, Кузьмин, 2004). Было установлено, что подземные воды характеризуются повсеместно одинаково низкими фоновыми содержаниями радона (26-30 Бк/л), а на формирование фоновых содержаний урана в существенно влияют климатические особенности района.

По расчётам фоновых значений урана для различных ландшафтов Минусинских впадин получены следующие данные: зона среднегорной тайги – 0,008 Бк/л; лесостепные окраинные части впадин и предгорья – 0,06 Бк/л; степные зоны впадин – 0,08 Бк/л.

В результате обработки материала по радиологическому контролю источников питьевого водоснабжения получены особенности поведения суммарной альфа- ($\Sigma\alpha$) и бета-активностей ($\Sigma\beta$) в подземных водах исследуемой территории.

Анализ этих данных показывает, что во многих случаях наблюдается превышение допустимого уровня $\Sigma\alpha$ -активности в водах, более чем в 6 раз по нормам СанПиН 559-96 и в 1,2 раза допустимый уровень для вод США. Низкий уровень $\Sigma\alpha$ -активности в подземных водах Сыдо-Ербинского бассейна (0,108 Бк/л) очевидно связан с недостаточной изученностью бассейна (один населённый пункт), так как радиогидрогеохимическим опробованием здесь выявлены водопункты с максимальным содержанием урана в подземных водах для всей территории Красноярского края – 11,322 Бк/л. По результатам изучения 15,8 % источников подземных и 35 % поверхностных вод, подаваемых населению края централизованными системами, средние значения общей альфа-активности воды находятся в диапазоне от 0,34 до 0,67 Бк/кг. Превышение гигиенического норматива (ГН) общей альфа-активности, равного 0,1 Бк/кг, установлено для 67,5 % проб подземных и 41 % проб поверхностных вод.

Средняя $\Sigma\alpha$ -активность подземных вод Минусинских впадин также превышает природные вариации $\Sigma\alpha$ -активности подземных вод средней полосы России.

Рассматривая $\Sigma\alpha$ -активность в подземных водах гидрогеологических массивов получается, что она выше почти в 2 раза для всех массивов территории края, но в целом близка к среднему уровню для всех гидрогеологических структур края и находится в пределах природных вариаций.

Анализ распределения $\Sigma\beta$ -активности в водах бассейнов и массивов площади показывает, что $\Sigma\beta$ -активность в бассейнах выше, нежели в массивах, и в целом близка к средним значениям $\Sigma\beta$ -активности в водах для всех гидрогеологических структур края и не превышает допустимые уровни СанПиН.

Следует предполагать, что при формировании радиационно-гигиенических нормативов (СанПиН-559-96) не были учтены известные данные о радионуклидном составе природных вод. Утверждённые контрольные уровни по $\Sigma\alpha$, β -активности являются неоправданно завышенными и не имеют никакого серьёзного обоснования. Обычная природная вода, особенно подземная, превышает контрольный уровень $\Sigma\alpha$ -активности в 80-90 % случаев, так как естественный природный фон по этому показателю составляет для средней полосы России 0,04-0,36 Бк/л, а для Южных районов Красноярского края 0,108-0,725 Бк/л.

Радиоз экологический фактор в бассейне р. Енисей обусловлен выпадением техногенных радионуклидов от испытания ядерного оружия в атмосфере; от выбросов радиоизотопов от предприятий ядерно-топливного цикла, а их в регионе несколько; использование радионуклидных источников различного назначения, например, так называемых радиоизотопных термоэлектрических генераторов (РИТЭГов) и др. Потенциальным источником воздействия могут быть подземные ядерные взрывы.

К числу потенциально опасных относятся значительные площади в центральных районах края, расположенные вдоль Транссибирской магистрали, где существует возможность техногенного радиоактивного загрязнения местности при перевозке железнодорожным транспортом облучённых тепловыделяющих сборок в г. Железногорск для выдержки и длительного хранения на ГХК, а также девять пространственно разобщённых участков земли в северных районах края, в том числе в Таймырском (Долгано-Ненецком) и Эвенкийском АО, на которых много лет назад в интересах народного хозяйства было произведено девять подземных ядерных взрывов. Современная радиационная обстановка на этих участках не известна.

Следует отметить, что существует определённая трудность в определении источников поступления техногенных радионуклидов, особенно определения доли продуктов выпадения от испытания ядерного оружия в атмосфере и от локальных выбросов предприятий, хотя в отдельных случаях участки загрязнения составляют тысячи квадратных километров и прослеживаются до 1000-1500 км по р. Енисей.

Исследованиями последних 10-15 лет (В.В.Коваленко и др.) установлено, что на территории Красноярского края есть ряд участков с аномально высоким уровнем

техногенного радиоактивного загрязнения, связанного с функционированием ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК), расположенного в г. Железногорске. Деятельность этого комбината с конца 50-х до начала 90-х годов была направлена на производство оружейного плутония и постоянно сопровождалась газо-аэрозольными выбросами и жидкими радиоактивными сбросами. Все эти участки расположены в пойме Енисея. В настоящее время радиоактивное загрязнение поймы Енисея прослеживается на протяжении до 1500 км вниз по течению реки от г. Железногорска. На этой территории находятся 62 населённых пункта (НП), в том числе гг. Лесосибирск, Енисейск и Игарка и центры сельских административных районов – сёла Казачинское и Туруханск. В них проживает около 180 тыс. чел.

Наиболее загрязнёнными и достаточно хорошо изученными (Ф.В. Сухоруков, А.Я. Болсуновский, В.В. Коваленко и др.) являются речные наносы и пойменные почвы островов и береговой полосы Енисея, где встречаются локальные участки аккумуляции долгоживущих техногенных радиоактивных нуклидов, таких как ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ с плотностью загрязнения почво-грунтов ^{137}Cs до 1,5 МБк/м² (41 Ки/км²). Протяжённость аномальных участков обычно составляет от нескольких метров до первых сотен метров. Мощность дозы внешнего гамма-излучения на них превышает 100 мкР/ч. По данным обследования левого берега Енисея, выполненного нами в 2001-2002 гг., радиоактивное загрязнение пойменных почв ниже Казачинского порога носит сплошной характер.

Участки с аномально высоким уровнем загрязнения обычно расположены вне границ населённых пунктов, однако в г. Енисейске на о-ве Городской концентрация ^{137}Cs превышает 15 кБк/кг и $^{239,240}\text{Pu}$ 40 Бк/кг. Столь же высокие уровни радиоактивного загрязнения наблюдаются вдоль береговой полосы и на островах у с. Казачинское.

На этих участках периодически обнаруживаются своеобразные «горячие» частицы, содержащие ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ и другие трансурановые элементы, которые могут создавать мощность дозы внешнего гамма-излучения до 500 мкР/ч на расстоянии 1 м. В них установлено присутствие ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Максимальная активность ^{137}Cs в частицах составляет 29,2 МБк/частицу, что превышает соответствующие значения для горячих частиц из ближней зоны Чернобыльской АЭС [3, 6].

После остановки прямоточных реакторов ГХК в 1992 г. и прекращения сброса в Енисей вод охлаждения прямоточных реакторов ранее загрязнённые речные отложения оказались частично размытыми и разбавленными слабо радиоактивным материалом, а почвы постепенно перекрываются молодыми и более чистыми отложениями. Как следствие, в настоящее время радиоактивные осадки обычно оказываются расположенными не на поверхности, а в глубине аллювиальных отложений – от 30 до 100...140 см. Это приводит к экранированию их гамма-излучения, поэтому даже на аномально загрязнённых участках поймы мощность дозы в воздухе на высоте 10 и 100 см от поверхности почвы может лишь незначительно превышать естественный радиационный фон.

Вторым по уровню техногенного радиоактивного загрязнения, но первым по потенциальной радиационной опасности, является участок, ограниченный 30-км зоной наблюдения ГХК, которая имеет площадь около 2700 км². Здесь находится 30 НП, в том числе – один в ЗАТО г. Железногорск, 21 – в Сухобузимском, 5 – в Емельяновском и 4 – в Березовском районах Красноярского края. В них проживает более 150 тыс. человек. Основная часть населения сосредоточена в городах Железногорск (102 тыс. чел.) и Сосновоборск (31 тыс. чел.). Остальные НП расположены, преимущественно, на левобережье Енисея и обычно представляют отделения совхозов и АО сельскохозяйственного профиля.

Источником радиоактивного загрязнения 30-км зоны являются газо-аэрозольные выбросы комбината. Дополнительное радиоактивное загрязнение почв 30-км зоны изотопами ^{137}Cs не выявлено (Коваленко, 2004), хотя для этой цели исследовались пробы не только почвы, но и пыли в местах её долговременной аккумуляции и донных отложений из непроточных водоёмов.

Так, А.Я. Болсуновский (2004) отмечал, что повышенная, по сравнению с фоном концентрация трития (3-5 Бк/л) обнаружена в воде устьев ручьев и рек, водосборы которых расположены в пределах санитарно-защитной зоны ГХК: в р. Шумиха максимальная концентрация трития составила 81 Бк/л, в ручье Плоском - 168 Бк/л, в ручье № 2 - 32 Бк/л. Эти данные согласуются с ранее полученными в 1998 г., что для ручья Плоского и р. Шумиха концентрация трития превышает фоновые значения для Енисея и составляет 56 и 125 Бк/л соответственно.

Обстоятельное изучение плутония в почвах регионов бассейна р.Енисей, выполненное В. П. Атуровой (2001), В.П. Атуровой и др.(2004) показало, что территория Красноярского края может быть разделена на три группы земель, различающихся по уровню загрязнения почв изотопами плутония (табл. 1).

Таблица 1. Районирование территорий Красноярского края по уровню загрязнения почв изотопами $^{239, 240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu

Категория земель	Значение уд. активности, Бк/кг			
	Среднее	Ме	Минимум	Максимум
1. Почвы Красноярского края вне зоны влияния ГХК	$0,32 \pm 0,01$	0,22	< 0,10	1,98
2. Почвы Красноярского края в границах 30-км зоны ГХК (без пойменных почв в долине Енисея)	$0,67 \pm 0,11$	0,40	< 0,10	13,39
3. Почво-грунты в пойме Енисея в границах зоны наблюдения ГХК (до 1500 км вниз по течению реки от г. Железногорска)	$5,29 \pm 0,77$	1,41	< 0,10	70,90

Загрязнение почв на землях первой категории равно $0,32 \pm 0,01$ Бк/кг. Этот уровень принят нами в качестве фонового, обусловленного глобальными выпадениями плутония. Наиболее загрязнёнными являются пойменные почвы Енисея, относящиеся к землям третьей категории. Здесь при средней удельной активности плутония $5,29 \pm 0,77$ Бк/кг в отдельных пробах зафиксированы значения, достигающие 71 Бк/кг.

Переходное положение занимают сельскохозяйственные и селитебные почвы 30-км зоны ГХК, относящиеся ко второй категории земель. Их загрязнение происходило газо-аэрозольным путём. Средний уровень загрязнения почв плутонием в этой зоне равен $0,67 \pm 0,11$ Бк/кг, а максимум составляет 13,4 Бк/кг.

Следует отметить, что на сегодняшний день отсутствуют независимые исследования по радиационной оценке в зоне работы предприятия по разделению и обогащению урана (район г. Зеленогорска). Можно предполагать, как это установлено нами для аналогичного завода в Ангарске (Рихванов Л.П. и др.), избыточное поступление в окружающую природную среду изотопа урана-235.

Обследованная нами радиозэкологическая обстановка, с использованием современных ядерно-физических методов на 5 из 9 площадках проведения ПЯВ, может считаться как удовлетворительная, не представляющая какой-либо радиозэкологической опасности (см. отдельное сообщение в материалах данной конференции).

Оценка дозы облучения на население Красноярского края, выполненная А.И. Григорьевым, В.В. Коваленко, Л.В. Панкратовым, Е.В. Собянининым (2004) показала,

что наибольший вклад в эту дозу вносят природные источники ионизирующего излучения (до 70 %) и медицинское облучение (около 29 %). На долю остальных радиационных факторов приходится не более 1 %. Сопоставление дозы облучения населения Красноярского края с диапазоном доз облучения населения других регионов России (2,2 мЗв – 10,8 мЗв), позволяет сделать вывод о том, что дозовая нагрузка в Красноярском крае лишь немного выше среднего уровня по Российской Федерации (3,69 мЗв). Структура средней годовой дозы облучения населения в Красноярском крае практически повторяет структуру по России (73,9 % - природные источники, 25,7 % - медицинское облучение). Таким образом, радиационная обстановка в населённых пунктах и на территориях Красноярского края вне зоны наблюдения ГХК может быть оценена как «благополучная». Однако в зоне наблюдения Горно-химического комбината, занимающей обширные участки земли в пойме Енисея на протяжении 1500 км, имеются участки с уровнем техногенного радиоактивного загрязнения до 40 Ки/км². Такие участки служат причиной дополнительного облучения населения, проживающего в пойме Енисея в пределах зоны наблюдения ГХК, и могут служить источником вторичного радиоактивного загрязнения окружающей среды и представлять потенциальную опасность для населения.

Главными радиационными факторами будущего в бассейне р.Енисей, на наш взгляд, будут техногенные альфа-излучающие радионуклиды (Pu, Am и др.), а также Rn и продукты его распада.

Требуется оценка радиоэкологического статуса территорий, расположенных в бассейне этой реки по этим параметрам.

Необходима объективная оценка дозовых нагрузок на население регионов методами биодозиметрии.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ Р. ВАСЮГАН И ЕЕ ПРИТОКОВ (ТОМСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Д.Н. Балыкин

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Донные отложения представляют собой сложную многокомпонентную систему, состоящую главным образом из органической (аморфной) и минеральной составляющих. Аморфная компонента включает в себя органо-минеральные комплексы, фульво- и гуминовые кислоты, аморфные оксиды железа и кремния. Минеральная составляющая представлена смесью минералов. С аморфной составляющей донных отложений связывают их основные сорбционные свойства и способность к накоплению вредных веществ (Шатохин, 2007).

Данная работа осуществлялась в рамках государственного контракта «Исследование современного состояния и научное обоснование методов и средств обеспечения устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса в бассейнах рек Оби и Иртыша». В ходе экспедиционных работ в июле 2009 г. был исследован участок долины р. Васюган от устья до п. Катыльга (465 км). Донные отложения отбирали в основном русле реки Васюган, а также в притоках первого порядка р. Катыльга, р. Махня, р. Нюролька, р. Чижалка, р. Вариньеган, р. Сильга. Для отбора проб использовали ковшовый дночерпатель Петерсона $S = 0,025 \text{ м}^2$, с глубиной отбора 0-10 см.

Естественные радиоактивные элементы (²³⁸U (Ra), ²³²Th, ⁴⁰K) и ¹³⁷Cs определяли гамма – спектрометрическим методом в аналитическом центре ИГМ СО РАН.

Гранулометрический состав донных отложений определяли методом Качинского. Содержание органического углерода методом Тюрина в модификации Никитина (Аринушкина, 1970).

Сорбция радионуклидов на переносимых рекой взвешях и ранее отложившихся частицах в верхних слоях осадков является основным доминирующим фактором миграции и накопления радиоизотопов в донных отложениях (Закономерности распределения..., 2004). Сорбционные свойства донных отложений определяются, главным образом, их вещественным и гранулометрическим составом (Иванов, 2009). Знание состава донных отложений и распределение в них радионуклидов позволяет дать прогноз радиационного состояния контролируемого объекта при проведении радиоэкологического мониторинга окружающей среды (Шатохин, 2007). Гранулометрический состав донных отложений, отобранных в основном русле р. Васюган на исследуемом участке, крупнопылевато-мелкопесчаный. Состав донных отложений притоков первого порядка существенно различался: крупно-мелкопесчаный – р. Чижалка и р. Сильга, иловато-крупновылеватый – р. Нюролька, крупнопылевато-мелкопесчаный – р. Катыльга и р. Варингёган, мелкопесчанно-крупнопылеватый – р. Махня.

По классификации М. В. Кленовой, исследованные донные отложения можно отнести к четырем типам: песок, песчанистый ил, илистый песок, ил. Преобладающими из них являются илистый песок и песчанистый ил. Содержание органических веществ в осадках в пересчете на углерод не высокое, в среднем составляет 0,8 %. По относительно высокому содержанию углерода в донных отложениях рек первого порядка выделяется р. Варингёган, а по содержанию ила – р. Нюролька.

В таблице приведены данные удельной активности естественных радионуклидов (ЕРН) и ^{137}Cs в различных типах донных отложений р. Васюган и ее притоков. Как показывают результаты, радиоцезий в минимальных количествах присутствует лишь в отложениях притоков.

Таблица 1. Распределение изотопа ^{137}Cs , ЕРН и суммарной активности радионуклидов в донных отложениях р. Васюган и ее притоков

Тип донных отложений	Место отбора, (расстояние от устья, км)	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	Аэфф	^{137}Cs
		Бк/кг				
ил	р. Васюган (66)	28,3	26,1	514	67	н.о.*
	р. Нюролька (193)	18,6	30,6	427	62	2
песчанистый ил	р. Васюган (465)	24,6	23,5	459	59	н.о.
	р. Васюган (335)	20,4	19,0	476	49	н.о.
	р. Васюган (193)	16,5	22,6	459	50	н.о.
	р. Васюган (115)	22,3	17,5	458	49	н.о.
	р. Васюган (115)	12,0	13,0	354	32	н.о.
	р. Васюган (66)	25,2	17,9	520	53	н.о.
	р. Сильга (66)	44,5	19,1	324	72	4
	р. Варингёган (335)	20,2	21,7	487	53	2
илистый песок	р. Васюган (465)	19,6	16,1	517	45	н.о.
	р. Катыльга (465)	16,3	15,9	554	42	н.о.
	р. Васюган (335)	18,6	10,3	510	36	н.о.
	р. Васюган (193)	17,2	15,7	477	42	н.о.
	р. Чижалка (115)	10,3	8,5	462	25	н.о.
песок	р. Махня (400)	14,0	4,5	374	23	3

*н.о. – не обнаружено

По величине удельной эффективной активности типы донных отложений р. Васюган и ее притоков можно расположить в следующем порядке: ил>песчанистый ил>илистый песок>песок. Очевидно, донные отложения, в большей степени обогащенные илистой фракцией, обладают более высокой аккумулярующей способностью. Для

отложений ила и песчанистого ила характерны более высокие значения удельной активности ^{238}U и ^{232}Th . Подобные закономерности в отношении аккумуляции ЕРН отмечают в своих исследованиях Шатохин А.М. (Шатохин, 2007) для донных отложений в акватории Московского региона, где указывалось, что максимальной аккумулирующей способностью в отношении радионуклидов обладает илистый тип донных отложений, а смешанные типы занимают промежуточное положение.

Пики удельной активности калия отмечаются в отложениях илистого песка и песчанистого ила (Таблица 1.).

Для выявления влияния гранулометрического и вещественного состава донных отложений на содержание ЕРН были рассчитаны коэффициенты парной корреляции для каждого элемента. Расчеты показали, что с увеличением концентрации органического вещества в донных отложениях увеличивается удельная активность урана-238 ($r = +0,5$). С увеличением концентрации органического вещества и ила возрастает удельная активность тория-232 ($r = +0,6$ и $+0,8$ соответственно). На уровень удельной активности калия-40 в донных отложениях значительное влияние оказывает гранулометрический состав, в частности, с увеличением фракции 0,25-0,05 мм (мелкий песок) в донных отложениях удельная активность калия-40 возрастает ($r = +0,6$).

Литература

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / Е.В. Аринушкина. Изд. 2-е. перер. и доп., М.: Моск. унив., 1970. – 487с.
2. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей / Сухоруков Ф. В., Дегерменджи А. Г., Белолипецкий В. М. и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.
3. Иванов А.Ю. Геохимия U и Th в донных отложениях непроточных водоемов и озер юга Томской области / А. Ю. Иванов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции, г. Томск, 23-27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С. 209-211
4. Шатохин А.М. Распределение ^{137}Cs и естественных радионуклидов по типам донных отложений в акватории Московского региона / А.М. Шатохин, В.А. Красоткин, С.Е. и др. // АНРИ, №2., 2007. – С. 44-48

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ НЕТРАДИЦИОННЫХ МЕЛИОРАНТОВ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯХ

*Н.К. Бахтина, Д. А. Дмитриев
ФГБОУ ВПО МарГТУ, Йошкар-Ола*

Радиационные аварии и катастрофы, испытания ядерного оружия и промышленные ядерные взрывы привели к радиоактивному загрязнению обширных территорий. Так, в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, только в Российской Федерации в настоящее время загрязнено свыше 59 тыс. км², в том числе 15 тыс. км² лесных и около 20 тыс. км² сельскохозяйственных угодий [1].

Аккумуляция радионуклидов растениями из почвы определяет исходные масштабы включения радионуклидов в пищевые цепи: почва – растения (лесные и сельскохозяйственные) – животные (дикие и сельскохозяйственные) и/или человек [2]. Что делает проблему радиационного загрязнения весьма актуальной.

Факторы, от которых зависит подвижность радионуклидов в почве и связанная с ней интенсивность их миграции в растения в природных условиях, можно разделить на несколько групп: свойства радионуклидов, свойства почвы и растений, погодно-климатические условия произрастания растений и агромелиоративные мероприятия.

В числе факторов, влияющих на миграцию радионуклидов из почвы в растительность, следует отметить действие минеральных и органических удобрений. Как правило, их систематическое применение приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию [3]. Выделены три фактора, объясняющих это явление [4,5]:

- увеличение биомассы при улучшении минерального питания – эффект разбавления;
- повышение концентрации в почве обменных катионов калия и кальция, усиливающих антагонизм с радионуклидами при корневом их усвоении;
- изменение доступности радионуклидов для корневых систем в результате перевода их в труднодоступные соединения и обменной фиксации в результате реакций с внесенными удобрениями.

В литературе имеется достаточно сведений о влиянии минеральных и традиционных органических удобрений на накопление техногенных радионуклидов в растениях. Поэтому целью нашего исследования было оценить влияние нетрадиционных мелиорантов на миграцию радионуклидов в системе «почва - растение».

Нетрадиционные органические удобрения были получены в результате компостирования смеси осадков сточных вод ОСК г. Йошкар-Олы и хвойно-лиственного опила с деревоперерабатывающего пункта Учебно-опытного лесхоза МарГТУ в буртах (в течение 3-х лет – далее НОУ), аэробного компостирования в биореакторе непрерывного действия, разработанном сотрудниками МарГТУ, в двух режимах в течение 20 сут.: 1) температура водяной рубашки 65...70 °С, подача воздуха в тело компостируемой смеси 5...15 м³/сут в зависимости от температуры компостируемой смеси (далее УНОУ-1); 2) температура водяной рубашки поддерживалась на 10...15°С выше температуры компостной смеси, подача воздуха 15...60 м³/сут (далее УНОУ-2), а также компостирования в ящиках в течение 6 мес. (смеси УНОУ-1, УНОУ-2 с плодоовощными отходами и отработанным грибным субстратом – далее соответственно УНОУ-1+ПО, УНОУ-1+ОГС и УНОУ-2+ПО, УНОУ-2+ОГС). Так же для экспериментов был взят выдержанный гидролизный лигнин Суслонгерского ГДЗ (далее ВГЛ) и отработанный грибной субстрат (далее ОГС). Агрохимические свойства агрохимические свойства нетрадиционных мелиорантов приведены в таблице 1.

Действие мелиорантов связано как с эффектами «разбавления» (увеличения биомассы растений), так с процессами сорбции радионуклидов компонентами органических отходов (целлюлозы, лигнина и пектина) [6, 7].

Таблица 1. Агрохимические свойства нетрадиционных мелиорантов

Мелиорант	Класс опасности	pH _{сол}	Органическое вещество, %	Азот нитратн., %	P ₂ O ₅ , %	K ₂ O, мг/кг
УНОУ - 1	III	6,38	77,9	0,2	2,3	102,1
УНОУ - 1+ ОГС	III	6,37	83,8	0,2	2,1	104,3
УНОУ - 1 + ПО	III	6,47	65,7	0,5	2,7	118,2
УНОУ - 2	IV	6,49	67,3	0,4	2,6	113,5
УНОУ - 2+ ОГС	IV	6,24	62,7	0,4	3,1	120,3
УНОУ – 2 + ПО	IV	6,36	77,3	0,8	2,9	115,3
НОУ	III	5,25	44,5	0,4	2,1	99,6
ОГС	V	6,10	59	0,5	2,6	112,0
ВГЛ	III	2,50-4,20	87-94	0,15-0,35	0,02-0,08	0,04-0,06

Для эксперимента использовалась дерново-слабоподзолистая песчаная почва на покровных суглинках, отобранная с естественной территории, загрязненной ¹³⁷Cs (Пензенская область Городищенский район). Выбор данной почвы для эксперимента обусловлен тем, что она имеет свойства наиболее «благоприятные» для подвижности радионуклидов в системе «почва-растение»: низкое содержание глинистых и илистых

частиц, органического вещества, элементов питания, сильноокислая среда. Характеристика почвенных свойств приведена в таблице 2.

Таблица 2. Характеристика свойств дерново-слабоподзолистой песчаной почвы

Показатель	Значение
Гранулометрический состав, содержание фракций, %	
1,0-0,25 мм	44,55
0,25-0,05 мм	49,28
0,05-0,01 мм	1,70
0,01-0,005 мм	0,88
0,005-0,001 мм	0,78
<0,001 мм	2,83
<0,01 мм	4,48
Гигроскопическая вода, %	0,28
Агрохимические свойства	
pH _{солев}	3,9
Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г почвы	3,6
Ca ²⁺	1,11
Mg ²⁺	0,10
Сумма обменных оснований	1,20
Степень насыщенности основаниями, %	25,40
Гумус, %	1,0
P ₂ O ₅ мг/100 г	4,7
K ₂ O мг/100 г	9,1
Содержание радионуклидов	
¹³⁷ Cs валовая форма, Бк/кг	163,03±9,08
¹³⁷ Cs водорастворимая форма, Бк/кг	25,70±9,53 (15,8%)
¹³⁷ Cs ионообменная форма, Бк/кг	30,70±10,11 (18,8%)
⁹⁰ Sr валовая форма, Бк/кг	4,22±0,96
⁴⁰ K, Бк/кг	33,90±23,38
²²⁶ Ra, Бк/кг	5,27±2,84
²³² Th, Бк/кг	не более 2,0

Для выявления радионуклидов в форме химических соединений с различной энергией связи с почвенными соединениями проводили последовательное выщелачивание почвенных навесок различными экстрагентами (водорастворимая форма – H₂O, ионообменная – 1 н раствор CH₃COONH₄) [8]. Определение валовой формы ⁹⁰Sr проводилось радиохимическим методом [9], в ходе которого установлено, что валовое содержание ⁹⁰Sr в почве составляет 4,22±0,96 Бк/кг, поэтому водорастворимая и ионообменная формы ⁹⁰Sr не определялись.

Таким образом, доступные для растений формы радионуклидов ¹³⁷Cs в исследуемой песчаной дерново-слабоподзолистой почве составляют 34,6 %, что согласуется с результатами других исследователей для данного типа почвы [10].

Для определения доз внесения и эффекта взаимодействия мелиорантов с почвой проводился модельный эксперимент. В качестве критериев выбора дозы внесения использовали изменение концентрации в водной суспензии почвы и мелиоранта обменных форм калия, как элемента-аналога ¹³⁷Cs.

Для проведения модельного эксперимента использовали дерново-слабоподзолистую песчаную почву, в которую вносили мелиоранты в следующих

концентрациях:

вариант 0 – мелиорант не вносился;

вариант 1 - 0,00125 г/г почвы;

вариант 2 - 0,025 г/г почвы;

вариант 3 - 0,05 г/г почвы;

вариант 4 – 0,25 г/г почвы;

вариант 5 - 0,5 г/г почвы;

вариант 6 – чистый мелиорант.

Эксперимент проводился в трехкратной повторности.

Почвенная навеска с мелиорантом заливалась ацетатом аммония. Суспензия выдерживалась 24 часа, после чего растворы отфильтровывали, атомно-абсорбционным методом определяли в растворе количество подвижного калия и кальция, результаты пересчитывали на содержание ионообменных форм в субстрате.

Результаты эксперимента в таблице 3 и на рисунках 1 и 2.

Таблица 3. Содержание обменных форм калия в компонентах субстрата, мг/кг

Мелиорант	Доза внесения мелиоранта, г/г почвы						
	0 (почва)	0,00125	0,025	0,05	0,25	0,5	мелиорант
НОУ	91,02	43,39	55,52	72,48	98,48	278,00	517,59
ВГЛ	91,02	91,71	54,64	61,95	42,31	137,57	152,24
ПО	91,02	219,73	701,20	1048,23	2170,60	9384,63	3367,07
ОГС	91,02	120,93	120,77	179,33	281,53	892,40	2261,55

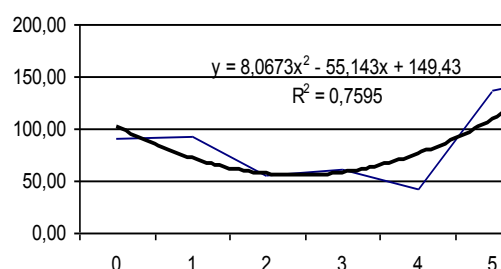
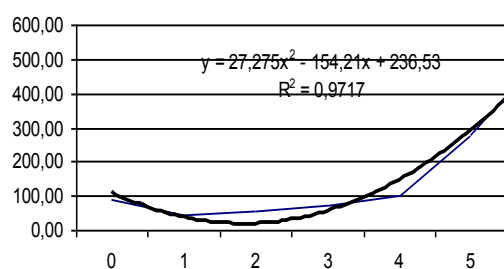


Рис. 1. Зависимость концентрации обменного калия (мг/кг субстрата) от дозы внесения НОУ (слева) и выдержанного гидролизного лигнина (справа)

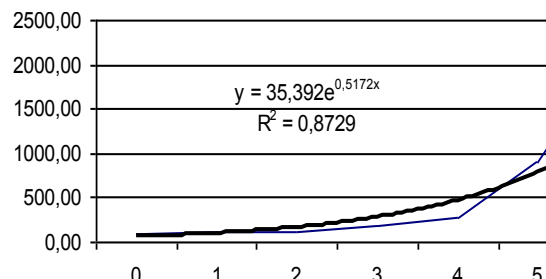
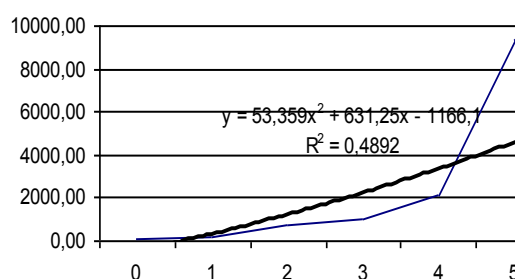


Рис. 2. Зависимость концентрации обменного калия (мг/кг субстрата) от дозы внесения плодовоовощных отходов (слева) и отработанного грибного субстрата (справа)

По сравнению с исходным содержанием калия в почве и чистом мелиоранте эффект снижения в результате взаимодействия почвы и мелиоранта наблюдается при минимальных дозах внесения (0,00125-0,025 г/г почвы) НОУ. При максимальных концентрациях происходит увеличение содержания обменного калия за счет привноса с мелиорантом.

У гидролизного лигнина максимум эффекта сдвинут в средние концентрации (0,05-0,25 г/г почвы).

Увеличение дозы отработанного грибного субстрата и плодовоовощных отходов увеличивает количество обменного калия за счет привноса с мелиорантом.

Таким образом, следует ожидать два эффекта от применения рассматриваемых мелиорантов – сорбцию калия и, соответственно, цезия при минимальных дозах мелиорантов (что экономически целесообразно), а также повышение конкуренции ионов калия при поглощении растениями с увеличением дозы внесения мелиорантов (что не целесообразно с экономической и токсикологической точки зрения).

Для оценки возможной токсичности почв, модифицированных нетрадиционными мелиорантами, использовался фитотест. Уровень загрязнения почв оценивался в соответствии с разработанной шкалой токсичности почв по результатам определения всхожести семян пшеницы и угнетения корней растения на ранних стадиях их развития. При превышении длины корней растений, выращиваемых в испытуемой почве, над контрольным вариантом считается, что почва обладает стимулирующими свойствами.

Биотестирование образцов показало, что практически все композиции мелиорантов пригодны к использованию. Ограничения по использованию имеют УНОУ -1 и УНОУ 1 + ПО (3 степень токсичности) (таблица 4).

В лабораторных условиях с контролируемым световым и термическим режимом был заложен почвенный вегетационный опыт. В качестве посадочного материала использовался горох посевной *Pisum sativum* L., сорт Труженик.

Предварительно проводилось выравнивание почвенных свойств, просеивание почвы, подготовка пластиковых ёмкостей (устройство дренажа и полива), добавление мелиорантов в почву и перемешивание, отбор проб субстрата для определения общей влагоемкости, набивка ёмкостей и их взвешивание. Выбор доз определялся на основе агрохимического анализа почв, результатов модельного эксперимента и данных биотестирования.

Таблица 4. Биотестирование почв, модифицированных мелиорантами, с использованием пшеницы

Наименование мелиоранта	Контролируемые параметры						Степень токсичности почвы
	Кол-во проросших семян, шт	N ₁	Степень токсичности (1)	Длина корня, мм	N ₂	Степень токсичности (2)	
Контроль	20,0	-	-	86,5	-	-	-
НОУ	19,7	1,5	5	100,0	-33,6	5	5
УНОУ-1	15,0	25,0	4	24,5	71,79	3	3
УНОУ-2	19,7	1,5	5	79	8,67	5	5
УНОУ-2+ ПО	19,7	1,5	5	98	-13,3	5	5
УНОУ-2 + ОГС	19,7	1,5	5	54	37,57	4-5	4
УНОУ-1+ ОГС	19,3	3,5	5	89,67	-3,66	5	5
УНОУ-1 + ПО	15,7	21,5	4	16,3	81,16	3	3
ВГЛ	18,3	8,5	5	81,2	6,13	5	5

В ёмкости высаживались по 15 семян гороха, после прорастания оставлялось по 10 растений. Полив проводился ежедневно по массе – для поддержания постоянной влажности 70 % от общей влагоемкости (29,5 % от абсолютно сухой массы почвы). Длительность опыта - 2 месяца.

Оценку эффективности мелиорантов проводили по выносу радионуклидов из почвы растениями, который определялся по разности содержания радионуклидов ¹³⁷Cs в начальном субстрате и в субстрате после эксперимента (за вычетом влажности и массы корней). Данные эксперимента приведены на рисунке 3.

Среди мелиорантов на основе органических отходов стабильное действие оказало внесение УНОУ-1+ОГС – снижение на 34-56 %. Применения УНОУ-1, УНОУ-2 УНОУ-1+ПО также положительно влияет на закрепление радионуклидов в почве, хотя не так четко - от 9 до 90 %.

Влияние выдержанного гидролизного лигнина, НОУ, УНОУ-2+ОГС имеет минимум при средних концентрациях – значения не отличаются от контроля, что может быть связано с кислой реакцией лигнина и НОУ, фиксация в почве наблюдается при крайних значениях. Наиболее это выражено у УНОУ-2+ОГС переход цезия снижается на 57-74 %.

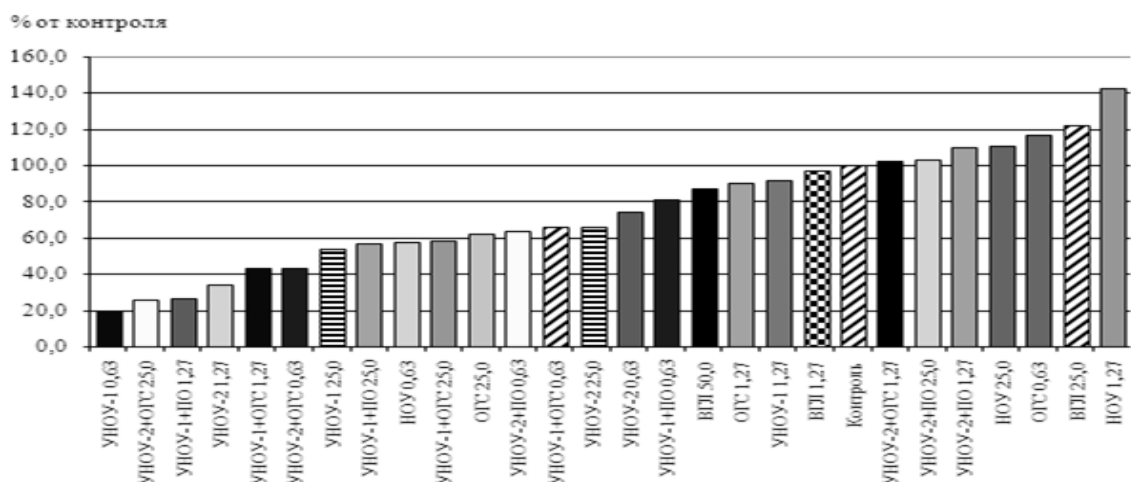


Рис. 3. Вынос цезия-137 из почвы растениями гороха (в % от контроля)

В целом действие разработанных мелиорантов на основе органических отходов основано на специфической сорбции органического вещества, эффекта «разбавления» за счет увеличения биомассы и влияния на динамику обменного калия в субстрате.

Оценка возможной токсичности модифицированной мелиорантами почвы и эффекта взаимодействия почвы с растениями проводилась по морфометрическим характеристикам (длина стебля, флуктуирующая асимметрия листовой пластинки, морфологические нарушения) гороха посевного, который широко применяется в качестве тест-организма. Результаты исследований дают возможность получить интегральную оценку качества исследованных субстратов.

В соответствие с таблицей 5, все новые нетрадиционные удобрения, органические и неорганические добавки со степенью токсичности III (средняя) не рекомендуются к использованию в качестве мелиорантов.

Таблица 5. Влияние почвенных мелиорантов на морфологические и физиологические параметры растений гороха

Мелиорант	Доза внесения, г/кг почвы	Длина стебля, см	ИТФ ₁	Кол-во аномалий, шт	ИТФ ₂	ФА	ИТФ ₃	ИТФ _{ср}	Степень токсичности
Контроль	-	26,5	1,0	0,6	1,0	0,029			
НОУ	0,63	24,7	0,932	0,9	0,67	0,020	1,45	1,02	V
НОУ	1,27	28,4	1,072	1,6	0,38	0,138	0,21	0,55	III
НОУ	25,0	28,1	1,060	1,7	0,35	0,139	0,21	0,54	III
ВГЛ	1,27	28,5	1,075	1,3	0,46	0,145	0,20	0,58	III
ВГЛ	25,0	25,8	0,974	1,1	0,54	0,142	0,20	0,57	III
ВГЛ	50,0	24,1	1,098	1,4	0,43	0,144	0,20	0,58	III
ОГС	0,63	23,1	1,864	0,7	0,86	0,157	0,18	0,63	V
ОГС	1,27	27,1	1,955	0,7	0,86	0,141	0,21	0,68	V
ОГС	25,0	27,3	1,992	0,8	0,75	0,147	0,19	0,64	V
УНОУ-1	0,63	24,5	0,925	0,5	1,2	0,016	1,81	1,31	VI
УНОУ-1	1,27	24,4	0,920	1,25	0,48	0,145	0,20	0,53	III

Мелиорант	Доза внесения, г/кг почвы	Длина стебля, см	ИТФ ₁	Кол-во аномалий, шт	ИТФ ₂	ФА	ИТФ ₃	ИТФ _{ср}	Степень токсич- ности
УНОУ-1	25	25,7	0,970	0,5	1,2	0,005	5,80	2,66	VI
УНОУ-2	0,63	22,2	0,838	1,2	0,43	0,002	14,5	5,26	VI
УНОУ-2	1,27	24,6	0,928	1,4	0,35	0,001	72,5	24,59	VI
УНОУ-2	25,0	27	1,019	1,3	0,46	0,014	2,07	1,18	VI
УНОУ-1+ПО	0,63	24,8	0,936	1,4	0,43	0,157	0,18	0,52	III
УНОУ-1+ПО	1,27	28,1	1,060	1,1	0,54	0,022	1,32	0,97	V
УНОУ-1+ПО	25,0	22,8	0,860	0,7	0,86	0,026	1,12	0,95	V
УНОУ-2+ПО	0,63	25,6	0,966	0,7	0,86	0,016	1,81	1,21	VI
УНОУ-2+ПО	1,27	24,2	0,913	0,7	0,86	0,005	5,80	2,52	VI
УНОУ-2+ПО	25,0	28,6	1,079	1,2	0,5	0,290	0,10	0,56	III
УНОУ-1+ОГС	0,63	29,1	1,098	0,8	0,75	0,004	7,25	3,03	VI
УНОУ-1+ОГС	1,27	27,1	1,023	0,6	1	0,161	0,18	0,73	IV
УНОУ-1+ОГС	25	27,3	1,030	1,8	0,33	0,007	4,14	1,83	VI
УНОУ-2+ОГС	0,63	32,1	1,211	0,8	0,75	0,018	1,60	1,19	VI
УНОУ-2+ОГС	1,27	31,9	1,204	1,3	0,46	0,002	14,50	5,39	VI
УНОУ-2+ОГС	25,0	28,4	1,072	1,5	0,4	0,001	72,50	24,66	VI

Если же морфологические и физиологические реакции растений на субстраты соответствуют норме или обнаруживается стимулирующий эффект, использование этих мелиорантов в данных дозах – целесообразно.

Так, результаты тестирования показали, что использование гидролизного лигнина в качестве субстрата не дает положительного результата. Хороший результат в эксперименте показали такие мелиоранты, как УНОУ-2 и УНОУ-2+ОГС, кроме того, для большинства исследованных субстратов имеются дозы, в которых они благоприятно влияют на рост и развитие растений гороха. Так, например, для УНОУ-1 - это доза 25 мг/кг, для УНОУ - 0,63 г/кг.

Выводы

В результате проведения модельного эксперимента определены оптимальные интервалы доз внесения мелиорантов для изучения их действия на поступление радионуклидов ¹³⁷Cs из почвы в растения.

Методами биотестирования оценена токсичность собственно мелиорантов и модифицированной ими почвы до и после вегетационных экспериментов. Так класс опасности разработанных экспериментальных образцов мелиорантов как отходов составлял 3-4, а при взаимодействии с почвой и в ходе вегетационных опытов в оптимальных дозах снизился до - до 4-5.

Проведены лабораторные эксперименты по исследованию влияния мелиорантов на переход радионуклидов цезия из почвы в растения. Максимальный эффект снижения наблюдался при внесении отдельных доз УНОУ-2+ОГС и УНОУ-1+ОГС. Сорбционное действие мелиорантов УНОУ-1, УНОУ-2 УНОУ-1+ПО существенно не отличается от контроля.

В целом действие разработанных мелиорантов основано на сорбции органическим веществом, эффекте «разбавления» за счет увеличения биомассы и влияния на динамику обменного калия в субстрате.

Литература

1. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. - М, 2006.- 92с.

2. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997-2000 гг.).- М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1997. – 111 с.
3. Сысоева, А.А. Экспериментальное исследование и моделирование процессов, определяющих подвижность Sr-90 и Cs-137 в системе «почва-растение»: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / Сысоева Анастасия Анатольевна. – Обнинск, 2004.
4. Лурье, А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиозэкология / А.А. Лурье. - М.: МСХА, 1999. – 219 с.
5. Прохоров, В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах /В.М. Прохоров. - М.: Энергоиздат, 1981.- 98с.
6. Воробьев, Г.Т. Почвенная концепция преодоления последствий радиоактивных загрязнений /Г.Т. Воробьев, З.Н. Маркина, Н.А. Кошелев Е.П. Просянкин //Роль творческого наследия академика ВАСХНИЛ В.М. Ключковского в решении современных проблем сельскохозяйственной радиозэкологии. - М., 2001.-С.114-120.
7. Воробьев, Г.Т. Почвенное плодородие и радионуклиды /Г.Т. Воробьев, Н.Н. Чумаченко, З.П. Маркина, А.А. Курчанова. - М.:Природа, 2002.-236с.
8. Сельскохозяйственная радиозэкология / Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев и др.: под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. - М.: Экология, 1992.-400с.
9. Лурье, А.А. Сельскохозяйственная радиология и радиозэкология / А.А. Лурье. - М.: МСХА, 1999. – 219 с.
10. Федорец, Н.Г. Повышение плодородия почв в лесных питомниках путем внесения отходов ЦБП / Н.Г. Федорец, Л.Г. Пилюгина, Р.В. Леонтьева, Г.Н. Кураева // Применение отходов ЦБП в лесных питомниках. – Петрозаводск: Карел. Науч. Центр АН СССР, 1990. – С. 5-14.
11. Тикавый, В.А. Органические удобрения на основе гидролизного лигнина и их использование в сельском хозяйстве / В.А. Тикавый, А.Г. Осинковский, В.В.Гребень, И.А. Юшкевич. - Минск: БелНИИНТИ, 1983. – 40 с.
12. Нурмухаметов, Н.М. Влияние форм, доз и способов внесения удобрений на биологическую активность почвы / Н.М. Нурмухаметов, М.Х. Хамидуллин, Р.М. Нугманов //Агротехника и биология полевых культур.- Уфа, 1977.-С.73-80.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЙМЫ РЕКИ ЕНИСЕЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА (Г.ЖЕЛЕЗНОГОРСК)

*А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск*

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира. Техногенные радионуклиды поступают в бассейн реки Енисей в результате глобальных выпадений, а также технологических сбросов предприятий ядерного топливного цикла Росатома. Наиболее существенное влияние на экосистему реки оказывает Горно-химический комбинат (ГХК), который расположен в 60 км от города Красноярск на берегу реки Енисей в г. Железногорске. Более чем 50-летняя деятельность реакторного и радиохимического заводов ГХК привела к радиоактивному загрязнению поймы реки Енисей [1-14, 16-18]. Специалисты Росатома в своих публикациях и выступлениях утверждают, что на ГХК ранее отсутствовали аварийные ситуации и поэтому существующий уровень радиоактивного загрязнения реки минимальный, по сравнению с другими водоемами вблизи которых расположены аналогичные предприятия. Однако проведенные научные экспедиции специалистов Института биофизики СО РАН (Красноярск) и Института геологии и минералогии СО РАН (Новосибирск) в рамках интеграционных проектов СО

РАН выявили ряд фактов, свидетельствующих о многократном превышении над фоном содержания радионуклидов в экосистеме реки Енисей [2-5, 7-14, 16-18].

Исследования ученых Красноярска и Новосибирска показали что, в пойме реки Енисей существуют участки с уровнем радиоактивного загрязнения соответствующим категории радиоактивных отходов. Так, вблизи ГХК были обнаружены участки поймы реки с аномальным уровнем содержания ^{137}Cs в почве до 850 кБк/кг [3, 5]. Как правило, это локальные пятна, но обнаружена и протяженная аномалия в береговой зоне города Енисейска на расстоянии 330 км от ГХК, где содержание ^{137}Cs в активном слое достигает 48 кБк/кг [4]. Считается, что радиоактивная аномалия на берегу г. Енисейска образовалась во время паводка 1966 года на Енисее. На основании полученных данных в Институте биофизики СО РАН и в Институте геологии и минералогии СО РАН были рассчитаны существующие суммарные запасы техногенных радионуклидов в пойме реки Енисей на участке 330 км по течению реки от ГХК [5]. Расчеты показали, что суммарные запасы всех техногенных радионуклидов в пойме реки могут составить 176 Кюри, включая запасы ^{137}Cs - 111 Кюри. Согласно расчетам других исследователей [6], запасы ^{137}Cs на участке в 250 км от ГХК могут быть более значительные (до 185 Кюри). В 1994-1995 годах впервые в пойме Енисея были обнаружены «горячие» частицы с активностью ^{137}Cs до 30000 кБк/частицу [3-4, 7-8]. Лабораторные исследования доказали реакторное происхождение этих частиц и позволили определить ориентировочный возраст их образования. Сравнительный анализ значений отношения радионуклидов $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ показал, что все частицы по возрасту образования можно условно разделить на три группы: 40-45, 34-37 и 24-25 лет (расчет проведен относительно 2010 года). Ранее в поймах рек Теча и Томь, вблизи работы других плутониевых комплексов, не были обнаружены такие высокоактивные частицы как на Енисее. Высокоактивные или «горячие» частицы – это микрочастицы реакторного топлива, которые из реакторов ГХК попали в Енисей. Наличие таких частиц в пойме Енисея свидетельствует об аварийных ситуациях на ректорах ГХК в прошлом. По аналогии с чернобыльскими «горячими» частицы можно отметить, что со временем такие крупные частицы (размером несколько миллиметров) могут разрушаться на мелкие частицы. И действительно, методы радиоавтографии и сканированной электронной микроскопии выявили в пробах почвы и донных отложений реки Енисей огромное количество подобных микрочастиц.

Проведенные радиохимические исследования проб поймы реки Енисей выявили наличие участков русла, в которых содержание изотопов трансурановых элементов - в 100 и более раз превышает глобальный уровень. Существование слоев почвы и донных отложений с аномально высокими значениями трансурановых элементов ($^{239,240}\text{Pu}$ - до 480 Бк/кг, ^{241}Pu - до 1430 Бк/кг, ^{241}Am – до 600 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ – до 21 Бк/кг) [5, 9-11] может свидетельствовать как о высокой миграционной способности актиноидов в экосистеме реки, так и о продолжающихся сбросах техногенных радионуклидов с ГХК. Оценка миграционной способности радионуклидов в донных отложениях и пойменных почвах реки Енисей с использованием метода химического фракционирования выявила высокую миграционную способность трансурановых элементов, по сравнению с ^{137}Cs [10, 12]. На пойменных почвах и донных отложениях произрастают разные виды наземных и водных растений, которые накапливают техногенные радионуклиды в своей биомассе. Так, виды ягодных кустарников *Ribes nigrum* (смородина черная) и *Rubus idaeus* (малина) характеризуются повышенным накоплением радионуклидов по сравнению с другими видами. Многолетние измерения проб ягодных кустарников с пойменных почв реки Енисей зарегистрировали такие техногенные радионуклиды как ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{90}Sr , трансурановые элементы (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{243,244}\text{Cm}$) [11, 13]. Впервые проведенный детальный анализ загрязнения радионуклидами компонентов лесных экосистем в пойме реки выявил факт аномального содержания ^{137}Cs до 10200 Бк/кг в грибах *Suillus granulatus* и *Suillus luteus*, что превышает установленный российскими нормативами предел (2500

Бк/кг) [13]. Наиболее высокое содержание техногенных радионуклидов отмечено в водных растениях реки Енисей [4, 10], следствием которого явились цитогенетические нарушения разных видов гидробионтов. Исследования показали, что в контрольных районах вне зоны радиоактивного загрязнения доля хромосомных нарушений клеток водных растений *Elodea canadensis* и *Batrachium kauffmannii*, не превышает 4-10%, в пробах из районов радиоактивного загрязнения ГХК суммарная частота хромосомных мутаций в ана-телофазах и метафазах составляет довольно высокий процент (до 35%) [14].

Известно, что на ГХК большая часть радиоактивных отходов закачана в подземные водоносные горизонты полигона «Северный», который расположен на водоразделе рек Енисей и Большая Тель. В монографии Рыбальченко с соавторами (1994 г) [15] в разделе посвященном полигону «Северный» отмечается, что для захоронения жидких радиоактивных отходов используют водоносные горизонты I и II, расположенные на глубине 370-460 м и 180-280 м соответственно. Горизонт II, по данным специалистов, разгружается в долину р. Большая Тель; горизонт I, как предполагается, частично в долину р. Кан, частично в долину р. Большая Тель. Полигон «Северный» начал функционировать в 1967 году и на период публикации монографии в 1994 году [15] в два водоносных горизонта было закачано около 5 млн. м³ жидких радиоактивных отходов суммарной активностью 260 млн. Кюри. Кроме долгоживущих радионуклидов, включая трансурановые элементы, в подземные горизонты производится закачка трития. Известно, что тритий является наиболее миграционным радионуклидом в водных системах, поскольку не задерживается никакими сорбционными системами. Проведенные сотрудниками Института биофизики СО РАН с 2001 года исследования выявили, что в пробах воды р. Большая Тель содержание трития в отдельные периоды более чем в 10 раз превышало фоновые значения реки Енисей (3-6 Бк/л), и достигало 60 Бк/л [16-17]. В пробах р. Большая Тель наряду с тритием в поровой воде донных отложений был зарегистрирован техногенный радионуклид ¹⁴C. Дополнительным фактом существования гидрологической связи реки Большая Тель с подземными горизонтами полигона «Северный» служат также данные по повышенному содержанию ²³⁸U в воде реки [18]. Очевидно, что в подземные горизонты закачивается и уран после радиохимического производства. Совокупность полученных данных свидетельствуют о наличии гидрологической связи реки Большая Тель с подземными горизонтами хранилища жидких радиоактивных отходов полигона «Северный» ГХК. На основании низкой естественной скорости движения подземных вод (5-15 м/год) в монографии Рыбальченко с соавторами [15] делался прогноз, что радиоактивные отходы и за 1000 лет не достигнут реки Большая Тель. Однако в этой же монографии отмечалось, что в 1973 году (т.е. спустя 6 лет после начала работы полигона), в удаленных наблюдательных скважинах за границей ореола отмечались повышенные термоаномалии и даже регистрировались радионуклиды. Это объяснялось возникновением зон повышенной проницаемости в результате высокого давления нагнетания из-за трещиноватости пород. Впоследствии ученые Международного института прикладного системного анализа в Австрии (IIASA) на основании российских данных разработали свои прогнозные модели, где было показано, что загрязненные радионуклидами подземные воды Горизонта II могут достичь реки Большая Тель через 150-200 лет [19]. Это относится только к несорбируемым и малосорбируемым радионуклидам, таким как тритий, уран, технеций. В 2009 году на Международной конференции в Томске Гуниным В.И. были доложены результаты более современной математической модели распространения отходов в горизонтах полигона и было отмечено, что линза радиоактивных отходов достигает области разгрузки в реку Большой Тель через 100 лет в нижнем горизонте и через 50 лет – в верхнем горизонте [20]. Очевидно, что по мере развития математического моделирования точность прогноза улучшается, и сроки прогнозного достижения фронта жидких радиоактивных отходов открытого водоема сокращаются. Это подтверждается также и опытом моделирования

распространения жидких радиоактивных отходов в подземных горизонтах полигонов США.

Полученные данные свидетельствуют, что за 50-летнюю деятельность на Горно-химическом комбинате были нештатные ситуации, сопровождающиеся выносом техногенных радионуклидов в виде «горячих» частиц и поступлением радиоактивных отходов в экосистему реки Енисей. Трансурановые элементы в пойме реки Енисей, а также деятельность полигона «Северный» ГХК представляют потенциальную опасность для наземной и водной биоты бассейна реки Енисей на многие тысячелетия.

Литература

1. Vakulovsky, S.M., Kryshev, I.I., Nikitin, A.I. et al. Radioactive Contamination of the Yenisei River // J. Environmental Radioactivity. 1995. v.29, P. 225-236.
2. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Марио Бургер, Коваленко В.В. и др. Радиоактивное загрязнение территории Красноярского края в районе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия, 1999, т. 41, № 5, с.480-486.
3. Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В., Мясоедов Б.Ф. Исследование высокоактивных проб почвы и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия. 2000. Т.42, №6. С.560-564.
4. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я., Белолипецкий В.М., Косолапова Л.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. / Новосибирск, Изд-во СО РАН, филиал «Гео». 2004. - 286 с.
5. Болсуновский А.Я., Трапезников А.В. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и Обь-Иртышской речной системы / Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, Издательство «СТТ», 2009, С. 95-98
6. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. / Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Москва. МГУ. 2008. 40 с.
7. Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия, 1998, т.40, №3, с.271-274.
8. Bolsunovsky, A., and Tcherkezian, V. Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia // J. Environmental Radioactivity. 2001, v.57(3). P. 167-174.
9. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Соболев А.И. Новые данные по содержанию трансурановых элементов в донных отложениях реки Енисей // Доклады Академии наук. 2002. Т. 387, № 2. С. 233-236.
10. Bolsunovsky, A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. // J. Alloy. Compd. 2007. v.444-445. P.495-499.
11. Bolsunovsky, A., Ermakov, A., Sobolev, A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei river floodplain. // Radiochim. Acta. 2007. v.95 (9). P.547-552.
12. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chemistry and Ecology. 2010. 26 (6), P. 401-409.
13. Dementyev D.V., Bolsunovsky A.Ya. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai. // Radioprotection, 2009. v. 44 (5), P. 115-120.
14. Bolsunovsky A., E.Muratova, A.Sukovaty, M.Kornilova. The effect of radionuclide and heavy metal contamination of the Yenisei River on cytogenetics of aquatic plant *Elodea canadensis*. // Radioprotection, 2009. v.44 (5). P.83-88.
15. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. М.: ИздАТ, 1994. 256 с.

16. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г. Новые данные по содержанию трития в одном из притоков реки Енисей // Доклады Академии наук. 2002. Т. 385. № 5. С. 714-717.
17. Bolsunovsky A., Bondareva L. Tritium in surface waters of the Yenisei River basin // J. Environmental Radioactivity. 2003. V.66 (3), p. 285-294.
18. Болсуновский А.Я., Жижаев А.М., Сапрыкин А.И., Дегерменджи А.Г., Рубайло А.И. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // Доклады Академии наук, 2011, Т. 439, № 3, С.383-388.
19. Паркер Ф.Л., Рыбальченко А.И., Величкин В.И. и др. Анализ долговременных последствий глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов на горно-химическом комбинате, Красноярский край: 1. Основной сценарий // Геология рудных месторождений. 1999. Т.41, №6. С.467–484.
20. Гунин В.И. Прогноз миграции жидких радиоактивных отходов при глубинном захоронении на полигоне «Северный». / Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, Издательство «СТТ», 2009, С. 153-157.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЭКОСИСТЕМ И ПЛОДОВИТОСТЬ ВОЛКА

А.Я. Бондарев

Центр защиты леса Алтайского края, г. Барнаул

С 1949 по 1990 гг. на Семипалатинском полигоне произведено около 500 ядерных испытаний, в том числе за 1949 - 1962 гг. – 124 наземных, атмосферных и высотных взрывов. После взрывов, радиоактивные вещества неоднократно выпадали на территорию Алтайского края, и все компоненты биоты подвергались радиоактивному воздействию и продолжают испытывать его отдаленное влияние (Якубовская и др., 2000). Обследования некоторых участков земель лесного фонда на выявление загрязнения стронцием - 90 выполнены нами в 2011 г. На юго-западе края в Ракитовском лесничестве и в Тягунском лесничестве на Салаирском кряже в северо-восточной части края обнаружены участки с плотностью загрязнения стронцием - 90 свыше 3 Ки/км², в отдельных растениях также обнаружено повышенное содержания указанного радиоактивного элемента.

У животных значительные концентрации стронция – 90 обнаруживают в костных тканях млекопитающих и птиц, а также в скорлупе птиц, так как он замещает кальций. Среди диких животных наибольшие концентрации радионуклидов накапливает волк (Саевич и др., 2004). Эта особенность обусловлена рационом волка. В процессе питания этот хищник усваивают стронций - 90 и цезий – 137 не только из мягких тканей жертвы, но и из костей, которые сравнительно успешно перевариваются в желудках волка (Мартюшов и др., 1999).

Мы исследовали некоторые органы и ткани алтайских волков на содержание радионуклидов.

Таблица 1. Загрязнение организмов волка цезием и стронцием

Наименование пробы	Показатели, ед. измерения	Результаты измерений (А)
Шкура волка (Угловский р-он)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	3,68±3,54
Шкура волка (Угловский р-он)	Активность ⁹⁰ Sr(Y), Бк/кг	0,18±5,37
Мышцы и кости волка (от 5 особей, Угловский р-он)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	12,1±14,8
	Активность ⁹⁰ Sr(Y), Бк/кг	0,2±10,9
Мышцы и кости волка (Заринский р-он, Салаир)	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	2,35±2,93
	Активность ⁹⁰ Sr(Y), Бк/кг	0,0±4,94
Мышцы и кости волка	Активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	0,0±3,58

Наименование пробы	Показатели, ед. измерения	Результаты измерений (А)
(Заринский р-он, Салаир)	Активность $^{90}\text{Sr}(\text{Y})$, Бк/кг	$3,78 \pm 3,23$

У волчат стронций – 90 в значительных количествах накапливается в костной ткани – до 5,2 мг/кг.

Сопоставление наших результатов с аналогичными по волку из зоны длительного радиоактивного загрязнения на Южном Зауралье (Мартюшов и др., 1999) показало, что концентрация стронция – 90 в мышцах уральских волков составляла $0,14 \pm 0,04$, то есть была значительно ниже, чем в Алтайском крае (1,37 в среднем). Однако, мы исследовали усредненные пробы из мышечной ткани с наличием в ней костей. Концентрация стронция – 90 в скелетах уральских волков – $194,0 \pm 51,0$ или в 1385 раз в среднем выше, чем в мышечной ткани. Поэтому более объективно сравнивать результаты анализов содержания стронция – 90 в шкурах алтайских волков и мышцах уральских. При таком сопоставлении достоверных различий не выявлено, возможно, из-за недостаточного количества исследованных проб.

Ранее мы предполагали, что значительное снижение плодовитости волка в последние 17 лет на юго-западе Алтайского края, то есть вблизи Семипалатинского полигона (Угловский, Волчихинский и Михайловский районы), обусловлено, в том числе и отдаленным воздействием на организмы животных радиоактивных изотопов - продуктов полураспада стронция – 90 (Бондарев, 2009). Известно, что они пагубно воздействующих на иммунную и репродуктивную системы животных и человека (Бурлакова и др., 2001). Но по наблюдениям за плодовитостью соболей в Зауралье и в других регионах его обитания установлено, что у уральских соболей в период 1970-1990 гг. плодовитость самок была наивысшей и рекордной для вида, при одновременном процессе интенсификации репродукции и у другого представителя рода – американской куницы из Северной Америки (Монахов, 2011). Поэтому можно считать недостаточно обоснованным наше предположение о снижении плодовитости волка на юго-западе Алтайского края в связи с радиоактивным воздействием на его организмы. Хотя показано, что в биоценозах с повышенным содержанием стронция - 90 у мелких млекопитающих достоверно возростала эмбриональная смертность (Исаев и др., 1999). Вероятно, снижение плодовитости у волка в первую очередь обусловлено другими факторами. В частности, на диких животных в крае действуют комплекс всевозможных экотоксикантов. За 30-ти летний период исследований в организмах волка мы выявили многократное нарастание концентрации изомеров и метаболитов ДДТ – ДДЭ, гексахлорана (Бондарев и др., 1976; Бондарев, 2007), обнаружили тяжелые металлы, а также радионуклиды (Бондарев, 2009,а). Возможно, соболь и американская куница не испытывают подобного многообразного экотоксикологического воздействия, так как обитают в наиболее чистых таежных экосистемах вдали от сельскохозяйственных, загрязненных упомянутыми и другими токсикантами.

Литература

1. Бондарев А.Я., Денисова А.В., Кишинский А.А., Ряженев Н.И. Хлорорганические пестициды в тканях некоторых диких животных / А. Я. Бондарев, А. В. Денисова, А. А. Кишинский, Н. И. Ряженев // Научные основы охраны природы: сб. науч. тр. ЦЛОП МСХ СССР. – М., 1976. – Вып. IV. – С. 110-116.
2. Бондарев А. Я. О возможном влиянии токсикантов на плодовитость и смертность диких животных Западной Сибири / А. Я. Бондарев // Сохранение разнообразия животных и охотничье хозяйство России: материалы III междунар. конф. – М., 2009. – С. 16-18.

3. Бондарев А. Я. Об экотоксикологическом мониторинге фоновых экосистем по плодовитости диких животных на примере волка (*Canis lupus*) / А. Я. Бондарев // Вестн. Алтайского гос. аграр. ун-та. – 2009. – № 7(57). – С. 24-27.
4. Бурлакова Л. М. Экотоксиканты в системе «почвы-растения-животные» (на примере отдельных зон Алтайского края) / Л. М. Бурлакова, О. И. Антонова, Н. Г. Деев, Г. Г. Морковкин и др. – Барнаул: Изд-во АГАУ, 2001. – 236 с.
5. Исаев С.И. Патологии размножения мелких млекопитающих как критерий нарушения состояния экосистем / С.И. Исаев, С.А. Шилова // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – с. 36 – 41.
6. Мартюшов В.З. Экологические последствия длительного радиоактивного загрязнения на южном Урале / В.З. Мартюшов, Д.А. Криволицкий, Е.Г. Смирнов, О.В. Тарасов // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – с. 49 - 72.
7. Монахов В.Г. Репродуктивный потенциал популяций соболя и эффективность его использования / В.Г. Монахов // Состояние среды обитания и фауна охотничьих животных России: материалы V Всерос. науч.-практ. конф. «Состояние среды обитания и фауна охотничьих животных России» (Москва, 17-18 февраля 2011 г.) – М., 2011. – С. 307-324.
8. Саевич К. Ф. Современное состояние охотничьих животных и влияние на него аварии на ЧАЭС / К. Ф. Саевич, А. В. Гулаков // Лесное и охотничье хозяйство. – 2004. – № 4. – С. 32-35.
9. Якубовская Е. Л. Семипалатинский ядерный полигон: вчера, сегодня, завтра: научное издание / Е.Л.Якубовская, В.И. Нагибин, В.П. Суслин. – Новосибирск, 2000. – 127 с.

ТРИТИЙ В ПРЕСНОВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

Л.Г. Бондарева

Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

Тритий (лат. Tritium), Т (или ^3H), радиоактивный изотоп водорода с массовым числом 3 (отсюда название: от греч. *trítos* — третий). Тритий (^3H) был открыт в 1934 английскими учёными Э. Резерфордом, М. Л. Олифантом и П. Хартеком. В настоящее время в окружающей среде присутствует тритий как естественного, так и искусственного происхождения. Количество ^3H , образованного совокупностью всех природных источников, незначительно и пренебрежимо мало по сравнению с количеством техногенного ^3H , поступившего в окружающую среду. Рост количества трития на Земле обусловлен, в основном, проведением ядерных испытаний. При термоядерном взрыве тритий может выделяться в атмосферу либо как первоначально присутствующий компонент водородной бомбы, либо образовываться при ядерных реакциях взрыва. Общее количество глобально введенного трития от проведенных ядерных испытаний составило $\sim 186 \cdot 10^{18}$ Бк. В настоящее время основным источником техногенного трития является атомная промышленность. Общее поступление техногенного трития в окружающую среду от объектов ЯТЦ составляет $\sim 0.4 \cdot 10^{18}$ Бк. В настоящее время внимание к определению содержания трития в природных водах не ослабевает в связи с тем, что в окружающую среду поступает значительное количество трития при мирном использовании ядерной энергии. ^3H отнесен к долгоживущим нуклидам и способен загрязнять биосферу не только локально (в районе непосредственного размещения источника), но также в региональном и глобальном масштабе.

На правом берегу р. Енисей расположен Горно-химический комбинат ГК Росатом (г. Железногорск). В результате деятельности этого предприятия в окружающую среду были выброшены значительные количества техногенных радионуклидов, в том числе и трития. Содержания техногенных радионуклидов настолько велики, что в настоящее время они включились в круговорот веществ в частности в экосистеме р. Енисей.

В течение 2000-2011 г. проводился мониторинг содержания трития в пойме р. Енисей, на участке реки от г. Красноярск до г. Игарка (1760 км ниже по течению). Из полученных данных сделано заключение, что общее содержание трития в воде р. Енисей, практически на всем участке не превышает допустимых фоновых значений для исследуемого региона и находится в интервале от 4 до 6 Бк/л. Вынос трития в Карское море соответствует глобальным значениям по содержанию трития в водных источниках Северного полушария. Однако в ближней зоне влияния ГХК и в одном из правобережных притоков р. Енисей, р. Большая Тель, содержание тритий существенно превышает фоновые значения и достигает 200 и 68 Бк/л для р. Енисей и р. Большая Тель соответственно. Это свидетельствует о том, что тритий поступает в поверхностные водоемы в результате деятельности ГХК.

При изучении взаимодействия трития с донными отложениями и пойменными почвами на всем исследуемом участке р. Енисей (от г. Красноярск до п. Стрелка) обнаружено, что содержание трития не превышает ~4 Бк/кг. Это содержание отнесено к фоновым значениям для изучаемого района и происхождения, которого связано с общими глобальными выпадениями трития. Однако, при анализе проб поровой воды донных отложений и пойменных почв в р. Большая Тель обнаружено содержание трития, превышающее фоновые значения (до 23 Бк/кг), и наличие радионуклида ^{14}C (до ~ 6 Бк/кг).

Проведенные эксперименты по удерживанию трития грунтами различного происхождения показали, что тритий незначительно удерживается геологическими породами, причем уровень удержания зависит от содержания органического вещества и глинистых минералов, с которыми тритий образует необменные формы.

Исследовано значительное число биологических организмов (водные и воздушно-водные растения, некоторые виды промысловых рыб), в которых определялось содержание общего трития и вклад трития в виде органически связанных соединений (ОСТ).

Из полученных данных по водным и воздушно-водным растениям следует, что содержание трития в выделенной воде сырой массы растений для фонового района реки Енисей (выше по течению от сбросов ГХК) варьирует от 4 до 7 Бк/л, что обусловлено, прежде всего, физиологическими особенностями исследуемых видов растений и, следовательно, содержанием поровой воды. Для района с. Атаманово (вблизи сброса реакторной воды ГХК) содержание трития в растениях и водорослях достигает значений в несколько десятков раз превышающее фоновые значения и достигает 51 Бк/кг сырого веса. Определение вклада трития в виде ОСТ показало, что до 15 % общего трития может находиться в виде ОСТ, который трансформируется из НТО в результате фотосинтеза живых организмов.

В таблице 1 приведены данные по содержанию трития в некоторых видах промысловых рыб.

Таблица. 1. Содержание трития в филе рыб - отбор 2010, 2011 г., Бк/кг сырого веса, (расстояние от г. Красноярска, км)

Район отбора	хариус сибирский		сиг		стерлядь
	2010	2011	2010	2011	2011
с. Есаулово (46)	12±2	14±3	15±3	13±4	н.о.
с. Атаманово (87)	14±1	11±2	14±2	н.о.	н.о.
г. Игарка (1760)	н.о.	13±4	н.о.	12±4	15±3

По полученным результатам было сделано заключение, что содержание трития в филе рыб не зависит от вида, класса, также как и от района вылова особей. Поступает в организм рыб посредством пищи (потребление гидробионтов, содержащих тритий) и через воду.

Проводился анализ поступления трития в виде аэрозолей, проводились исследования снегового покрова, листового опада и сосновой хвои, отобранных на различном удалении от ГХК. Максимальные значения содержания трития (~ 15 Бк/ м^2 для листового и хвойного опадов и ~ 15000 Бк/ м^3 для снега), обнаруженные на исследуемых территориях, не являются аномальными и находятся в пределах имеющихся данных по содержанию трития в атмосфере. Таким образом, тритий, переносимый в виде аэрозолей воздушными потоками, незначительно влияет на общее загрязнение исследуемых территорий радиоактивными веществами. Поэтому, вклад переноса трития в виде аэрозолей может не учитываться.

В результате выполнения работы было показано следующее. Тритий, поступая в водные источники, подвергается процессам накопления, как отдельными компонентами экосистемы, так и по трофическим цепочкам; трансформации с образованием необменных форм; испарения, поступая в общий воздушный поток и выпадая на поверхность земли в виде атмосферных осадков.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Гос.контракта Министерства образования и науки РФ № 16.512.11.2131.

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКАХ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

*К. Д. Ганжа, В. Г. Кленус, Д. И. Гудков
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев*

Двустворчатые моллюски играют важную роль в процессах перераспределения и биоаккумуляции техногенных, долгоживущих радионуклидов в пресноводных экосистемах, а также относятся к видам-индикаторам радионуклидного загрязнения водоемов. Двустворчатым моллюскам свойственна значительная биомасса среди представителей водной фауны, а поскольку они относятся к фильтраторам по способу питания, это во многом способствует очищению воды от коллоидов и взвесей, на поверхности которых концентрируются значительные количества радионуклидов [1]. Это обуславливает необходимость исследований накопления радионуклидов и их физико-химических форм двустворчатыми моллюсками, а также выявление сезонных различий их распределения в раковинах и мягких тканях моллюсков.

Основной целью данной работы было выполнить количественный анализ физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в раковинах и мягких тканях моллюсков *Dreissena polymorpha*.

Материал и методы исследований.

Для исследований отбирали двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha* в водоеме-охладителе Чернобыльской зоны отчуждения в период 2008–2010 гг. Распределение физико-химических форм в тканях двустворчатых моллюсков анализировали методами последовательной экстракции радионуклидов.

Экстракцию радионуклидов из раковин проводили в следующей последовательности:

- водорастворимая форма – экстракция раствором $\text{H}_2\text{O}_{\text{дист}}$;
- обменная форма – экстракция раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$;
- кислоторастворимая форма – экстракция раствором HCl (0,1 М);
- форма связанная с органическим веществом – экстракция раствором 35% $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$;
- минеральный остаток – разложение остатка концентрированной HCl .

Экстракцию из мягких тканей проводили в следующей последовательности:

- обменная форма – экстракция $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (1M);
- внутриклеточная – экстракция раствором H_2SO_4 (1 M);
- органическое вещество биомассы – экстракция раствором 35% $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$;
- минеральный остаток – разложение остатка концентрированной HCl .

Активность ^{137}Cs определяли на гамма-спектрометре SBS-30, ^{90}Sr – радиохимически на установке малого фона УМФ-2000 [2].

Результаты исследований.

Было проведено сравнение различий распределения физико-химических форм радионуклидов в раковинах дрейссены, отобранных в мае и октябре 2008 г., а также в мае 2010 г. (рис. 1, 3, 5). В распределении водорастворимой и обменной формы ^{90}Sr не было найдено достоверных различий, которые колебались в пределах 1–5%. Существенно различалось содержание ^{90}Sr в кислоторастворимой и органической фракциях. В весенний период содержание радионуклида в органической форме почти в 2 раза было выше по сравнению с осенним периодом, а в кислоторастворимой – наоборот такое преобладание зафиксировано в осенний период года. В минеральном остатке наблюдали практически одинаковое содержание ^{90}Sr для двух исследуемых сезонов, с разницей не более 1,5%.

Такое распределение форм ^{90}Sr могло быть обусловлено более высокой интенсивностью метаболических процессов в весенний, по сравнению с осенним периодом, что также могло быть связано с подготовкой моллюсков к процессу размножения. Увеличение содержания ^{90}Sr в минеральном остатке в осенний период можно объяснить активным запасанием моллюсками питательных веществ при подготовке к зимнему периоду [3, 4].

Сравнение количественного содержания физико-химических форм ^{90}Sr в весенний период 2008 и 2010 гг. показало стабильность распределения радионуклида в водорастворимой и обменной формах (рис. 1, 5). В кислоторастворимой и минеральной формах, а также минеральном остатке отмечены различия в два и более раз. Содержание в этих фракциях радионуклидов предположительно могло варьировать в зависимости от интенсивности питания, особенностей метаболизма и природных условий в различные периоды.

Сравнение распределения физико-химических форм ^{137}Cs в раковинах дрейссены полиморфы показало, что в водорастворимой и обменной формах содержание радионуклида было минимальным и не превышало 2% (рис. 1, 3, 5). Содержание кислоторастворимой формы в мае было в четыре раза выше по сравнению с октябрём. В органической форме содержание ^{137}Cs в октябре почти в три раза превосходило накопление радионуклида в мае. В минеральном остатке содержание ^{137}Cs было одинаково велико для обоих исследуемых сезонов.

Сравнение накопления физико-химических форм ^{137}Cs в весенний период показало рост содержания радионуклида в водорастворимой фракции в 4,5 раза в 2010 г. (рис. 5). В кислоторастворимой форме количество ^{137}Cs почти в 3 раза превосходило аналогичные показатели для 2008 г., а в органической форме – наоборот преобладание отмечено для 2010 г. В минеральном остатке содержание ^{137}Cs в 2008 г. почти в 2 раза было выше по сравнению с 2010 г.

Выполнен анализ распределения физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях дрейссены, а также сезонных различий на протяжении периода исследований (рис. 2, 4, 6). Были проанализированы мягкие ткани моллюсков, отобранных в мае и октябре 2008 г. В весенний период содержание ^{90}Sr в обменной форме преобладало в 2,5 раза содержание радионуклида по сравнению с осенним периодом. В водорастворимой фракции преобладание радионуклида в 1,6 раза отмечено в осенний период. Во внутриклеточной форме было отмечено практически одинаково содержание ^{90}Sr для обоих исследованных сезонов, с различием, не превышающим 1,2%. Осенью

содержание ^{90}Sr в минеральном остатке почти в 9 раз превышало содержание радионуклида в сравнении с весенним периодом.

Описанное распределение форм ^{90}Sr может быть обусловлено интенсивным накоплением в организме моллюсков в осенний период химического аналога радионуклида – кальция, являющегося активным метаболитом. Существенное увеличение содержания ^{90}Sr в минеральном остатке можно объяснить активным запасанием и концентрированием радионуклида для укрепления раковины и обеспечения ее жизнедеятельности в зимний период [5].

Накопления физико-химических форм ^{90}Sr на протяжении весеннего периода 2008 и 2010 гг. показало определенную стабильность распределения радионуклида во всех исследуемых формах, с различием не более 2%. Такое распределение подтверждает устойчивое накопление ^{90}Sr в весенний период, которое, очевидно, продолжается на протяжении последующих сезонов.

Сравнение сезонного распределения физико-химических форм ^{137}Cs в мягких тканях моллюсков показало, что различия в содержании радионуклида во всех формах не превышает 2%. В весенний период ^{137}Cs преобладает в органической форме и минеральном остатке. Осенью преобладание зафиксировано для обменной и внутриклеточной форм. Различие в накоплении физико-химических форм ^{137}Cs в весенние периоды 2008 и 2010 гг., также не превысило 2%.

Обсуждение результатов исследований.

Исследование распределения радионуклидов в раковинах дрейссены в мае 2008 г. показало неравномерное распределение физико-химических форм радионуклидов (рис. 1). Для ^{90}Sr характерно незначительное накопление в водорастворимой и обменной формах (1 и 4%, соответственно). В кислоторастворимой форме содержание радионуклида несколько возрастало – до 10%. Максимальное накопление ^{90}Sr наблюдали в органической форме – 54%. Минеральный остаток составил 31%. Содержание ^{137}Cs в водорастворимой и обменной форме было незначительным (1 и 2% соответственно). В кислоторастворимой форме находится 34% радионуклида и существенно меньшее количество в органической форме – 15%. В минеральном остатке наблюдали максимальное количество ^{137}Cs – до 48%.

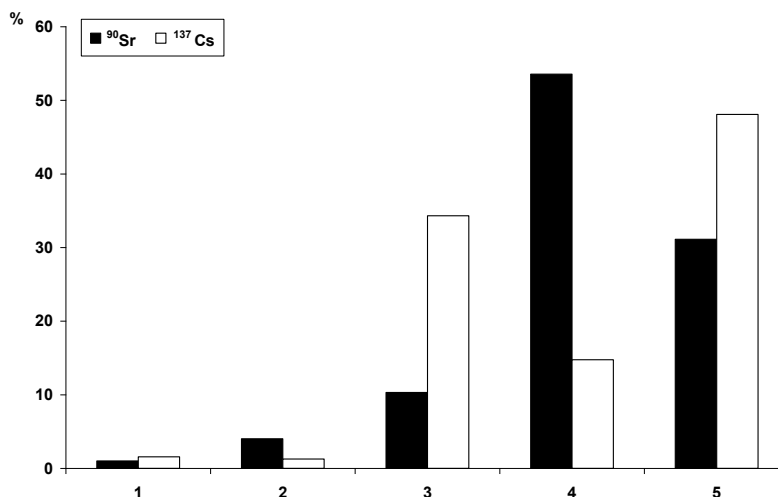


Рис. 1. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (май 2008 г.): 1 – водорастворимая; 2 – обменная; 3 – кислоторастворимая; 4 – органическая; 5 – минеральный остаток*.

Анализ форм радионуклидов в мягких тканях моллюсков показал, что в обменной форме находится 20% ^{90}Sr , во внутриклеточной форме – максимальное количество

радионуклида – до 49%, а в органической форме – 28% (рис. 2). Минимальное количество ^{90}Sr зарегистрировано в минеральном остатке – 3%. В обменной форме находится минимальная доля ^{137}Cs – 13%. Во внутриклеточной форме доля радионуклида составляет 21%. Основное количество ^{137}Cs сосредоточено в органической форме и в виде минерального остатка, соответственно, 32 и 33%.

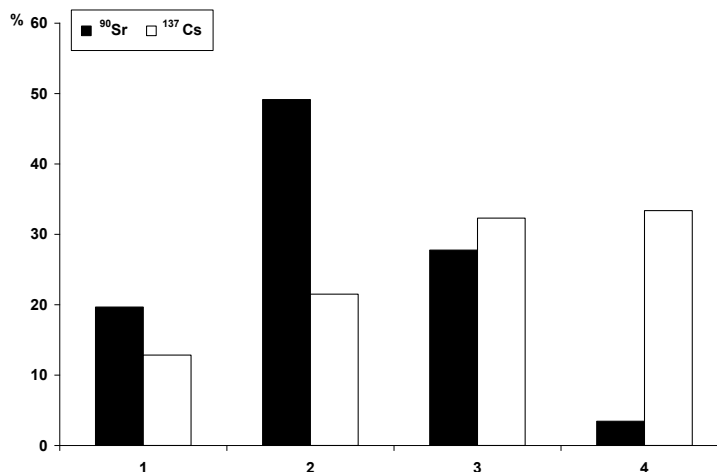


Рис. 2. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (май 2008 г.):

1 – обменная; 2 – внутриклеточная; 3 – органическая; 4 – минеральный остаток **.

Исследование физико-химических форм радионуклидов в раковинах дрейссены в октябре 2008 г. показало, что радионуклиды распределились по мере увеличения от 1 до 5 формы (рис. 3). Так, в обменной форме находится 6% ^{90}Sr , а в кислоторастворимой количество радионуклида составило 17%. Основная часть ^{90}Sr оказалась сосредоточена в органической форме и минеральном остатке, соответственно, 31 и 45%. Незначительное количество ^{137}Cs находилось в обменной и кислоторастворимой формах – 3 и 8%, соответственно. Основная доля радионуклида распределилась между органической формой и минеральным остатком, соответственно, 43 и 45%.

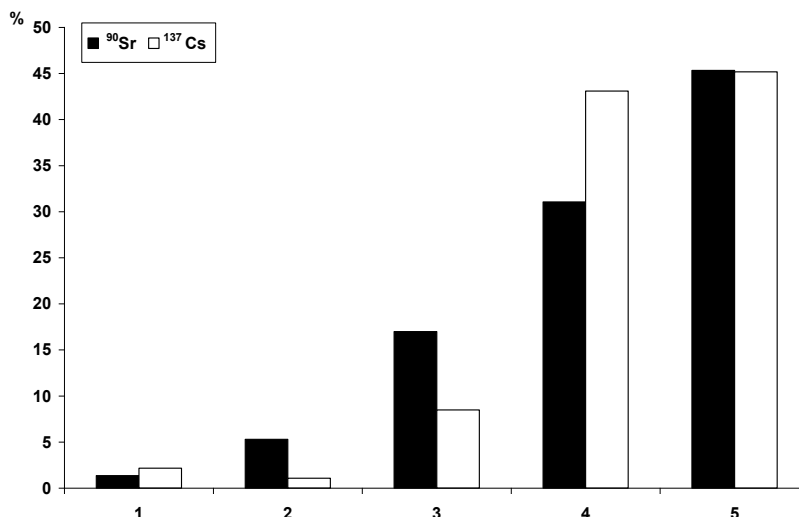


Рис. 3. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (октябрь 2008 г.) *.

Анализ форм радионуклидов в мягких тканях моллюсков показал, что в обменной форме находится основная доля ^{90}Sr – 32%, во внутриклеточной форме – 19%, а в

органической форме и минеральном остатке наблюдали примерно одинаковое количество радионуклида – 23 и 26%, соответственно (рис. 4). В обменной форме доля ^{137}Cs составляла 22%. Во внутриклеточной форме находится максимальная доля радионуклида – 45%. Для органической формы и минерального остатка доля ^{137}Cs составляла 14 и 19%.

Исследование распределения радионуклидов в раковинах дрейссены в мае 2010 г. (рис. 5) показало незначительную долю радионуклидов в водорастворимой и обменной формах (^{137}Cs – 9 и 2%, ^{90}Sr – 1 и 2%, соответственно). Подавляющая доля радионуклидов сосредоточена в органической форме, минеральном остатке и кислоторастворимой форме (^{90}Sr – 38, 39, 21%, ^{137}Cs – 43, 27, 18%, соответственно).

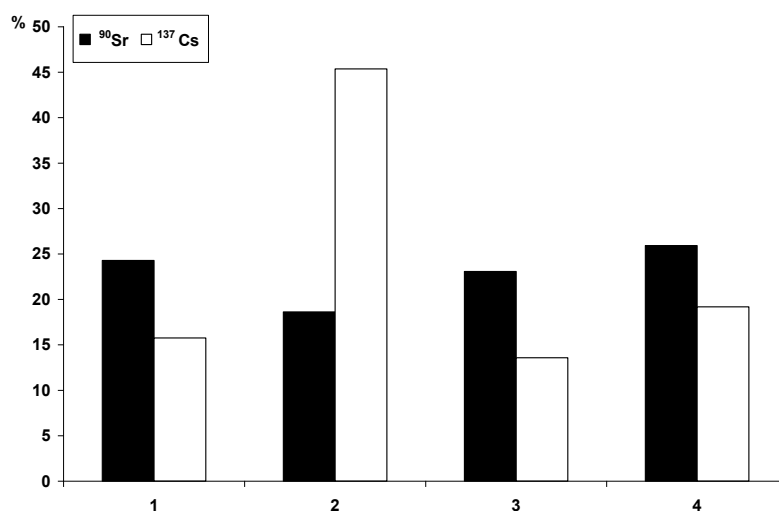


Рис. 4. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (октябрь 2008 г.)**.

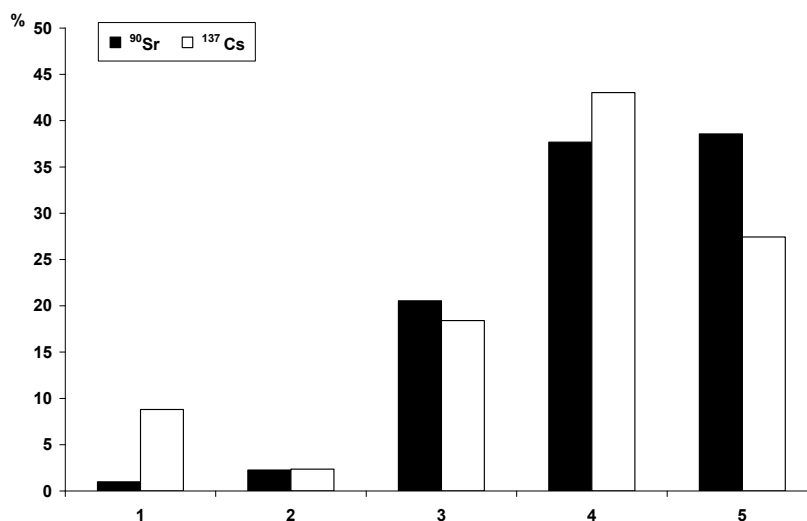


Рис. 5. Распределение физико-химических форм радионуклидов в раковинах *Dreissena polymorpha* (май 2010 г.)*.

Результаты анализа мягких тканей свидетельствуют о существенном преобладании ^{137}Cs в форме связанной с органическим веществом – 47% (рис. 6). Большая часть ^{90}Sr зарегистрирована во внутриклеточной форме – 54%.

Анализ полученных данных показал, что основная доля физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме двусторчатого моллюска *Dreissena polymorpha* в водоеме-

охладителе Чернобыльской АЭС находится в органической форме и минеральном остатке. Преобладание радионуклидов в названных формах связано с тем, что раковины двустворчатых моллюсков состоят из двух слоев – наружного органического слоя – периостракума и основной части, которая образована CaCO_3 с небольшим содержанием органических веществ. Минеральная и органическая часть раковины образуется в экстрапалиальной жидкости, которая находится между мантией моллюска и его раковиной. На внутренней поверхности раковины образуется органическая матрица, которая является комплексом органических веществ. Высокое содержание ^{90}Sr можно объяснить, тем, что данный элемент входит в состав неорганической фазы раковины, в отличие от ^{137}Cs . Также, ^{90}Sr способен изоморфно замещать кальций в кристаллической решетке карбоната. Различное процентное содержание радионуклидов, в исследуемые периоды, можно объяснить сезонными колебаниями условий среды, которые могут вызвать минералогические и структурные изменения раковин моллюсков. Обнаруженный ^{137}Cs в раковинах, очевидно, может быть связан с органической частью раковины двустворчатых моллюсков. Поскольку изучаемые радионуклиды являются лиофильными элементами, их основная доля сосредоточена в органической форме и минеральном остатке.

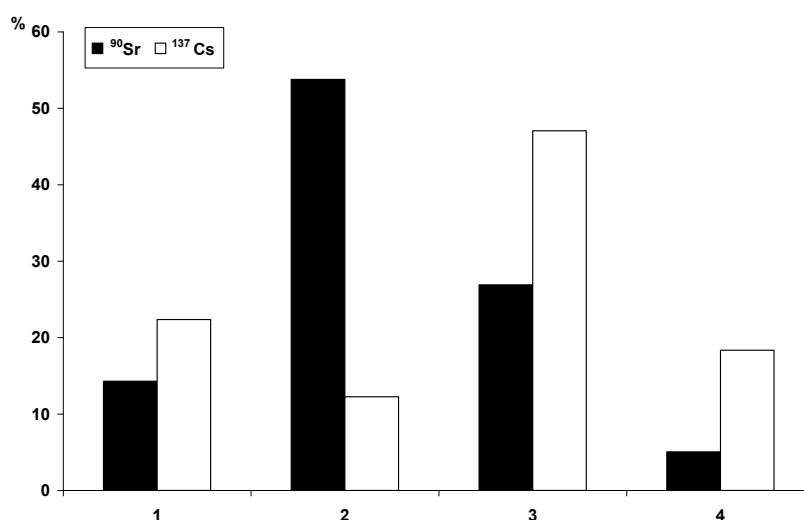


Рис. 6. Распределение физико-химических форм радионуклидов в мягких тканях *Dreissena polymorpha* (май 2010 г.)**

Литература

1. Паньков И.В. Накопление долгоживущих радионуклидов моллюсками рода *Dreissena* в условиях днепровских водохранилищ / Паньков И.В. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, №2. – С. 93 – 98.
2. Активность бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах. Методика проведения измерений с использованием сцинтилляционных спектрометров и программного обеспечения АК-1 / В. В. Бабенко, О. С. Казимиров, О. Ф. Рудик. Утверждено: ген. директор ГНПП “Метрология” Г. С. Сидоренко, Главный государственный сан. доктор Украины Л. С. Некрасова, ген. директор НПП “Атом Комплекс Прилад” О. С. Казимиров. — НПП “Атом Комплекс Прилад”, 1998. — 27 с. (на укр.)
3. Особенности метаболизма черноморской мидии (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) из различных биотопов карадагского заповедника / [Трусевиц В. В, Столбов А. Я.,

Вялова О. Ю. и др.] // Морський екологічний журнал. № 1, Т. III. – Севастополь. 2004. С. 86 – 79.

4. Флейшман Д. Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. / Флейшман Д. Г. – Л.: Наука, 1982. – 160 с.

5. Золотарев В. Н. Склерохронология морских двустворчатых моллюсков / Золотарев В.Н. // Отв. ред. Зайцев Ю.П.; АН УССР. Ин-т биологии юж. морей им. А.О.Ковалевского. - Киев: Наук, думка, 1989. - 112 с.

ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ КОМПЕТЕНЦИИ СТУДЕНТОВ ТЕХНИЧЕСКОГО ВУЗА В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛИЗАЦИИ

*В.И. Гладковский , В.Я. Хуснутдинова , А.А. Протасевич
БрГТУ, г. Брест*

Глобализация всех сфер жизни общества требует от учреждения образования соответствующего уровня качества. Осознанная мотивация деятельности студента в учебном процессе является одним из факторов повышения планки профессиональной подготовки. Отличительной особенностью специалиста-профессионала в наше время следует считать наличие интеллекта, под которым здесь понимается умение добиваться своей цели, приспосабливаться к обстоятельствам, гибко оперировать приобретёнными знаниями в постоянно меняющихся условиях. Интеллектуальное мышление у многих начинается с проявления интеллектуальных эмоций: удивления, интереса, увлечения и т.п. В любом случае процесс творчества требует внимания, энтузиазма, а не механического применения принципа заучивания. В результате перевода знаний в убеждения появляется сначала вера в свои силы, а затем – и энтузиазм [1, с.10].

Убеждение является основным элементом процесса воспитания личности, но убеждают поступки, а не слова. Знание, воспринимаемое студентом, как свое собственное, личностное, превращается в убеждение. Нет иного способа доказать или проявить свои убеждения, кроме реальной деятельности в конкретной ситуации.

Студента нельзя обучить экологической компетентности без его непосредственного участия в проблемах экологии, в результате чего учебная деятельность сама становится предметом усвоения. Такой процесс предполагает достаточную степень самосознания, рефлексивности, самодисциплины, целеустремленности и креативности студента. Однако анонимное анкетирование студентов показывает, что ценностный статус знаний у современной молодёжи невысок [2, с. 8]. К сожалению, условия централизованного тестирования позволяют поступать в ВУЗ практически без конкурса, что кардинально меняет подход ко всем видам занятий. Зачастую со стороны некоторой категории студентов приходится наблюдать равнодушие, нежелание прилагать малейших усилий, хотя многие из них пользуются личным компьютером либо ноутбуком. Однако компьютерные технологии в основном служат для них средством развлечения: игры, музыка, фильмы, виртуальные контакты. По выражению самих студентов, им нужны зрелища, а не обычные лекции. Всё это заставляет переходить к новым формам и методам образования, обеспечивающим индивидуализацию и в итоге самоорганизацию всех студентов в группах.

Стратегической целью современной лекции служит стимуляция обучаемых к самостоятельному освоению знаний, развивающая их познавательный интерес, при этом студент является таким же действующим лицом, как и преподаватель. Например, при чтении вводной лекции по радиационной безопасности на строительном факультете специальности «Архитектура» (в программе курс физики отсутствует), показывается компьютерная презентация «Мой радиоактивный сад». Из неё видно, как попадает радиация в почву, по каким цепочкам радионуклиды поступают в организм человека,

какие из радионуклидов наиболее опасны и где они накапливаются, как обнаружить радиацию. Рассмотрены поведение радионуклидов в почве и методы очистки и защиты земли от радиации. Задаются вопросы: «Что вы знаете о «Гамма-садах», растениях-гипераккумуляторах, концентраторах, фитомелиорантах, радиоксенобиотиках?»; «Какие дозиметры и радиометры вам известны?» Поскольку на вкус и цвет товарищей нет, студентам предлагается готовить самим для себя зрелищные компьютерные презентации по этим и другим темам: кто в виде мультфильма для своих будущих детей, кто с юмором для родителей, работающих на даче... Можно составить алфавит по выбранной тематике, объединяться парами или в микрогруппы (статические либо динамические). Студенты, создавшие наиболее удачные презентации, выступают на лекциях и получают бонусы. Каждый студент считает свою презентацию лучшей, ведь он осознанно усвоил научную информацию, осмыслил эту теорию через её применение и наглядно её реализовал на основе своего индивидуального жизненного опыта.

Преподаватель должен направить и корректировать образовательную деятельность студентов, научить их механизму анализа и поиска решений проблем, помочь в критическом осмыслении и восприятии новых фактов, а значит, быть надежным партнёром в творческом учебном процессе.

Самоорганизация студентов в микрогруппы объединяет знания и навыки, позволяет учиться друг у друга, взаимно поддерживать и в итоге приобретать опыт социального взаимодействия в творческом коллективе. Студенты учатся следовать принципам сотрудничества и организации труда с учетом потребностей и возможностей каждого.

Запланированных лекций не достаточно для показа данных презентаций и студенты сами выискивают свободное время, чтобы выступить.

Одной из ключевых является компетенция, направленная на непрерывное образование через творческий поиск. Жесткие авторитарные педагогические меры способствуют появлению у студентов беспокойства и вызывают нежелание учиться. В то же время молодёжи нравится игра. Например, студенты с удовольствием выполняют лабораторные работы по радиационной безопасности в том случае, если преподаватель предлагает: «Кто хочет сегодня работать в таможне?» (лабораторная работа Р-5 «Измерение удельной активности продуктов питания»); «Кто хочет работать на мясокомбинате?» (Р-3 «Определение удельной активности калийных удобрений»); «Кто хочет быть директором строительной фирмы?» (Р-4 «Определение защитных свойств различных материалов») и т.д. Рефлексия в таком случае естественно вплетается в игровой процесс в качестве обязательного элемента. Игра до тех пор игра, пока в ней сохраняется возможность встречи с новым, неизвестным [3, с.89]. Но игра – не пустая забава. Человек, играя в новые игры, создает иной, особый мир, который, в конечном счёте, изменяет действительность.

Вовлечение студентов в создание компьютерных презентаций и деловых игр по определённым темам отвечает их индивидуальным особенностям восприятия и усвоения. Организация такого процесса обучения снимает ограничения во времени усвоения материала для малоспособных студентов, приводит к сдвигам в их интеллектуальном развитии и формирует опыт творческой деятельности. Основная задача преподавателя – выявить проблемную ситуацию в таком виде, чтобы вызвать интерес к учёбе, т.е. направить их на развитие творческого мышления и познавательной активности.

Эффективность лекции возрастает при использовании различных компьютерных мультимедиа продуктов, в которых содержатся видеофрагменты различных явлений, процессов, материалов. Обучение студентов оформлению презентаций с учётом Web-дизайна и с использованием новейших технологий векторной анимации «Flash», повышает эффективность обучения, помогает организовать структурно правильную и выразительную компьютерную презентацию или деловую игру.

Окрыленные успехом студенты стремятся заработать больше бонусов и приступают к дальнейшей самостоятельной работе, значит, фактически трудятся над созданием электронного учебника. Дифференцированный зачёт по радиационной безопасности показал, что студенты очень хорошо усвоили программный материал. Средний балл по потоку выше оценки «6».

Командная работа студентов по созданию компьютерных презентаций, их открытая защита позволяют проявиться синергетическому эффекту от объединения групповых усилий, знаний и принятия совместных решений, т. е. достижения «состояния, при котором целое больше, чем сумма его составных частей», от чего выигрывают все студенты. Такая кооперация в работе микрогруппы значительно эффективнее, чем конкуренция или односторонний монолог.

Резюме

На примере студентов строительного факультета, изучающих радиационную безопасность, показан процесс вовлечения в творческую работу и формирования внутренней мотивации, появления психологической и практической готовности к достижению более качественных результатов в учебе.

Литература

1. Божович Л. И. «Проблемы формирования личности» - М.: институт практической психологии; Воронеж НПО «МОДЭК» 1997 – 352с.
2. Павловский Б. В чем счастье? / Б. Павловский // Вечерний Брест. – 2011. – 9 дек. – с.8.
3. Жук О. Л. Педагогические основы самостоятельной работы студентов: Пособие для преподавателей и студентов. – Мн.: РИВШ, 2005. -112с.

К ВОПРОСУ ОБ ОЦЕНКЕ ВЛИЯНИЯ ФАКТОРОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ НА НАКОПЛЕНИЕ РАСТЕНИЯМИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Е. А. Гончаров, М. А. Жирова
ФГБОУ ВПО МарГТУ, г. Йошкар-Ола

В определении накопительной способности и биоиндикационной ценности растений существует ряд проблем:

- у видов с относительно широкой экологической пластичностью коэффициент накопления (КН) меняется в различных почвенно-экологических условиях;
- накопительная способность существенно зависит от климатических особенностей года;
- в течение сезона содержание радионуклидов в растениях одного и того же вида непостоянно, увеличиваясь от весны к осени, что осложняет выявление индикаторов и сопоставление результатов разных авторов;
- неопределенность в оценку также вносит внутривидовая изменчивость.

С целью изучения влияния факторов внешней среды на накопление растениями радионуклидов была разработана следующая методика.

1. Подготовка субстрата. Для эксперимента была отобрана дерново-слабоподзолистая песчаная почва с территории радиоактивного загрязнения (Чаадаевское лесничество Пензенской области). Выбор данной почвы для эксперимента обусловлен тем, что она имеет свойства наиболее «благоприятные» для подвижности радионуклидов в системе «почва-растение»: низкое содержание глинистых и илистых частиц, органического вещества, элементов питания и низкую кислотность.

Предварительно проводилось выравнивание почвенных свойств и аналитические работы по определению агрохимических свойств и гранулометрического состава исследуемой почвы, определение общей влагоемкости почвы [1], анализ радионуклидного состава спектрометрическим методом [2-5] (таблица 1).

2. Закладка вегетационного опыта. В лабораторных условиях с контролируемым световым и термическим режимом был заложен почвенный вегетационный опыт по изучению влияния увлажнения (% от общей влагоемкости почвы) на накопление радионуклидов в растениях [6]. Выбор данного фактора обусловлен тем, что в почвах различных ландшафтов интенсивность миграции неодинакова, т.к. на распределение радионуклидов в почвенном профиле большое влияние оказывает гидрологический режим почвы [5, 7, 8].

Таблица 1. Характеристика свойств дерново-слабоподзолистой песчаной почвы

Показатель	Значение
Гранулометрический состав, содержание фракции , % <0,01 мм	4,5
Гигроскопическая влажность, %	0,3
Общая влагоемкость почвы, % от абсолютно сухой массы почвы	29,5
pH _{солев}	3,9
Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г почвы	3,6
Гумус, %	1,0
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г почвы	1,2
Обменный Ca ²⁺	1,11
P ₂ O ₅ , мг/100 г	4,7
K ₂ O, мг/100 г	9,1
Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг	163,0±9,1
в т.ч. водорастворимая форма ¹³⁷ Cs, Бк/кг	25,70±9,53
ионообменная форма	30,70±10,11
Удельная активность ⁹⁰ Sr, Бк/кг	4,2±0,9

Для закладки опыта проводилась подготовка пластиковых ёмкостей (устройство дренажа и полива), набивка ёмкостей почвой и их взвешивание. В ёмкости высаживались растения. Для того чтобы устранить влияние внутривидовой изменчивости на результаты эксперимента в качестве посадочного материала были использованы клонированные растения сенполии (рисунок 1).

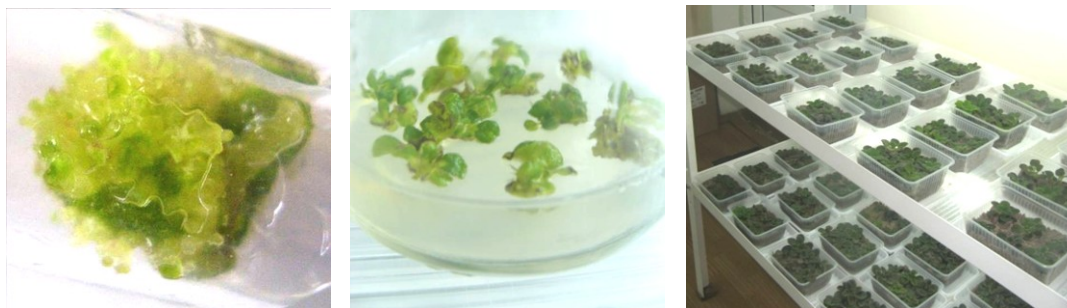


Рис. 1. Получение посадочного материала и ход эксперимента

Использовалась следующая схема опыта. Повторность 3-х кратная. Различное увлажнение почвы задавалось в % от общей влагоемкости. Общая влагоемкость для испытываемой дерново-слабоподзолистой песчаной почвы составила 29,5%. Увлажнение

задавалось на 50, 60, 70, 80 и 90 % уровне. В каждую повторность высаживалось по 12 растений сенполии, которые помещались в микропарнички для адаптации. Полив проводился ежедневно по массе вегетационного сосуда – для поддержания заданной влажности. Длительность опыта – 4 месяца.

3. Снятие эксперимента: определение биометрических, морфометрических показателей растений; пробоподготовка и гамма-спектрометрический анализ растительных образцов.

Оценку поглощения радионуклидов растениями проводили по разности содержания радионуклидов ^{137}Cs в начальном субстрате и в субстрате после эксперимента (с учетом влажности почвы и биомассы растений). Для сопоставления результатов рассчитывался коэффициент накопления КН:

$$\text{КН} = A_{\text{у раст}} / A_{\text{у почв}},$$

где $A_{\text{у раст}}$ – удельная активность радионуклидов в растениях, Бк/кг;

$A_{\text{у почв}}$ – удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг.

Результаты измерений приведены в таблице 2.

Оптимальным уровнем увлажнения для культивирования сенполии по данным эксперимента для песчаной почвы является уровень 80% от общей влагоемкости почвы, при котором наблюдается максимальная продуктивность растений (надземная и корневая фитомасса). С повышением увлажнения снижается интенсивность накопления радионуклидов растениями (в 2-2,4 раза), что в первую очередь связано с эффектом «биологического разбавления» за счет повышения продуктивности (усиления синтеза органического вещества) и содержания воды в тканях растений. При значениях увлажнения близких к экологическому оптимуму интенсивность накопления ^{137}Cs растениями существенно не меняется (рисунок 2).

Таблица 2. Результаты эксперимента по изучению влияния увлажнения на накопительную способность растений

Уровень влажности	Содержание ¹³⁷ Cs в почве				Биомасса растений, г	КН
	до опыта		после опыта			
	А, Бк	Δ, Бк	А, Бк	Δ, Бк		
50%	194,0	9,7	167,0	7,7	15,8	12,4
60%	200,9	10,0	169,0	7,9	26,7	8,8
70%	208,2	10,3	184,1	7,9	30,6	5,1
80%	199,6	9,9	168,9	7,0	36,3	6,0
90%	197,9	9,9	172,1	7,0	33,1	5,4
НСР ₀₅					3,7	2,2

Таким образом, на основании результатов эксперимента разработана методика по оценке влияния увлажнения на интенсивность накопления радионуклидов растениями в условиях лабораторного опыта.

Данная методика может быть реализована для оценки влияния внешних экологических факторов на накопительную способность сельскохозяйственных и хозяйственно ценных лесных видов растений в отношении техногенных радионуклидов.

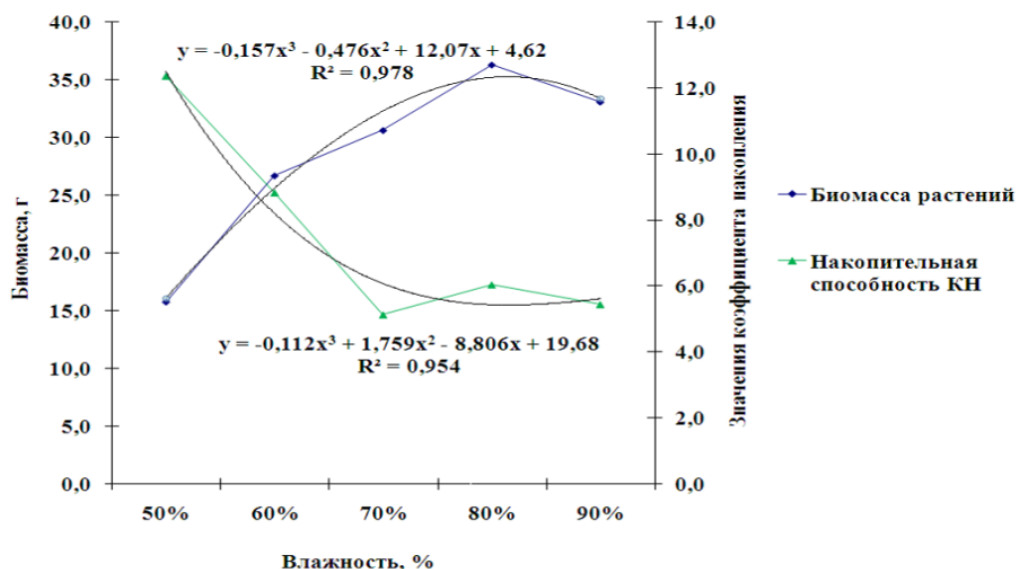


Рис. 2. Влияние увлажнения почвы на биомассу и накопительную способность растений

Литература

1. Вадюнина, А.Д. Методы исследования физических свойств почв / А.Д. Вадюнина, З.А. Корчагина. – М.: Агропромиздат, 1986. - 416 с.
2. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», 2003.
3. Методика приготовления счетных образцов проб почвы для измерения активности ^{90}Sr на бета-спектрометрических комплексах с пакетом программ «Прогресс», 1997.
4. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», 2004.
5. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974. - 215 с.
6. Практикум по агрохимии / Под ред. академика РАСХН В.Г. Минеева. - М.: Изд-во МГУ, 2001. - 689 с.
7. Алексахин, Р.М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. - М.: Наука, 1977. – 144 с.
8. Пристер, В.С. Миграция Cs-137 в системе почва – луговые растения / В.С. Пристер, Г.П. Перепелятников, Н.Д. Клименко // 3 Съезд по радиац. исслед. «Радиобиол., радиоэкол., радиаци. безопас.», Москва, 14-17 окт., 1997: Тез. докл. Т. 2. - Пушкино, 1997. - 473 с.

РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ ПЛОТНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЦЕЗИЕМ-137 НА ОСНОВЕ ПРИМЕНЕНИЯ ПОРТАТИВНЫХ СПЕКТРОМЕТРОВ

Е. А. Гончаров, А. М. Татарников
ФГБОУ ВПО МарГТУ, г. Йошкар-Ола

Актуальность. Основным параметром, характеризующим радиационную обстановку в лесных и агроэкосистемах, является содержание техногенных радионуклидов в почве. Данный параметр оценивается либо через удельную активность почвы (на почвах нарушенным профилем – например сельскохозяйственные территории), либо через поверхностную плотность загрязнения (на ненарушенных почвах – лесные и естественные луговые территории).

Для аварийных радиоактивных выпадений характерна пространственная неоднородность загрязнения [1]. На макроуровне неоднородность связана с удаленностью от источника выброса и метеорологическими условиями выпадения радиоактивных осадков, на микроуровне - в первую очередь с характером растительного покрова (в первую очередь, влияние древесных крон) и микрорельефом [2-4]. Так неравномерность распределения Чернобыльских выпадений на территории РФ, занятой лесами, первоначально колебалась в диапазоне от 22 до 30% [2].

Применяемые на практике методики оценки радиационной обстановки в лесном фонде основаны на отборе объединенных проб со стационарных участков или квартала. При квартальном обследовании учитываются результаты аэрогамма-съемки 1986 г. и коэффициенты пропорциональности, связывающие плотность загрязнения почвы и мощность дозы гамма-излучения [4-6], однако данные подходы не применимы для территорий с уровнями загрязнения почвы по ^{137}Cs менее 185 кБк/м^2 , где техногенный гамма-фон, как правило, перекрывается природным [7]. Определение плотности загрязнения почвы на участке (квартале) также предлагается проводить через вариацию мощности эквивалентной дозы на высоте 1 м, что приводит к необходимости отбора большого числа проб для лабораторных измерений [8].

Альтернативой данным методам может стать разработка новых методик на основе применения наземных радиационных сканеров для обследования лесных участков небольшой площади: от пробных площадей для радиоз экологического мониторинга ($n 0,1$ га) до отводимых делянок ($n 10$ га). Применение наземных сканеров-спектрометров имеет ряд преимуществ над другими методами измерений (аэрогамма-съемка, полевые дозиметрические или лабораторные спектрометрические измерения отобранных проб): позволяют увеличить разрешение съемки, выявлять локальные аномалии при уровнях загрязнения от $n 10 \text{ кБк/м}^2$, повысить точность оценки плотности, автоматизировать процесс и снизить трудоемкость измерений.

В настоящее время для проведения наземной гамма-съемки территории разработано несколько программно-приборных комплексов, которые позволяют проводить в автоматическом режиме измерение мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения, идентификацию и оценку удельной активности радионуклидов по энергии излучения в режиме реального времени.

Объекты исследований. В Среднем Поволжье площадь лесных земель, загрязненных ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 составляет около 200 тыс. га. В той или иной степени пострадали Нижегородская, Пензенская, Ульяновская области, республики Мордовия, Татарстан и Чувашия (рисунок 1). Максимальные загрязнения, как по плотности, так и по площади локализованы на территориях Пензенской и Ульяновской областей [9]. Данные территории относятся к зоне проживания с льготным социально-экономическим статусом. Результаты «дочернобыльских» исследований показывают, что уровень загрязнения Среднего Поволжья составлял 3 кБк/км^2 , т.е. современный уровень загрязнения превышает фоновое значение в 10-50 раз. Особенностью площадного загрязнения является исключительная его мозаичность в зависимости от характера растительности и форм макро- и микрорельефа [1].

Экспериментальные участки были заложены на территории Чаадаевского, Лунинского лесничеств Пензенской области и Майнского лесничества Ульяновской области. Характеристика пробных площадей приведена в таблице 1.

Выбор участков основывался на таксационных материалах и данных о поквартальном радиационном загрязнении лесных территорий, предоставленных отделами радиологии Центров защиты леса Ульяновской и Пензенской областей.

Рис. 1. Карта загрязнения ^{137}Cs (по состоянию на 1986 г.) [1]

Методика исследований. На экспериментальных участках проводилось гамма-спектрометрическое сканирование портативным спектрометром «Мультирад» методами маршрутной и точечной съемок на высоте 1 м, затем - отбор проб почвы стандартным пробоотборником (Ø 40 мм, на глубину 20 см) равномерно в радиусе 0,1, 0,5 и 1 м от вертикальной оси детектора, а также послойный отбор почвенных образцов для оценки распределения радионуклидов по почвенному профилю на стационарном спектрометре «Мультирад».

Все работы выполнялись на базе аккредитованной лаборатории радиационного контроля ЦКП «Экология, биотехнологии и процессы получения экологически чистых энергоносителей» МарГТУ в рамках ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009-2013 годы.

Таблица 1. Характеристика экспериментальных участков

Расположение пробной площади (ПП)	Характер участка	Растительность	Почва
ПП 1 Чаадаевское лесничество Чаадаевское участковое лесничество, кв. 19, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+Б, возраст древостоя 60 лет, полнота 0,7, ТЛУ В ₂	дерново-слабоподзолистая супесчаная
ПП 2 Чаадаевское лесничество Краснооктябрьское участковое лесничество, кв. 193, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 6Б4Лп+С, возраст древостоя 50 лет, полнота 0,6, ТЛУ С ₂	серая лесная средне-суглинистая
ПП 3 п. Чаадаевка Пензенская область	Открытый участок, рельеф ровный	Луговое разнотравье (окультуренный луг)	дерново-слабоподзолистая легкосуглинистая
ПП 4 Чаадаевское лесничество Чаадаевское участковое лесничество, кв. 28, Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+Б, возраст древостоя 100 лет, полнота 0,6, ТЛУ В ₂	дерново-слабо-подзолистая супесчаная
ПП 5 Луниное лесничество, Иссинское участковое лесничество, кв. 71 Пензенская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 6Ос2Дн2Кл, возраст древостоя 60 лет, полнота 0,7, ТЛУ С ₁	темно-серая тяжелосуглинистая
ПП 6 Майнское лесничество, Майнское участковое лесничество, кв. 21, Ульяновская область	Лесной участок рельеф ровный	Состав древостоя 10С+ Б, Дн, возраст древостоя 45 лет, полнота 0,8, ТЛУ В ₂	светло-серая лесная легкосуглинистая

Результаты и обсуждение. В ходе экспериментальных исследований установлено, что в лесных условиях участок площадной съемки методом параллельных маршрутов для оценки пространственной неоднородности загрязнения почвы ^{137}Cs должен иметь размеры не менее 100x100 м (рисунок 1а) и расстояние между ходами не менее 10 м, при меньших параметрах происходит искажение маршрута вследствие рассеивания сигнала GPS-приемника (рисунок 1б). На открытом участке необходимая пространственная точность может быть получена при линейных размерах участка от 20 метров, расстояние между ходами не менее 4 м (рисунок 1в).

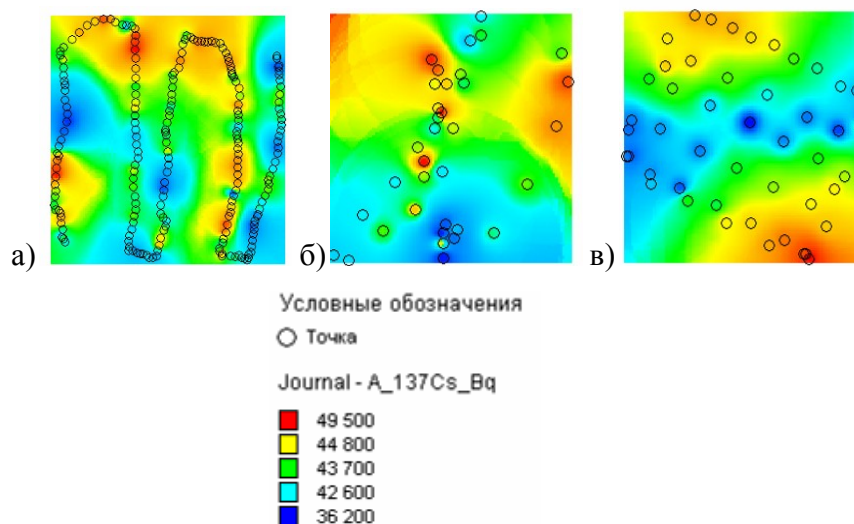


Рис. 2. Карты плотности загрязнения почвы ^{137}Cs (Бк/м²), построенные в MapInfo
а) ПП 1 размер участка 20 x 20 м; б) ПП 1 размер 100 x 100 м; в) ПП 3 размер 20 x 20 м

Также при оценке пространственной неоднородности маршрутным методом необходимо учитывать пространственный «сдвиг» результата расчета плотности загрязнения прибором, который определяется заданным оператором периодом измерения и пройденным расстоянием. Поэтому для повышения точности оценки пространственной неоднородности (до 1-3 м²) необходимо применение съемки по регулярной сетке с использованием прямоугольных координат (с географической привязкой).

Для оценки сопоставимости результатов сканирования и лабораторных измерений на экспериментальных участках проводилась точечная съемка и детальный отбор почвенных образцов для лабораторных измерений. Усредненные результаты по экспериментальным участкам приведены в таблице 2.

Принимая во внимание, что сканер отградуирован на фантоме, имитирующем почвенную поверхность с известной удельной активностью, равномерно распределенной в почвенном слое, необходимо введение поправочного коэффициента, учитывающего распределение радионуклидов по почвенному профилю.

Таблица 2. Результаты полевых и лабораторных измерений

Экспериментальный участок	Результаты оценки плотности загрязнения почвы Р, кБк/м ²		Превышение результатов сканирования над лабораторными измерениями, Р _{скан} / Р _{лаб}
	сканирование на высоте 1 м, Р _{скан}	лабораторные измерения, Р _{лаб}	
ПП 1	52,5±4,4	29,1±3,5	1,81
ПП 2	9,6±2,9	12,6±1,7	0,76
ПП 3	22,2±3,6	29,1±3,5	0,77
ПП 4	25,3±2,6	19,4±2,5	1,30
ПП 5	48,5±3,7	60,8±7,4	0,80
ПП 6	26,4±2,8	25,2±3,4	1,04

Результаты оценки распределения радионуклидов по почвенному профилю приведены в таблице 3.

Таблица 3. Распределение техногенных радионуклидов по почвенному профилю (средние значения по участкам)

Экспериментальный участок, почва	Загрязнения слоя, в пересчете на площадь, кБк/м ²				Доля содержания ¹³⁷ Cs в слое от общего содержания в слое 20 см, %			
	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см	0-5 см	5-10 см	10-15 см	15-20 см
ПП 1, дерново-слабо-подзолистая супесчаная	26,0	4,3	1,0	0,4	82,0	13,5	3,2	1,3
ПП 2, серая лесная среднесуглинистая	4,8	5,1	2,7	1,5	33,9	36,5	19,0	10,5
ПП 3, дерново-слабо-подзолистая легкосуглинистая	11,7	11,2	4,4	1,9	40,1	38,4	15,0	6,5
ПП 4, дерново-слабо-подзолистая супесчаная	14,0	4,3	0,9	0,4	72,3	21,3	4,4	2,0
ПП 5, темно-серая тяжелосуглинистая	23,0	21,4	12,3	3,8	37,9	35,4	20,4	6,3
ПП 6, светло-серая лесная легкосуглинистая	12,1	9,3	3,0	0,6	47,8	37,5	12,1	2,5

По экспериментальным данным был построен график зависимости превышения результатов сканирования над лабораторными измерениями от характера распределения радионуклидов по почвенному профилю (рисунок 3).

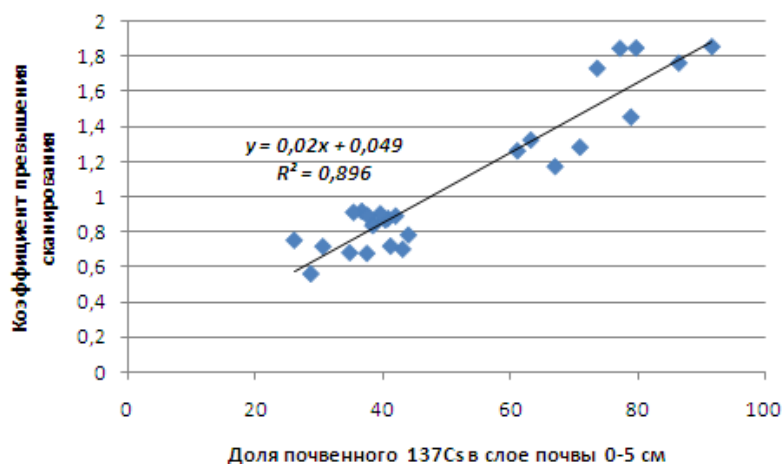


Рис. 3. Зависимость относительного превышения результатов сканирования от характера распределения радионуклидов ¹³⁷Cs по почвенному профилю

Сравнительный анализ результатов позволил выделить 2 характера превышения результатов сканирования над результатами лабораторных измерений.

Завышение результатов сканирования при значениях глубины центра запаса менее 5 см (или доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 50 %); внутри данной группы можно выделить 2 подгруппы: подгруппу 1.1 - завышение результата в 1,7-1,8 раза и подгруппу 1.2 – завышение в 1,2-1,3 раза, чему соответствуют значения доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 70 % и 60-70 %.

Занижение результатов сканирования при значениях глубины центра запаса более 5 см (или доли содержания ¹³⁷Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см менее 50 %); внутри данной группы можно выделить также 2 подгруппы: подгруппу 2.1 – занижение результата на 10-

20 % и подгруппу 2.2 – занижение на 20-30 %, чему соответствуют значения доли содержания ^{137}Cs в слое 0-5 см от слоя 0-20 см более 35-40 % и менее 30 %.

Целесообразность данной группировки подтверждают результаты корреляционного анализа: внутри подгрупп отмечается более тесная положительная связь между результатами сканирования и лабораторных измерений (таблица 4).

Таблица 4. Коэффициенты парной корреляции результатов сканирования и лабораторных измерений

Классификационная категория	Коэффициент	Классификационная категория	Коэффициент
вся выборка 0,68			
группа 1	0,93	группа 2	0,98
подгруппа 1.1	0,98	подгруппа 2.1	0,97
подгруппа 1.2	0,99	подгруппа 2.2	0,99

Следует заметить, что в подгруппу 1.1 входят участки исключительно с супесчаными почвами с преобладанием в древостое сосны обыкновенной (ПП Чаадаевского лесничества), а в подгруппу 2.2 – участки со средне- и тяжелосуглинистыми почвами с преобладанием лиственных пород (ПП Иссинского и Краснооктябрьского лесничеств), что связано с интенсивностью протекания процессов минерализации подстилки (мощность подстилки) и включения минеральных элементов (в т.ч. техногенным радионуклидов) в миграционные процессы в почве. Полученный характер распределения радионуклидов по профилю основных типов лесных почв соответствует данным других исследователей: ^{137}Cs аккумулируется в верхнем 1-2 см (до 5 см) подподстилочном слое, ниже концентрация резко снижается, достигая фоновых значений на глубине 20 см [2, 4]. Однако, данные наших исследований показывают, что в настоящее время на почвах тяжелого гранулометрического состава под лиственной растительностью (ПП Иссинского и Краснооктябрьского лесничеств) более 50% почвенных техногенных радионуклидов расположено глубже 5 см, что может быть связано, в первую очередь, с процессами выноса прочносвязанных радионуклидов с глинистыми частицами, отличающихся повышенной специфической и неспецифической сорбционной способностью, вниз по почвенному профилю. В тоже время на песчаных почвах основная масса радионуклидов сохраняется в подстилке и верхнем подподстилочном горизонте, что связано как с медленными процессами минерализации подстилки, так и доступностью цезия и активным его поглощением (и удержанием) почвенной биотой и корневыми системами растений.

Промежуточное положение занимают легкосуглинистые почвы (ПП Майнское лесничество): запас радионуклидов в 0-5 см слое варьирует от 35 до 63 %, что влияет на показания сканера.

Следует также отметить, что данные закономерности сохраняются и при уровнях загрязнения близких к глобальному фону, что позволяет применять сканирующий комплекс в условиях малофонового загрязнения (менее 37 кБк/м²).

Таким образом, для корректировки результатов полевого сканирования при уровнях загрязнения до 185 кБк/м² целесообразно использовать соотношение:

$$P_{\text{лаб}} = P_{\text{скан}}(0,02x + 0,05)^{-1} \quad (1)$$

где x - доля содержания ^{137}Cs в слое почвы 0-5 см от общего содержания в слое 0-20 см, %.

Данные о характере перераспределения радионуклидов по почвенному профилю можно получить в ходе непосредственного обследования участка или по имеющимся литературным сведениям других исследователей.

Выводы

В ходе исследований доказана возможность применения портативных спектрометров для оценки уровня загрязнения почвы ^{137}Cs , что существенно упрощает проведение радиоэкологических исследований на территориях с ненарушенным и нарушенным почвенным профилем. Наиболее оптимальным приемом как для оценки среднего уровня загрязнения, так и для изучения неравномерности поверхностного загрязнения локального участка является точечная съемка по регулярной сетке.

Предложен алгоритм корректировки результатов полевого сканирования на территориях малофонового загрязнения с учетом характера перераспределения радионуклидов ^{137}Cs в профиле почвы.

Получены данные о распределении ^{137}Cs в основных типах лесных почв Среднего Поволжья в отдаленный период после радиоактивного загрязнения. Установлено, что в верхнем 5 см слое почв песчаного и супесчаного состава сосредоточено более 70 % радионуклидов, легкосуглинистого – 35-60 %, тяжелосуглинистого – 30-40 %.

Целесообразно продолжить исследования по апробации предложенного подхода в условиях радиоактивного загрязнения свыше 185 кБк/м^2 , а также по составлению базы данных поправочных коэффициентов для различных почвенно-экологических условий.

Литература

1. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии. – Люксембург: Офис официальных публикаций Европейской комиссии, 2001 (электронное издание).
2. Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А.И. Щеглов. - М.: Наука, 1999. - 268 с.
3. Израэль, Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред в результате аварии на Чернобыльской атомной станции / Ю.А. Израэль. - М.: Изд-во «Комтехпринт», 2006. - 28 с.
4. Переволоцкий, А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. - 255 с.
5. Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996-2000 гг.). - М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1995. - 34с.
6. Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах // Научно-техническая информация в лесном хозяйстве. Выпуск № 7.- Минск: «БЕЛГИПРОЛЕС». – 2006. – 55с.
7. Малюта, О.В. Радиоэкологические исследования лесных экосистем Среднего Поволжья / О.В. Малюта, Д.Е. Конаков, Е.А. Гончаров // Лесной журнал. – 2010. - № 4. – С. 132-138.
8. Инструкция по отнесению кварталов леса к зонам радиоактивного загрязнения / Утв. Постановлением Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь 03.05.2001 г. № 10
9. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. - М, 2006.- 92с.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗ В НАСЕЛЁННЫХ ПУНКТАХ, РАСПОЛОЖЕННЫХ НА БЕРЕГАХ ЕНИСЕЯ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

А.И. Григорьев¹, Л.В. Панкратов², Ю.С. Ревяко¹, С.Е. Скударнов¹, А.Е. Шишилов³

¹ ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», Красноярск

² Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю, Красноярск

³ ФГУП «Горно-химический комбинат», Железногорск

Радиационная безопасность – важный аспект для обеспечения здоровья населения, особенно, когда люди проживают рядом с таким промышленным гигантом, как ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК). Зона наблюдения (ЗН) ГХК включает территорию с радиусом 20 км вокруг точки газо-аэрозольных выбросов и пойму р. Енисей на протяжении 1000 км от места жидких сбросов комбината. В 20-км части ЗН ГХК расположено 12 сельских населённых пунктов (НП) с общей численностью населения 8,4 тысячи человек и г. Железногорск с населением 102 тыс. человек. На берегах Енисея в границах зоны наблюдения расположено более 30 населённых пунктов, в том числе города Енисейск и Лесосибирск.

Пойма Енисея на протяжении 250 км, от места сброса отходов до впадения Ангары наиболее загрязнена техногенными радионуклидами. Далее на север, как показывают исследования, ситуация существенно изменяется к лучшему. До устья Ангары в пойме Енисея в границах ЗН имеются многочисленные участки аккумуляции техногенных радионуклидов, присутствующих в жидких сбросах комбината. Эти участки объединяются в три аномальные зоны – Балчугскую, Момотово-Казачинскую и Стрелковскую. В 2008–2010 гг. специалистами ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» (далее – Центр гигиены) проведена оценка современных доз облучения жителей шести населённых пунктов (с. Большой Балчуг, с. Кононово, с. Юкеево, с. Казачинское, с. Момотово и рп. Предивинск), расположенных на берегах Енисея в ЗН, на расстоянии от 6 до 185 км от места сброса жидких отходов ГХК. В этих шести НП проживает 8050 человек, что составляет 80% от всего населения, проживающего в пойме Енисея от места сброса до устья Ангары. Таким образом, получена достаточно полная информация о степени влияния техногенного загрязнения Енисейской поймы на дозовые нагрузки населения.

Необходимо отметить, что 15 апреля 2010 г. был остановлен и заглушен последний атомный реактор Горно-химического комбината. Никаких жидких радиоактивных отходов теперь не выпускается в Енисей. Источником техногенного радиоактивного загрязнения теперь являются процессы размыва и переложения многолетних осадков, а также процессы фильтрации и дренирования, проходящие в местах расположения прудов-отстойников и подземных хранилищ.

Радиационная обстановка техногенного происхождения в долине реки Енисей сформировалась за период пятидесятилетней деятельности ГХК как результат нормативных и аварийных сбросов в реку загрязнённых вод реакторного и радиохимического заводов.

Обследование радиационной обстановки в пойме реки впервые проводилось в 50-х годах прошлого столетия, вскоре после запуска первого ядерного реактора. Результаты исследований, периодически проводимых на этой территории вплоть до конца 80-х годов, остались практически неизвестны. С начала 90-х годов начали появляться публикации о радиационной обстановке на данной территории. До 2008 года выводы по результатам исследований достаточно сильно отличались друг от друга, поэтому достоверной информации о дозах техногенного облучения жителей населённых пунктов, расположенных на берегах Енисея в зоне наблюдения ГХК не было.

пунктов был обусловлен тем, что в них проживает 80% от всех людей, проживающих на участке р. Енисей на расстоянии от 60 до 140 км от места сброса жидких отходов ГХК. Село Юкеево расположено в зоне аккумуляции техногенных радионуклидов, а рп. Предивинск расположен в зоне транзита на противоположном берегу реки (см. рис. 2).

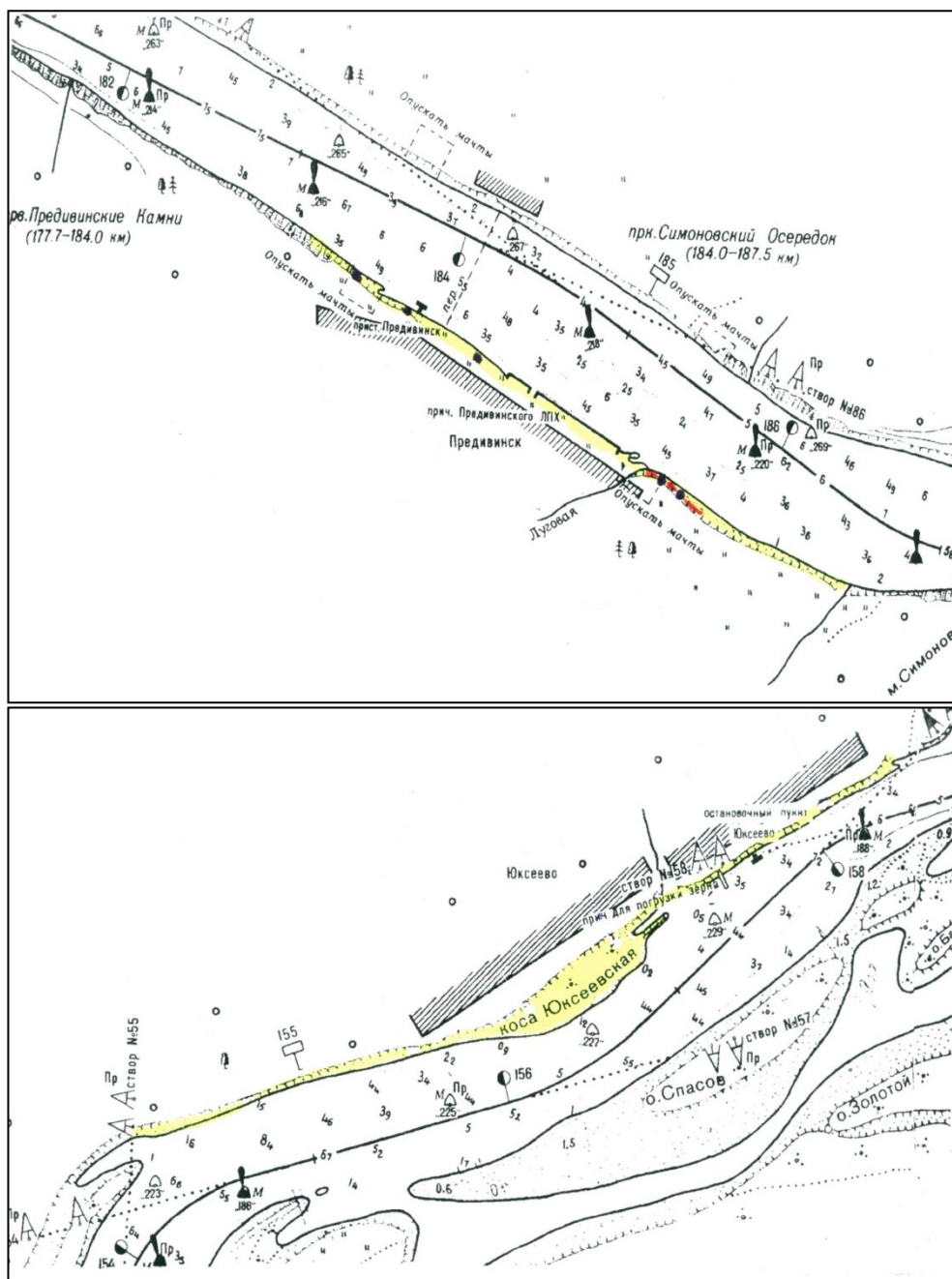


Рис. 2. Расположение с. Юкеево (вверху) и рабочего посёлка Предивинск (внизу) на берегах Енисея

В 2010 году были исследованы условия проживания населения в с. Казачинское (левый берег Енисея) и с. Момотово (правый берег Енисея). Ещё в начале 2000-х годов на берегах Енисея в пределах указанных сёл были обнаружены участки с аномальным радиоактивным фоном. В границах и в окрестностях указанных НП есть и заросшие протоки, и острова, что приводило к аккумуляции техногенных радионуклидов (см. рис. 3).

Итак, целью проведенных исследований была оценка современных доз облучения населения, проживающего в НП Большой Балчуг, Кононово, Юкеево, Предивинск,

Момотово, Казачинское и определение вклада техногенного облучения, обусловленного деятельностью ГХК. Гидродинамические, географические, геологические и даже экономические характеристики, присущие изученным населённым пунктам, перекрывают практически весь диапазон их возможных изменений от места сброса до устья Ангары.

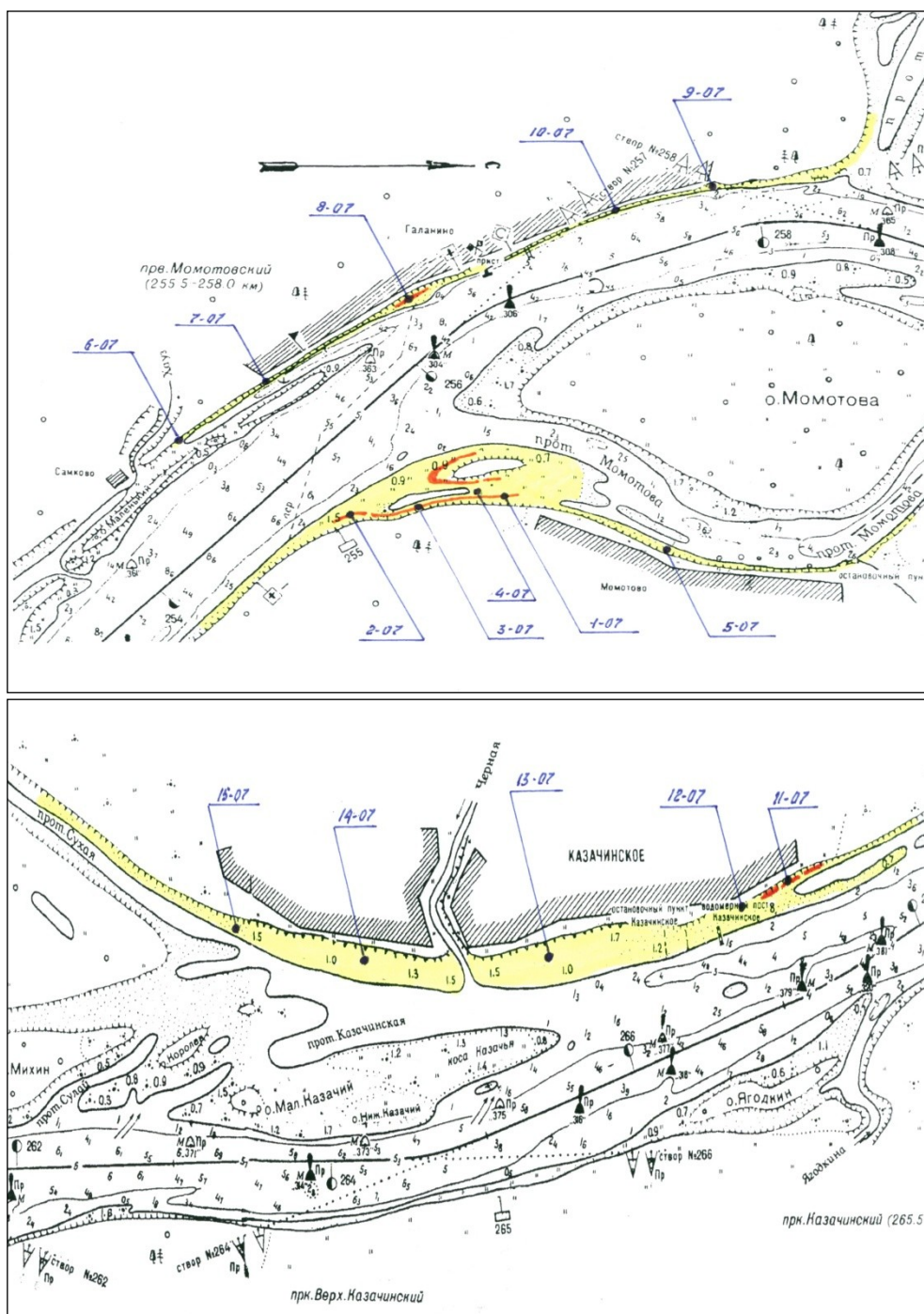


Рис. 3. Расположение с. Казачинское (вверху) и с. Момотово (внизу) на берегах Енисея

Задачи и методы исследования

Основными задачами исследования являлись:

Выделение критической и контрольной групп жителей, проживающих в населенных пунктах, основная деятельность которых не связана с выездом за пределы населённого пункта (НП).

Проведение анкетирования и расчёт долей времени, которые человек проводит вне НП, на территории НП и в закрытых помещениях. Расчёт среднего годового потребления продуктов питания для обеих групп.

Проведение гамма-съемки береговой полосы, приусадебных участков, отбор и исследование проб почвы, воды и основных продуктов питания.

Определение мощности дозы внешнего гамма-излучения и эквивалентной равновесной объёмной активности (ЭРОА) радона в жилых и общественных помещениях НП.

Расчёт доз облучения жителей от внешних и внутренних источников облучения, выявление, при возможности, вклада техногенных источников, связанных с деятельностью ГХК.

Выбор аппаратуры и методов, использованных при выполнении научно-исследовательской работы, определялся необходимостью проведения полного радиационного исследования зоны наблюдения.

Гамма-съемка береговой полосы. Участки техногенного радиоактивного загрязнения в пойме Енисея обычно имеют точечный или вытянутый вдоль берега реки характер. Они, как правило, локализуются на границе отложений высокой и низкой пойм, реже у кромки воды. Гамма-съемка выполнялась с использованием поисковых радиометров типа «СРП 68-01».

Точные измерения мощности дозы выполнялись в отдельных точках с использованием цифрового профессионального дозиметра «ДРГ-01Т1».

Гамма-съемка приусадебных участков. Гамма-съемка приусадебных участков выполнялась по всей площади участка с равномерно распределенными точками измерения гамма-фона. Между точками выполнялся непрерывный контроль гамма-фона с использованием дозиметра «ДРГ-01Т1».

Отбор проб. Отбор проб грунта производился цилиндрическим пробоотборником диаметром 64 мм до глубины 5÷10 см.

Отбор проб пищевых продуктов и воды производился в соответствии с методическими рекомендациями.

Лабораторные исследования. Определение активности дозообразующих природных и техногенных радионуклидов в пробах осуществлялось с использованием метода гамма-спектрометрического анализа и метода радиохимического определения ^{90}Sr .

Определение общей (суммарной) α - и β -активности воды выполнялось путем упаривания пробы воды до сухого остатка для концентрирования присутствующих радионуклидов и измерения скорости счета α - и β -излучения полученного образца с использованием низкофонового радиометра «Berthold LB-770» (Германия).

Определение мощности дозы внешнего гамма-излучения в помещениях выполнялось с использованием термолюминесцентной дозиметрии со временем экспозиции дозиметров не менее 1 месяца. Для измерения накопленных доз использовался аппаратный комплекс АКВДК-201.

ЭРОА радона в жилых и общественных помещениях определялась интегральным методом – посредством длительного (не менее 1 месяца) экспонирования трековых радиометров радона с последующим использованием искровой техники подсчёта треков.

Результаты исследования

При изучении доз облучения населения, среди жителей всех НП были выделены две группы: контрольная и критическая в количестве не менее 15 человек. К критической группе были отнесены люди, проводящие значительную долю времени на берегах Енисея, где наблюдался повышенный радиационный фон, обусловленный радиоактивным загрязнением поймы; эти люди преимущественно являлись рыбаками или грибниками. Проведенное анкетирование позволило выделить критические группы и связать их с

величиной потребления рыбы местного улова, грибов и ягод. Не всегда эта связь была очевидной, но чаще – она наблюдалась. На рисунках 4 – 10 приведены диаграммы распределения жителей одного из НП по потреблению основных дозообразующих продуктов питания.

Из диаграмм видно, что потребление картофеля, хлеба, молока и мяса не зависит от отнесения к той или иной группе, но увеличенное потребление рыбы и дикоросов есть критический признак, совпадающий с резко увеличенным средним временем пребывания за пределами села.

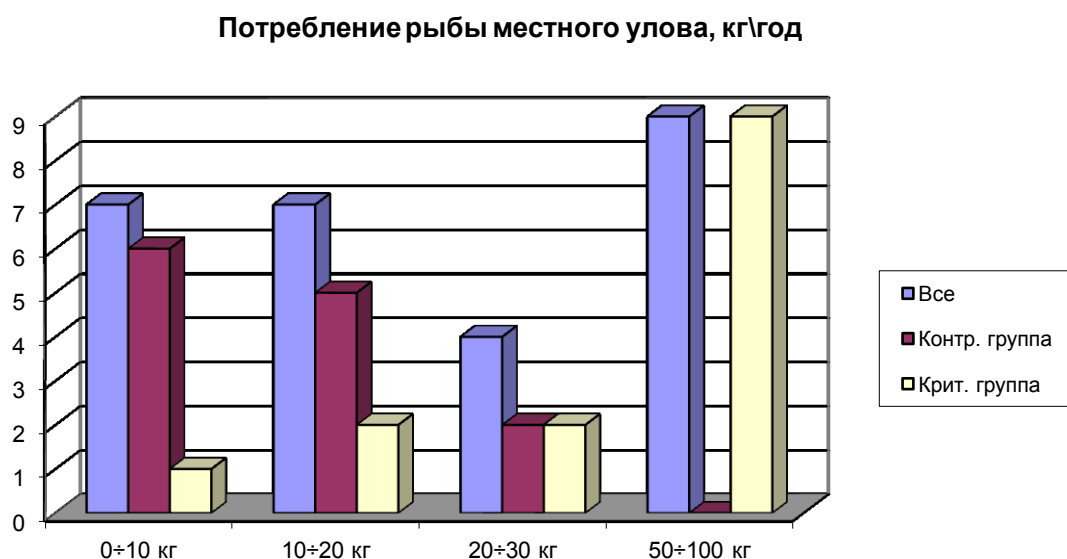


Рис. 4. Распределение жителей НП по потреблению рыбы

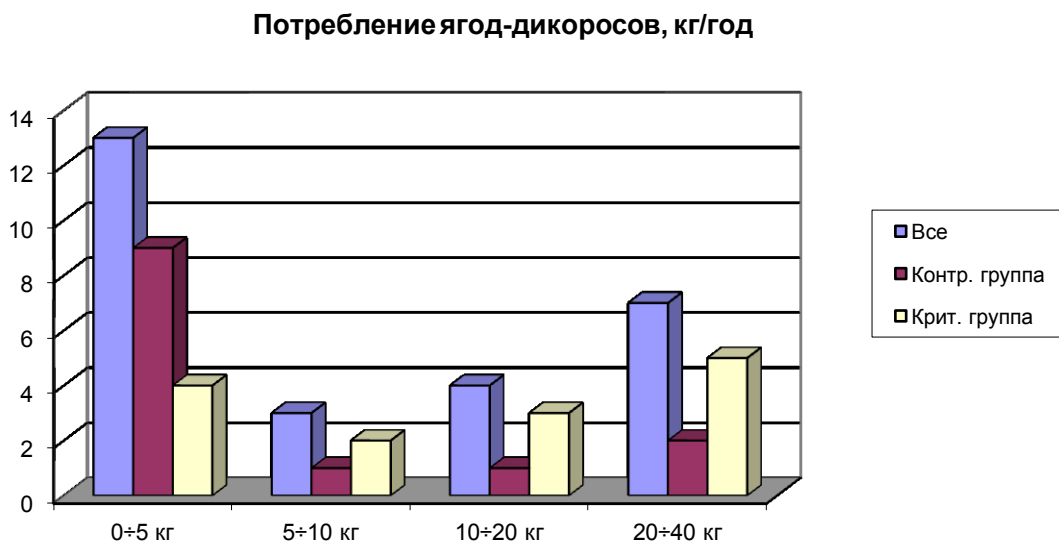


Рис. 5. Распределение жителей НП по потреблению ягод-дикоросов

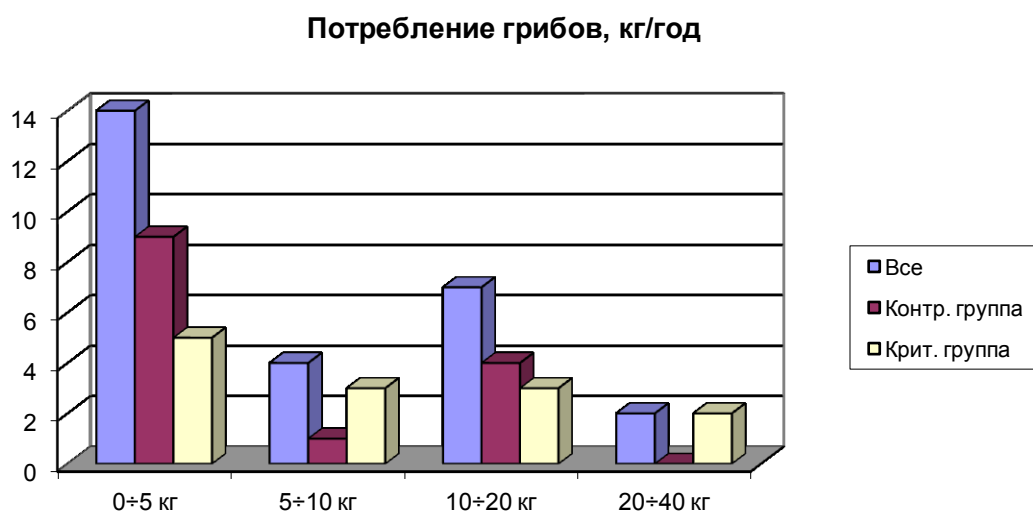


Рис. 6. Распределение жителей НП по потреблению грибов

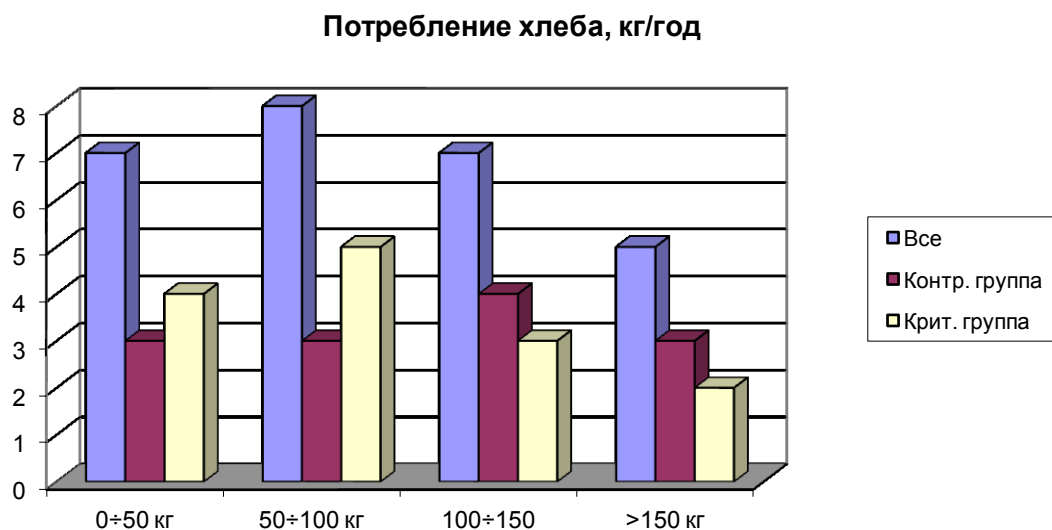


Рис. 7. Распределение жителей НП по потреблению хлебных изделий

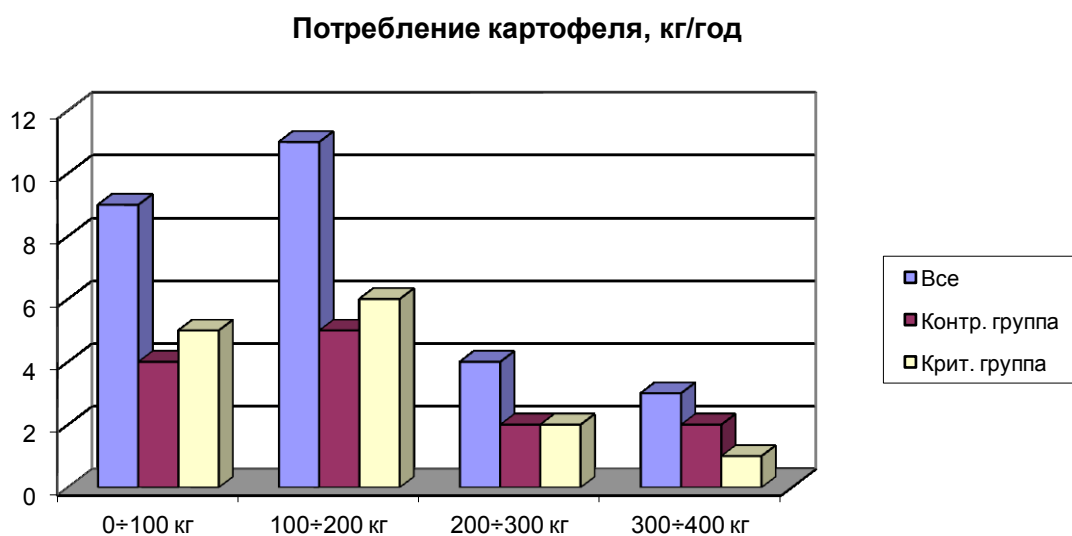


Рис. 8. Распределение жителей НП по потреблению картофеля

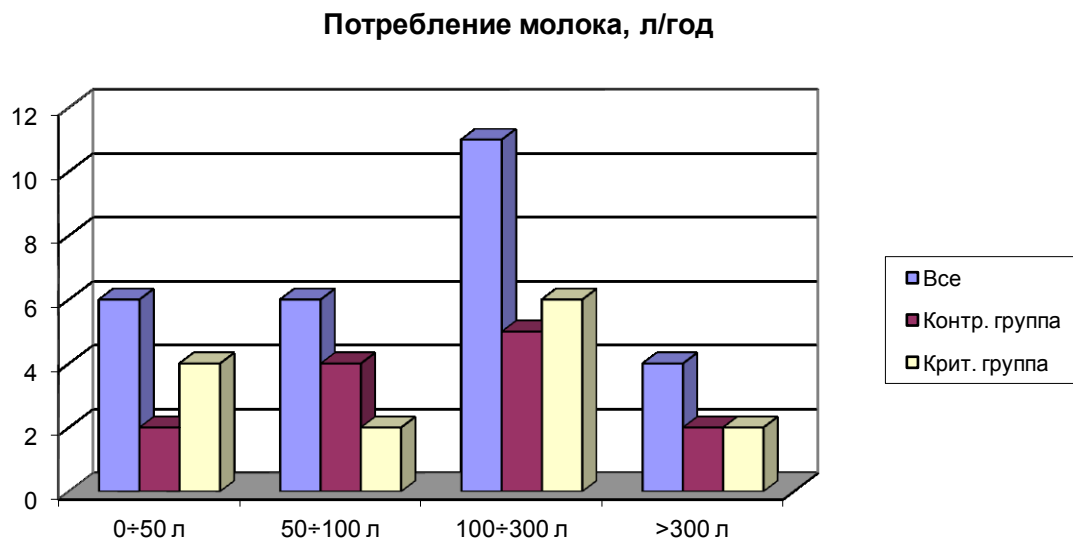


Рис. 9. Распределение жителей НП по потреблению молока

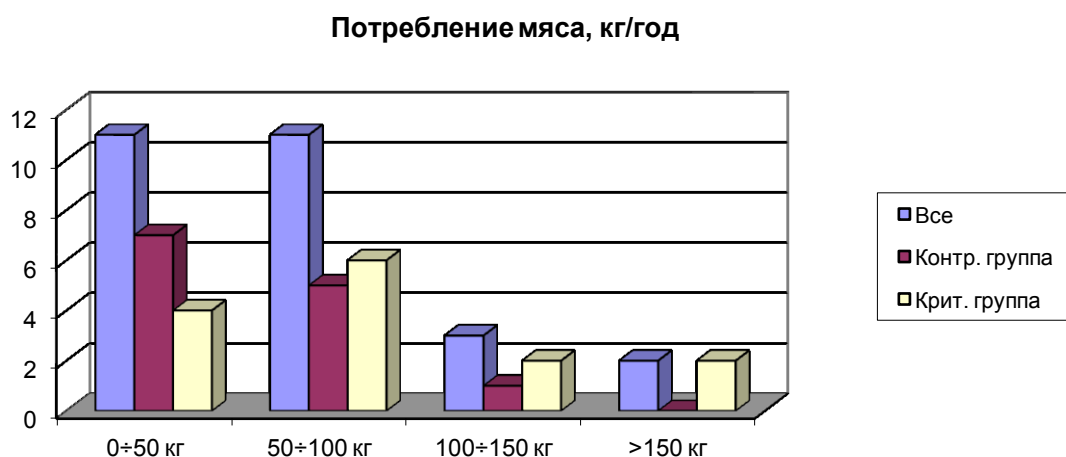


Рис. 10. Распределение жителей НП по потреблению мяса

Село Большой Балчуг

На примере села Большой Балчуг рассмотрим расчёт среднегодовой дозовой нагрузки жителей

Жилая зона села занимает площадь около 60 га и включает 36 частных домов. В них проживает от 130 до 150 человек в зависимости от времени года. Основной источник питания жителей – продукция личных подсобных хозяйств (овощи, мясо, молоко), дикоросы (грибы, ягоды) и рыба, вылавливаемая в Енисее. На берегу было выявлено не менее восьми аномалий, мощность дозы и удельная активность в которых выше средних значений в селе. Особенность загрязнения почво-грунтов береговой полосы села заключается в том, что местоположения участков с повышенными значениями мощности дозы и удельной активности ^{137}Cs от года к году изменяется. Это объясняется тем, что высокие уровни техногенных радионуклидов почво-грунтов связаны с присутствием в них высокоактивных «горячих» частиц, переносимых течением реки, особенно в периоды половодий.



Рис. 11. Панорама села Большой Балчуг.

При изучении доз облучения населения, жители села были разделены на две группы: контрольную и критическую. К критической группе были отнесены люди, проводящие значительную долю времени на берегах Енисея, где наблюдался повышенный радиационный фон; и при этом, потребляющие не менее 50 кг/год рыбы, 25 кг/год грибов и 25 кг/год ягоды.



Рис. 12. Протока в Балчугской пойме. Здесь ходят рыбаки и грибники. Мощность дозы здесь достигает 0,3 мкЗв/час.



Рис. 13. Слой радиоактивного загрязнения, пронизывающий всю пойму Енисея

Выделение техногенной составляющей во внешнем облучении производилось на основании того факта, что большая мощность дозы на береговой полосе или в пойме по сравнению с мощностью дозы на территории села или на подворьях обусловлена именно излучением техногенных радионуклидов, в основном, цезия-137. Так в Большом Балчуге средняя мощность дозы на территории села составляла 0,10 мкЗв/час, а на береговой полосе – 0,22 мкЗв/час. Техногенная составляющая внутреннего облучения рассчитывалась на основании рациона питания, определённого путём анкетирования, и результатов лабораторных исследований основных продуктов питания жителей.

По результатам измерений и лабораторных исследований были рассчитаны данные, представленные в таблице 1.

Таблица 1. Среднегодовая доза облучения жителей села Большой Балчуг, мЗв/год.

Виды и источники облучения		Среднегодовая доза облучения, мЗв/год	
		Критическая группа	Контрольная группа
Внешнее облучение	Полная	0,69	0,65
	в т.ч. за счет ТРН, связанных с деятельностью ГХК	0,053	0,011
Внутреннее облучение	Радон и его ДПР	3,07	3,07
	Природные радионуклиды в продуктах питания и питьевой воде	0,12	0,12
	техногенные радионуклиды в продуктах питания	0,058	0,045
	⁴⁰ К в организме	0,17	0,17
ИТОГО:		4,16	4,07

Полные индивидуальные среднегодовые дозы облучения жителей села Большой Балчуг равны 4,16 мЗв/год (критическая группа населения) и 4,07 мЗв/год (контрольная

группа населения). При этом вклад в полную дозу облучения, обусловленный техногенным радиоактивным загрязнением, связанный с деятельностью ГХК, равен 0,11 и 0,06 мЗв/год для критической и контрольной групп соответственно. Индивидуальный риск для населения за счет техногенных источников излучения составил для критической группы $0,6 \cdot 10^{-5}$ случаев, а для контрольной группы – $0,3 \cdot 10^{-5}$ случаев. Согласно существующим нормам, пределы доз облучения населения в течение года устанавливаются исходя из значения индивидуального пожизненного риска, равного $5,0 \cdot 10^{-5}$ случаев.

Исследования, проведенные в 2005 и 2007 гг., дали более высокие оценки среднегодовой дозы техногенного облучения жителей села: 0,44 мЗв/год для 2005 г. и 0,27 мЗв/год для 2007 г. Уровень вмешательства, приведённый в «Нормах радиационной безопасности (НРБ-99)», составляет 0,3 мЗв/год. При превышении этого уровня необходимо проведение защитных мероприятий по ограничению облучения населения. Можно предположить, что оценка техногенного вклада в дозу жителей села с каждым годом становилась всё корректнее, и последняя оценка представляет собой наиболее достоверную величину.

Аналогичные исследования и расчёты были проведены в пяти других населённых пунктах, расположенных по обоим берегам Енисея. В с. Кононово расчёты не показали ощутимой разницы между критической и контрольной группами. В населённых пунктах Юксеево, Предивинск, Казачинское полная доза жителей контрольной группы оказалась даже несколько выше дозы жителей критической группы, что обусловлено повышенной долей облучения за счёт дочерних продуктов распада (ДПР) радона, так как жители, отнесённые к контрольной группе, находятся внутри зданий большую часть времени по сравнению с рыбаками и грибниками.

В таблице 2 приведена сводная информация по 6-ти исследованным населённым пунктам.

Таблица 2. Дозы облучения жителей 4-х населённых пунктов, расположенных в ЗН ГХК

Нас. пункт	Группа	Индивидуальная среднегодовая доза, мЗв/год		Индивидуальный пожизненный риск, $\cdot 10^{-5}$ случаев
		полная	в т.ч. за счёт ТРЗ ГХК	
Большой Балчуг	крит.	4,16	0,11	0,6
	контр.	4,07	0,06	0,3
Кононово	крит.	2,98	0,04	0,2
	контр.	2,98	0,04	0,2
Юксеево	крит.	2,31	0,10	0,6
	контр.	2,41	0,05	0,3
Предивинск	крит.	2,18	0,06	0,3
	контр.	2,26	0,03	0,2
Момотово	крит.	2,46	0,07	0,4
	контр.	2,45	0,04	0,2
Казачинское	крит.	2,38	0,07	0,4
	контр.	2,53	0,03	0,2

Полные среднегодовые дозы облучения населения, проживающего в исследованных населенных пунктах, меньше индивидуальной среднегодовой дозы облучения жителей Красноярского края, которая по данным «Радиационно-гигиенического паспорта Красноярского края» в 2010 г. составляла 4,18 мЗв/год, в 2009 г. – 4,77 мЗв/год, в 2008 г. – 5,23 мЗв/год (без вклада дозы медицинского облучения). Дополнительный вклад в дозу облучения населения, обусловленный деятельностью ГХК, не превышает 4,5 % от полной дозы, а по абсолютной величине не достигает уровня вмешательства, равного 0,3 мЗв/год.

Необходимо отметить, что осуществлённое выделение техногенной составляющей дозы населения, обусловленной деятельностью ГХК, носит искусственный характер. Во-первых, дозовая нагрузка контрольной группы во всех населённых пунктах оказалась либо практически равной, либо даже несколько выше, чем критической группы, так что само понятие «критичность» не говорит о большем риске возможных последствий облучения. Во-вторых, абсолютная величина рассчитанной техногенной компоненты составляет 1 – 4% от полной дозы, что говорит о возможной статистической незначимости выделенной компоненты. И наконец, дополнительная мощность дозы, обусловленная ТРН, на береговой полосе исследованных сёл не превышает 23% от измеряемой величины, что в 1,5 раза меньше декларируемой ошибки воспроизводимости используемого дозиметра.

Выводы

Современные дозы облучения населения, проживающего в НП Большой Балчуг, Кононово, Юксеево, Предивинск, Момотово, Казачинское, расположенных на удалении до 200 км от санитарно-защитной зоны Горно-химического комбината, не вызывают никаких опасений с точки зрения радиационной гигиены. Величина техногенной составляющей ниже уровня вмешательства и будет продолжать уменьшаться за счёт экранирующего действия реки.

Однако наблюдение за радиационной обстановкой в данных населенных пунктах необходимо обязательно проводить, так как во время половодий возможен перенос техногенных радионуклидов и изменение глубины их залегания, и, как следствие этого, существенное изменение гамма-фона на некоторых участках. Тот радиоактивный слой, который много десятков лет откладывался в пойме р. Енисей, не растворился и не ушёл в Карское море. Он остаётся на месте большим радиоактивным запасом и будет ещё долгие годы влиять на человеческую жизнь.

ЭФФЕКТЫ ХРОНИЧЕСКОГО И ОСТРОГО РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ У ПРЕСНОВОДНОГО МОЛЛЮСКА *LYMNAEA STAGNALIS* L

Д.И. Гудков¹, Е.В. Дзюбенко¹, Т.В. Пинкина², Н.Л. Шевцова¹, Л.С. Чепига³, А.Б. Назаров⁴

¹Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев,

²Житомирский национальный агроэкологический университет, г. Житомир,

³Национальный авиационный университет, г. Киев,

⁴ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» МЧС Украины, г. Чернобыль

Пресноводные моллюски являются удобными объектами как экспериментальных радиационно-токсикологических исследований, так и радиоэкологического мониторинга водных экосистем, находящихся в условиях влияния предприятий ядерного топливного цикла. Благодаря широкому распространению, способности накапливать практически все радионуклиды, присутствующие в среде обитания, а также высокой биомассе, этой группе

беспозвоночных принадлежит важная роль в процессах биогеохимической миграции радиоактивных веществ в пресноводных экосистемах.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС водные объекты, оказавшиеся на пути формирования радиоактивного выброса, подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению. При этом экосистемы замкнутых водоемов Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО), несмотря на 26-летний период минувший после аварии, продолжают характеризоваться высокими уровнями содержания радиоактивных веществ во всех компонентах. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr – химический аналог кальция, накапливающийся в раковинах и в значительных количествах присутствующий в донных отложениях водоемов. Концентрирование радиоактивных веществ водной биотой может обуславливать критические дозовые нагрузки на организмы, обладающие высокими коэффициентами накопления радионуклидов и/или обитающие в экологических зонах с повышенными уровнями внешнего облучения. Особый интерес для современной радиобиологии представляет сравнительный анализ эффективности острого и хронического радиационного воздействия.

Материал и методы исследований. Основные исследования выполнены в период 1998–2010 гг. на следующих водоемах ЧЗО: оз. Азбучин, Яновский затон, водоемы Красненской поймы р. Припяти – Красненская старица, озера Глубокое и Далекое-1, а также реки Уж (с. Черевач) и Припять (г. Чернобыль). В качестве контрольных водоемов для сравнительного анализа цитогенетических, гематологических, морфометрических и репродуктивных показателей использовали ряд озер с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения, расположенных в г. Киеве и его окрестностях – Вырлица, Голосеевское, Опечень, Пидбирна, а также реки Тетерев (г. Житомир) и Альта (г. Переяслав-Хмельницкий). Объектом исследований был брюхоногий моллюск прудовик обыкновенный (*Lymnaea stagnalis* L.).

Измерение удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в пробах моллюсков и мощности внешней дозы γ -излучения выполняли при помощи методик изложенных в работах [1–3], оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных в тканях и содержащихся в воде радионуклидов проводили по методике [4]. Острое облучение синкапсул и взрослых особей моллюсков выполняли на установке ИЛУ-6 в диапазоне доз 3–300 Гр. Мощность поглощенной дозы составляла 0,69 Гр/сек.

Для цитогенетических исследований использовали эмбрионы прудовика обыкновенного преимущественно на стадии трахофоры и велигера. Фиксацию материала осуществляли на месте отбора проб смесью этилового спирта и ледяной уксусной кислоты (3:1). Окраску цитологических препаратов выполняли 1 % ацетоорсеином. Анализ частоты аберраций хромосом в препаратах проводили в клетках на стадиях анафазы и телофазы митоза [5]. Гематологические исследования выполняли с использованием мантийной жидкости взрослых особей моллюсков, фиксированной раствором Карнуа. Препараты окрашивали азур-эозином по Романовскому-Гимза [6]. Анализ соотношения различных групп гемоцитов и их классификацию выполняли по методике [7].

Результаты исследований. Мощность поглощенной дозы для взрослых моллюсков за счет внешних и внутренних источников облучения за период исследований регистрировали в следующих диапазонах: оз. Глубокое – 350–420; оз. Азбучин – 55–78; оз. Далекое-1 – 35–58; Яновский затон – 6–12; р. Припять – 0,5–0,7; р. Уж – 0,3–0,5; контрольные водоемы – 0,03–0,04 мкГр/ч.

Выполненные цитогенетические исследования свидетельствуют о повышенном уровне аберраций хромосом у прудовиков из замкнутых водоемов ЧЗО по сравнению с моллюсками контрольных озер. За период исследований наибольшие значения зарегистрированы для беспозвоночных оз. Глубокое, в клетках которых частота аберраций в 2001 г. достигала 27 %, что более чем в 10 раз превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов. Средние значения для моллюсков из наиболее

загрязненных озер Зоны отчуждения составляли около 23, 21, 20 и 18 %, соответственно для озер Азбучин, Далекое-1, Глубокое и Яновского затона. Эмбрионы моллюсков в реках Уж и Припять характеризовались сравнительно невысоким средним уровнем аберрантных клеток, который составлял соответственно 2,5 и 3,5 %. Для моллюсков контрольных озер этот показатель равнялся в среднем около 1,5 %, с максимальными значениями до 2,3 % (рис. 1).

На протяжении 1998–2010 гг. отмечена тенденция снижения частоты хромосомных aberrаций в эмбрионах прудовиков, отобранных в замкнутых водоемах ЧЗО. Выполненный регрессионный анализ имеющихся данных позволил получить прогнозные оценки снижения частоты хромосомных aberrаций у моллюсков исследуемых водоемов до спонтанного уровня (2,0–2,5%) [8], присущего водным организмам в условиях естественного радиационного фона. По нашим данным в озерах, расположенных на территории левобережной поймы р. Припяти (оз. Глубокое и оз. Далекое-1), наиболее загрязненной радионуклидами, спонтанный уровень частоты хромосомных aberrаций может быть достигнут в 60-х–70-х годах, а в Яновском затоне и оз. Азбучин – в 20-х–30-х годах текущего столетия.

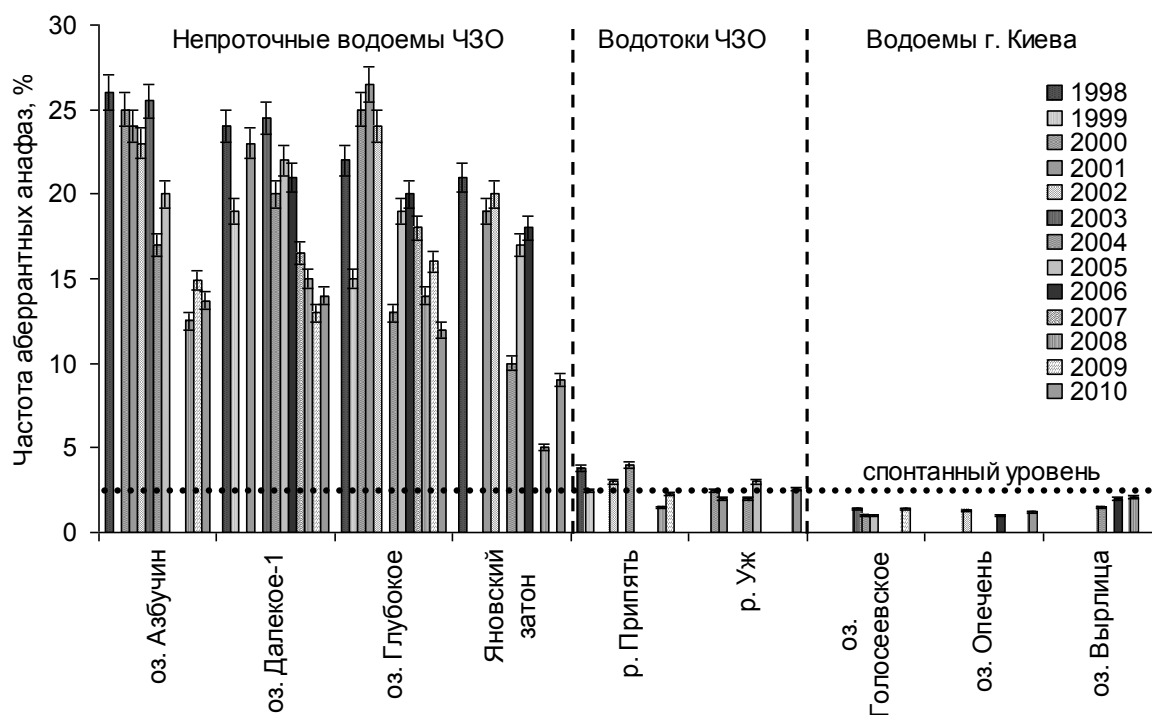


Рис. 1. Частота аберрантных анафаз у эмбрионов моллюсков в водоемах ЧЗО и озерах г. Киева в период 1998–2010 гг.

Наиболее высокую достоверность имеет экспоненциальная экстраполяция данных, полученных за 13-летний период для моллюсков оз. Азбучин ($R^2 = 0,758$). Результаты вычислений для других замкнутых водоемов имеют невысокую достоверность аппроксимации ($R^2 = 0,196, 0,384$ и $0,488$, соответственно для озер Глубокое, Далекое-1 и Яновского затона) однако заслуживают внимания, поскольку прогноз частоты хромосомных aberrаций для Яновского затона подобен с таковым для оз. Азбучин. А поскольку эти водоемы имеют сходные тенденции процессов самоочищения, это может влиять на динамику частоты хромосомных aberrаций у моллюсков. В озерах Глубокое и Далекое-1 более медленные темпы снижения частоты хромосомных aberrаций могут быть

обусловлены особенностями динамики удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем, свидетельствующие о стагнации автореабилитационных процессов на одамбированной территории левобережной поймы р. Припять.

Отмечена положительная корреляция между частотой aberrантных анафаз и мощностью поглощенной дозы у эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО. Дозовая зависимость количества aberrантных клеток в эмбриональных тканях моллюсков наиболее соответствует степенной функции (рис. 2).

Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трахофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных aberrаций от 11,2 до 63,4% (рис. 3). Частота aberrантных анафаз у эмбрионов моллюсков в контроле составила 1,2% и не превышала спонтанный уровень хромосомного мутагенеза. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трахофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызвала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. после облучения. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

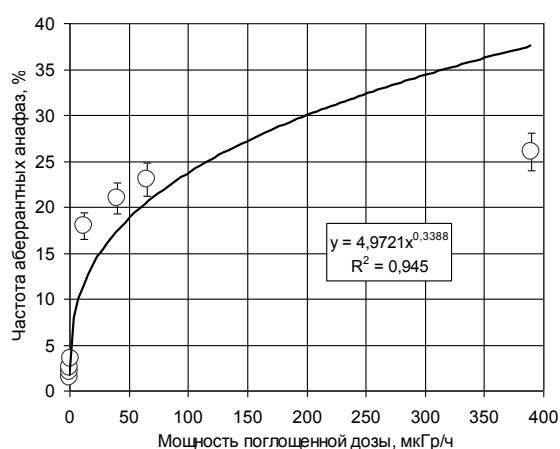


Рис. 2. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от мощности поглощенной дозы в водоемах ЧЗО

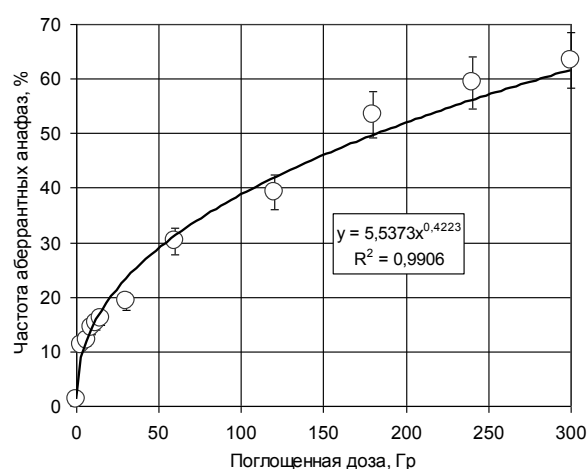


Рис. 3. Зависимость частоты aberrантных анафаз в эмбриональных тканях прудовика обыкновенного от поглощенной дозы при остром облучении

В клетках эмбрионов из наиболее загрязненных водоемов ЧЗО среди основных типов хромосомных aberrаций наблюдали преобладание мостов над фрагментами, а также образование значительного количества множественных aberrаций, что считается специфическим проявлением биологического воздействия ионизирующего излучения (рис. 4). В этом отношении показательны эмбрионы моллюсков из рек Уж и Припять, отобранные в пределах ЧЗО, которые, несмотря на практически фоновые уровни радионуклидного загрязнения, также характеризуются незначительным количеством клеток с множественными aberrациями. У моллюсков из всех контрольных водоемов наличие клеток с множественными aberrациями не регистрировали.

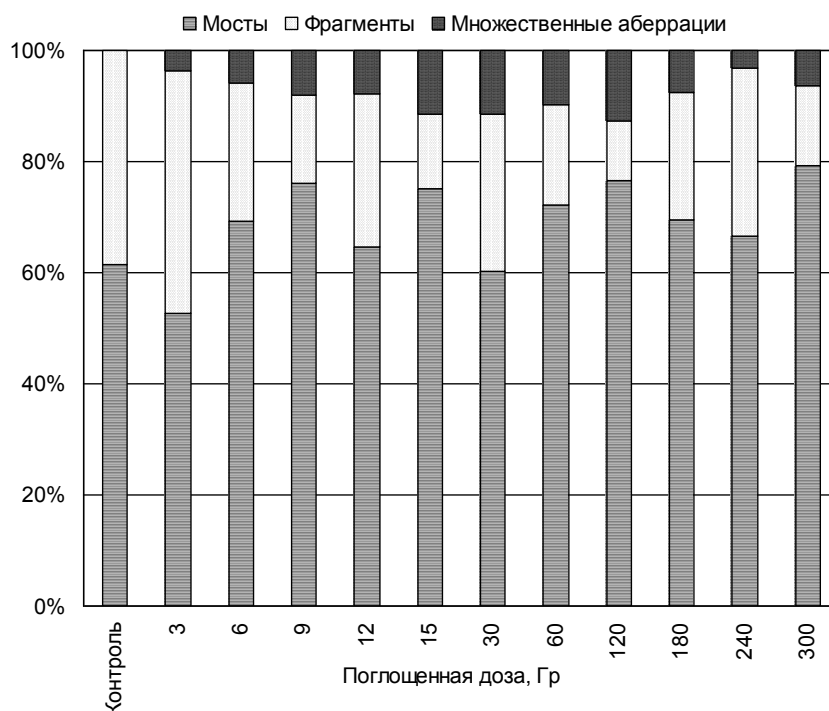


Рис. 4. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного в водоемах с различным уровнем радионуклидного загрязнения в период 1998–2010 гг.

Описанную тенденцию также подтверждают данные экспериментального облучения моллюсков, в результате которого происходил рост выхода aberrантных мостов и множественных aberrаций с повышением поглощенной дозы. При действии острого облучения около 55–80 % общего количества aberrаций приходилось на мосты, 10–40% – на фрагменты и 4–17% составили множественные aberrации. В контроле общее количество мостов и фрагментов составило, соответственно 60 и 40%, а множественные aberrации отсутствовали (рис. 5).

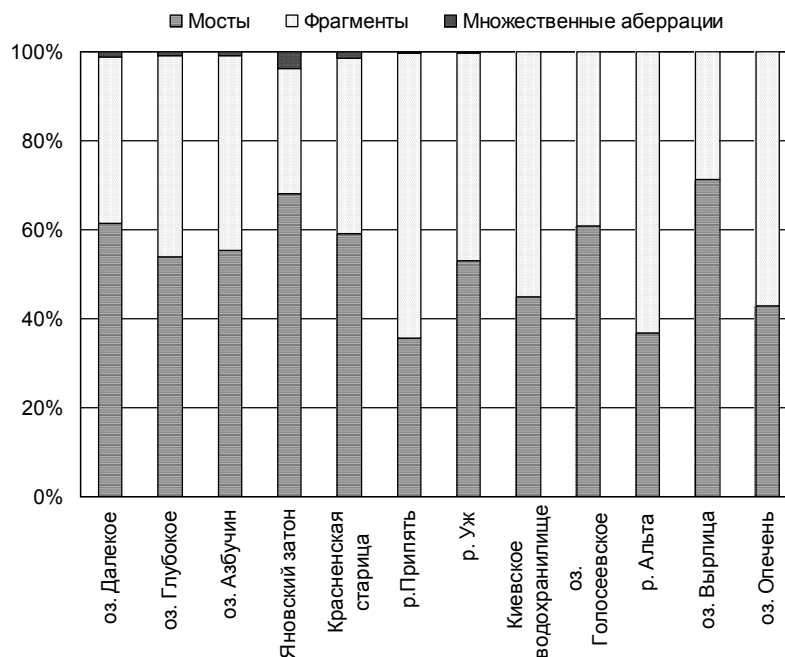


Рис. 5. Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках эмбрионов прудовика обыкновенного при действии острого экспериментального облучения

Сравнительный анализ состава форменных элементов гемолимфы прудовика обыкновенного показал, что у моллюсков из замкнутых водоемов ЧЗО доля мертвых агранулоцитов достигает 43,8 %, а количество фагоцитов – 45,0 %. Аналогичные показатели у моллюсков из контрольных водоемов были значительно ниже и составили соответственно в среднем около 5,3 и 4,2 %. Количество молодых амебоцитов у моллюсков ЧЗО было, наоборот, невысоким – до 20 %, в то время как у моллюсков контрольных водоемов достигало 89,6 % (рис. 6). В целом, анализ форменных элементов мантийной жидкости исследованных прудовиков, свидетельствует о существенном изменении состава гемолимфы моллюсков из наиболее загрязненных озер ЧЗО.

На протяжении 2009–2010 гг. анализировали морфологические показатели и наличие аномалий кладок прудовика обыкновенного: деспирализацию или слабую спирализацию тяжа с яйцевыми капсулами; многорядность размещения яйцевых капсул в синкапсуле; рыхлое размещение яйцевых капсул; сдвоенные яйцевые капсулы; многозиготность яйцевых капсул; яйцевые капсулы без зигот; зиготы вне синкапсул; яйцевые капсулы больших или меньших размеров, а также неправильной формы (табл. 1).

Таблица 1. Морфологические показатели и тератогенные нарушения кладок прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО в 2009–2010 гг.

Показатель	Контроль	Яновский затон	Озеро Глубокое	Озеро Далекое	Озеро Азбучин	Река Припять
Длина синкапсулы, мм	33,5	26,3	30,0	27,8	31,3	31,8
Длина яйцевых капсул, мм	1,35	1,16	1,29	1,22	1,22	1,31
Количество яйцевых капсул, экз.	106	75	93	89	101	99
Аномалии развития яйцевых капсул, %	0,8	23,6	9,2	2,4	1,6	—*

* – анализ не проводили

В результате выполненных исследований отмечено, что морфологические показатели кладок моллюсков из водоемов ЧЗО достоверно ниже контрольных. В импактных водных объектах зарегистрирован высокий процент следующих типов аномалий: отсутствие яйцеклетки в яйцевой капсуле; слабая спирализация тяжа с яйцевыми капсулами; многозиготность яйцевых капсул; однорядное размещение яйцевых капсул; малое количество яйцевых капсул в синкапсуле; наличие яйцеклеток и яйцевых капсул за пределами синкапсулы. Соотношение количества нарушений в строении кладок прудовиков из водоемов ЧЗО в сравнении с контрольной группой в среднем составляет 1:12.

В замкнутых водоемах ЧЗО отмечен повышенный процент аномальных раковин прудовиков с различными формами искривления последнего завитка, чаще всего в виде ступенчатой (до 0,5 см) деформации, возникающей, как правило, на втором году жизни моллюсков. В Яновском затоне доля аномальных раковин была максимальной и составила 58,3 %, в оз. Глубокое – 48,9 %, в Красненской старице (на территории одамбированного участка) – 25,0 %, в оз. Далекое-1 – 10 %, в оз. Азбучин – 2,8 %, в р. Припять (г. Чернобыль) – 1,1 %. В 5-ти контрольных водных объектах аналогичные аномалии или отсутствовали, или не превышали 0,7 %. В настоящее время нами не зарегистрировано достоверной зависимости между количеством деформированных раковин в водоеме и мощностью поглощенной дозы облучения. Мы можем лишь констатировать высокий

уровень аномалий раковин в наиболее загрязненных радионуклидами водоемах ЧЗО. Одним из возможных объяснений наблюдаемого явления могут быть повышенные дозы внешнего облучения, которые моллюски получают в период зимовки в донных отложениях водоемов.

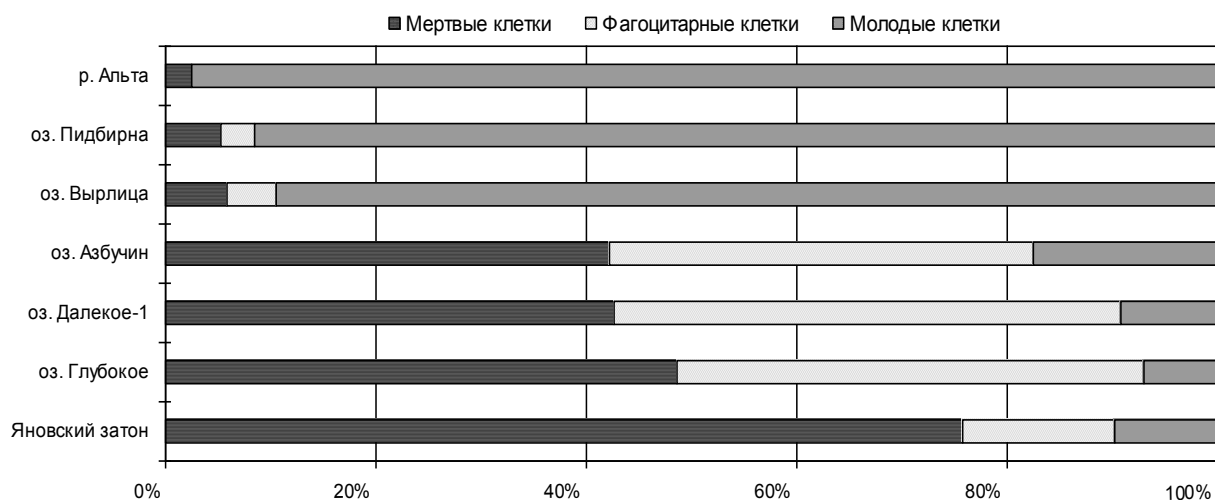


Рис. 6. Состав форменных элементов мантийной жидкости прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО и контрольных водоемах в 2007–2008 гг.

Выводы

1. Радиобиологические исследования прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО свидетельствуют о негативном воздействии хронического низкодозового облучения на организм моллюсков, проявляющемся на цитогенетическом и соматическом уровне, а также отражающемся на репродуктивной функции.

2. Мощность поглощенной дозы облучения для брюхоногих моллюсков, обитающих в приповерхностном слое водной толщи литорали и сублиторали водоемов ЧЗО, на протяжении 2000–2011 гг. регистрировали в диапазоне 0,3–390,0 мкГр/час. Максимальные уровни отмечены для озер одамбированного участка левобережной поймы р. Припяти – Глубокое и Далекое-1, минимальные – для проточных водных объектов – рек Уж и Припять. Основным дозообразующим радионуклидом для моллюсков ЧЗО является ^{90}Sr , на долю которого приходится до 95–98 % внутренней мощности поглощенной дозы;

3. Данные цитогенетических и гематологических исследований продемонстрировали высокий уровень aberrаций хромосом в клетках эмбрионов, а также существенное изменение состава гемолимфы взрослых особей моллюсков в наиболее загрязненных радионуклидами водных объектах ЧЗО. Частота aberrаций хромосом в тканях моллюсков, обитающих в замкнутых водоемах, многократно превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов и может быть проявлением радиационно-индуцируемой генетической нестабильности.

4. Острое экспериментальное облучение эмбрионов прудовика обыкновенного на стадии трахофоры в диапазоне поглощенной дозы 3–300 Гр вызывает степенной рост количества хромосомных aberrаций от 11 до 63%. Полулетальной для эмбрионов прудовиков на стадии трахофоры была доза облучения 30 Гр, а поглощенная доза 60 Гр вызывала полную гибель эмбрионов в течение 20 сут. Полулетальная доза облучения для взрослых особей моллюсков составила 120 Гр.

5. Эффективность влияния малых хронических доз ионизирующего излучения на эмбрионы прудовика обыкновенного в водоемах ЧЗО по критерию частоты выхода aberrантных клеток более чем на порядок величин превышает влияние кратковременного острого экспериментального облучения.

6. Прудовик обыкновенный может быть использован в качестве одного из референтных видов гидробионтов при разработке положений охраны окружающей среды от ионизирующего излучения с использованием основанного на биоте стандарта.

Литература

1. Гудков Д.И., Деревец В.В., Кузьменко М.И., Назаров А.Б. Функционально-экологические и возрастные закономерности концентрирования радионуклидов пресноводными моллюсками зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2001. – Т. 41, № 3. – С. 326–330.
2. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В. и др. Радиозэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2009. – Т. 49, № 6 – С. 703–713.
3. Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Назаров А.Б., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования // Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 86–104.
4. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.
5. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. – М.: Колос, 1974. – 288 с.
6. Majone F., Brunetti R., Gola I., Levis A.G. Persistence of micronuclei in the marine mussel, *Mytilus galloprovincialis*, after treatment with mitomycin // *Mutat. Res.*, 1987. – Vol. 191, № 3–4. – P. 157–161.
7. Дзюбо С.М., Романова Л.Г. Морфология амебоцитов гемолимфы приморского гребешка // Цитология. – 1992. – Т. 34, № 10 – С. 52–58.
8. Tsytsugina V.G. An indicator of radiation effects in natural populations of aquatic organisms // *Radiat. Protect. Dosim.* – 1998. – 75 (1–4). – P. 171–173.

АКТИВАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ НА РЕЗОНАНСНЫХ НЕЙТРОНАХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СПЕКТРОМЕТРА ПО ДЛИНЕ ЗАМЕДЛЕНИЯ

В.И.Гутько, С.В.Кобяшева*, Т.Н.Корбут**, Д.В.Русакевич*, А.М.Хильманович***

**МГЭУ имени А.Д. Сахарова, г. Минск*

*** ИФ НАН РБ, г. Минск*

В работе доказана необходимость контроля элементного состава почвы. Приведен вариант нейтронно-активационного анализа (НАА) на резонансных нейтронах. Формирование необходимых нейтронных спектров осуществляется с помощью спектрометра по длине замедления. Приведены физические основы работы спектрометра по длине замедления. Показана возможность проведения элементного анализа почв методом нейтронно-активационного анализа на резонансных нейтронах.

Введение

Химические элементы, в том числе и радионуклиды, в биосфере существуют в двух формах: концентрированной и рассеянной. Человек в результате своей деятельности активно использует многие химические элементы, в том числе и радионуклиды. В результате таких видов деятельности, как:

- производство и применение минеральных удобрений;
- утилизация и захоронение;
- отходов промышленного производства;

- радиоактивных отходов атомной промышленности, медицины и энергетики;
- испытание ядерного оружия;
- аварии на АЭС

происходит переход радионуклидов из концентрированной формы в рассеянную, что в конечном итоге приводит к повышению естественного радиационного фона и увеличению дозовых нагрузок на человека.

Воздействие ионизирующего излучения на организм человека можно условно подразделить на внешнее, контактное и внутреннее. Внутреннее облучение — ингаляционное и пероральное. Опасность внутреннего облучения организма значительно выше, чем при внешнем облучении вследствие увеличения времени облучения (облучение происходит круглосуточно), уменьшения геометрического ослабления потока энергии (источник излучения расположен вплотную), невозможности применения защитных средств (в случае перорального), избирательного отложения радионуклидов в отдельных органах человека.

Основным поставщиком радионуклидов при пероральном поступлении являются сельскохозяйственные продукты: мясо, овощи и фрукты. Накопление ими радионуклидов сильно зависит от элементного состава почвы. Избыток (недостаток) тех или иных элементов в почве увеличивает коэффициенты перехода р/нуклидов из почвы в растения, что и приводит к резкому увеличению дозовых нагрузок. Кроме того, нарушение баланса микроэлементов в организме человека (не сбалансированное питание, по той же причине) способствует накоплению радионуклидов. Ярким примером этого является накопление йода-131 в щитовидной железе населения Беларуси после аварии на ЧАЭС. Таким образом, знание элементного состава почвы и возможность его коррекции позволяют снизить поступление радионуклидов в организм человека.

Как было указано в работах [1, 2], внедрение ядерно-физических методов на несколько порядков повысило минимально обнаруживаемые в почвах количества элементов. Одним из таких методов является нейтронно-активационный анализ (НАА), который возник и развился после открытия атомной энергии и создания атомных реакторов. НАА характеризуется как метод, обладающий высокой чувствительностью. Инструментальный НАА характеризуется минимальной пробоподготовкой. Все эти достоинства НАА, а также экспрессность проведения привели к широкому использованию данного метода во многих отраслях науки и народного хозяйства. НАА также обладает рядом недостатков, к которым следует отнести необходимость применения сложной и дорогой аппаратуры; кроме того, должна быть обеспечена защита исполнителей анализа от радиоактивных излучений.

Из всего изложенного следует, что НАА, если рассматривать его в совокупности всех методов, обладает универсальными возможностями в том смысле, что он позволяет определить практически все имеющееся в природе элементы. Достижимая чувствительность очень высока, нет ограничений диапазона определяемых концентраций, который может простирается от предела обнаружения до 100%.

Физические основы метода

В работе исследуется вариант нейтронно-активационного анализа на резонансных нейтронах, спектры которых формируются с помощью спектрометра по длине замедления нейтронов. Физические основы спектрометра по длине замедления нейтронов изложены в работах [3, 4].

Предлагаемый вариант НАА на резонансных нейтронах направлен на повышение избирательности анализа. Это достигается путем формирования линейно независимых спектров в резонансной области энергии нейтронов (0,68 эВ...50 кэВ), наиболее адекватно соответствующих основным резонансам в сечении реакции (n, γ) аналитических изотопов. В качестве аналитических выбраны реакции на изотопах элементов, образующих валовый

состав почвы. Кроме этих элементов, рассматриваются микроэлементы, входящие в состав почвы. В таблице приведены элементы, аналитические изотопы, сечения реакции (n, γ) на тепловых нейтронах и резонансные интегралы.

Из таблицы следует, что для реакций на изотопах некоторых элементов сечение $\sigma_{\text{res}} > \sigma_{\text{th}}$. Например, для изотопов ^{30}Si , ^{34}S , ^{55}Mn , ^{58}Fe , ^{59}Co , ^{63}Cu , ^{65}Cu , ^{64}Zn , ^{68}Zn , ^{70}Zn , ^{75}As , ^{84}Sr , ^{86}Sr , ^{92}Mo , ^{98}Mo , ^{109}Ag , ^{106}Cd , ^{108}Cd , ^{110}Cd , ^{112}Cd , ^{114}Cd , ^{116}Cd , ^{112}Sn , ^{118}Sn , ^{206}Pb сечение радиационного захвата резонансных нейтронов превосходит сечение захвата тепловых нейтронов. Этим обстоятельством можно воспользоваться для повышения избирательности анализа.

Таблица. Элементы, входящие в валовый состав почвы, и их характеристики

Элемент	Аналит. изотоп	σ_{th} , барн	σ_{res} , барн	Элемент	Аналит. изотоп	σ_{th} , барн	σ_{res} , барн
$_{11}\text{Na}$	^{23}Na	0,53	0,32	$_{32}\text{As}$	^{75}As	4,48	61
$_{12}\text{Mg}$	^{26}Mg	0,035	0,027	$_{38}\text{Sr}$	^{84}Sr	0,95	11,2
$_{13}\text{Al}$	^{27}Al	0,232	0,0175		^{86}Sr	1,04	5,17
$_{14}\text{Si}$	^{30}Si	0,107	0,66		^{88}Sr	0,058	0,06
$_{15}\text{P}$	^{31}P	0,172	0,085	$_{42}\text{Mo}$	^{92}Mo	0,019	0,81
$_{16}\text{S}$	^{34}S	0,24	0,534		^{98}Mo	0,13	7,3
$_{19}\text{K}$	^{41}K	1,46	1,4		^{100}Mo	0,199	4,2
$_{20}\text{Ca}$	^{44}Ca	0,88	0,56	$_{47}\text{Ag}$	^{107}Ag	37,6	95
$_{22}\text{Ti}$	^{50}Ti	0,179	0,12		^{109}Ag	91	1450
$_{23}\text{V}$	^{51}V	4,93	2,6	$_{48}\text{Cd}$	^{106}Cd	1	4
$_{24}\text{Cr}$	^{50}Cr	15,9	8,1		^{108}Cd	1,1	11
$_{25}\text{Mn}$	^{55}Mn	13,3	13,8		^{110}Cd	11	40,5
$_{26}\text{Fe}$	^{58}Fe	1,28	1,4		^{112}Cd	2,2	13,5
$_{27}\text{Co}$	^{59}Co	37,45	71,1		^{114}Cd	0,336	23
$_{28}\text{Ni}$	^{64}Ni	1,58	1,19		^{116}Cd	0,075	1,35
$_{29}\text{Cu}$	^{63}Cu	4,5	4,94	$_{50}\text{Sn}$	^{112}Sn	1,01	35
	^{65}Cu	2,17	2,32		^{116}Sn	0,14	13,7
$_{30}\text{Zn}$	^{64}Zn	0,76	1,4		^{118}Sn	0,22	6,3
	^{68}Zn	0,072	0,24		^{124}Sn	9,134	8,532
	^{70}Zn	0,092	0,86	$_{82}\text{Pb}$	^{206}Pb	0,0305	0,2

В нашей работе [5] экспериментально показано, что с увеличением расстояния между источником нейтронов и точкой, в которой находится в замедлителе исследуемый образец, спектр резонансных нейтронов, описываемый выражением $\varphi(E)=A/E^{1+\alpha}$, «ужесточается». Степень «ужесточения» можно увеличить с помощью устройства, названного нами «спектрометром по длине замедления нейтронов» [3, 4]. Особенностью этого устройства является выбор ширины замедлителя и плотности материала замедлителя в соответствии с длиной пробега нейтрона в этом материале.

Рассматриваются в качестве материала замедлителя вода, полиэтилен, графит, свинец. В работе методом Монте-Карло проведены численные расчеты скоростей реакций для нейтронов с начальной энергией 2,5 МэВ для перечисленных в таблице аналитических изотопов и названных выше замедлителей. Проведен анализ полученных результатов и сформулированы требования к размещению исследуемых образцов веществ.

Оптимизация времени измерения активности радионуклидов исследуемых образцов

Существенным моментом в реализации рассматриваемого метода является оптимизация времени измерения активности исследуемых образцов. Задача оптимизации времени измерения активности образцов вызвана наличием их большого количества, существованием нескольких используемых реакций, а также требованием проведения измерений в одинаковых условиях, т. е. использования одного гамма-спектрометра.

В связи с этим в работе проводится расчет относительной статистической погрешности числа отсчетов аналитических пиков, в котором учитывается найденный выше спектр резонансных нейтронов и сечение ядерной реакции в резонансной области для рассматриваемых условий эксперимента.

В качестве критерия оптимального времени измерения может быть выбрано требование равенства относительной статической погрешности числа отсчетов всех аналитических пиков.

Относительная статическая погрешность числа отсчетов k -го аналитического пика δS_k рассчитывается как [6]

$$\delta S_k = \frac{\Delta S_k}{S_k} = \frac{\sqrt{S_{tot,k} + S_{bkg,k}}}{S_k}, \quad (1)$$

где $S_{tot,k}$ – суммарное число отсчетов в области номеров каналов анализатора, соответствующих k -му пика ($n=n_s \dots n_f$)

$$S_{tot,k} = S_k + S_{bkg,k}, \quad (2)$$

а $S_{bkg,k}$ – число отсчетов фона, состоящее из истинного фона установки $S_{bkg,k}^*$ и фона, обусловленного другими γ -излучателями используемого вещества $S_{bkg,k}^{**}$

$$S_{bkg,k} = S_{bkg,k}^* + S_{bkg,k}^{**} = \sum_{n=n_s}^{n_f} (S_{bkg,k,n}^* + S_{bkg,k,n}^{**}). \quad (3)$$

Истинный фон γ -спектрометра $S_{bkg,k}^*$ может быть измерен экспериментально, при наличии в момент измерения около детектора необлученного нейтронами раствора. Фон, обусловленный другими γ -излучателями планируемого к использованию вещества $S_{bkg,k}^{**}$ должен быть рассчитан. Для этого воспользуемся выражением числа отсчетов S_{bn} , вызванных элементом b в канале n спектрометра, которое для указанных целей запишем в виде

$$S_{bn} = m_b \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{m=1}^M \frac{N_A g_{bi} p_{bijm} I_{bij} [1 - \exp(-\lambda_j t_a)] \exp(-\lambda_j t_s) [1 - \exp(-\lambda_j t_m)]}{M_b \lambda_j} \cdot \xi \kappa_m \psi_{mn}. \quad (4)$$

В приведенной формуле приняты следующие обозначения:

S – число отсчетов в фотопике;

m – масса эталонного элемента, г;

g – распространенность аналитического изотопа, отн. единицы;

p – выход γ -квантов на один распад образовавшегося радионуклида, отн. единицы;

$N_A = 6,022 \cdot 10^{23}$ – число Авогадро;

M – атомная масса элемента, г·моль⁻¹;

λ – постоянная радиоактивного распада, с^{-1} ;
 t_a, t_s, t_m – времена активации нейтронами, выдержки и измерения, соответственно, с;
 ξ и κ – коэффициенты, учитывающие самопоглощение нейтронов и γ -квантов образцом.

Функция ψ_{mn} , входящая в (4) и описывающая аппаратную форму линии спектрометра [7], позволяет рассчитать эффективность регистрации γ -квантов с энергией E_m

$$\varepsilon_m = \sum_{n=n_{sm}}^{n_{fm}} \psi_{mn} \quad (5)$$

В выражении (5) n_{sm} и n_{fm} – начальный и конечный каналы спектра, соответствующие пику с энергией γ -кванта E_m .

На начальном этапе расчетов можно принять, что процедура сравнения реакций при определении содержания элементов является относительной. В этом случае положим, что масса элемента b равняется $m_b=1$ г, а плотность потока нейтронов, определяющего скорость реакции I_{bij} , для заданного спектра – $F=10^7$ нейтрон/см²с. На следующем этапе расчетов можно принять содержание элементов в образцах равное значению кларков, а плотность потока нейтронов найденному экспериментальному значению.

Просуммировав числа отсчетов S_{bn} в каналах $n_s \dots n_f$, найдем $S_{tot,k}$, $S_{bkg,k}^{**}$ и S_k . С помощью формул (1 – 3) рассчитаем относительную статистическую погрешность числа отсчетов δS_k .

Отметим, что с точки зрения методологии ядерно-физических экспериментов проведение предварительных расчетов относительной статистической погрешности является обязательным этапом наряду с самим экспериментом и оценкой реальной погрешности анализа.

Литература

1. В.И.Гутько, А.М.Хильманович. Методы нейтронно-активационного анализа // Экологический вестник, Минск, 2009, № 2(8), с. 34 – 43.
2. М.С.Веренчикова, В.И.Гутько, А.М.Хильманович. Определение валового содержания химических элементов в почве // Экологический вестник, Минск, 2010, № 2(12), с. 155 – 152.
3. Способ измерения сечений ядерных реакций и устройство для его осуществления: а.с. №1434982 от 1.07.1988 / В.И.Гутько, А.М.Хильманович; Ин-т физики АН БССР.
4. Измерение сечений ядерных реакций с помощью спектрометра по длине замедления / В.И.Гутько, А.М.Хильманович. –Минск, 1996. 14 с. – (Препринт / АН БССР, Институт физики; ИФ № 705).
5. Т.Н.Корбут, С.В.Корнеев, Б.А.Марцынкевич, А.Ю.Фоков, А.М.Хильманович. Использование новых резонансных интегралов при определении характеристик спектрального распределения нейтронов // ПТЭ, 2009 № 3, с. 26 – 29.
6. В.И.Гольданский, А.В.Куценко, М.И.Подгорецкий. Статистика отсчетов при регистрации ядерных частиц. –М.: "Госатомиздат", 1959. – 411 с.
7. Марцынкевич Б.А., Тадэуш В.Н., Хильманович А.М., Ярмолкевич В.А. Расчет аппаратной формы линии γ -спектрометра интерполяционным методом // Известия АН БССР. Сер. физ.-мат. наук. –1986. – № 4. – С. 68–71.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРЕДПРИЯТИЯ ЯТЦ

Д.В. Дементьев

Институт биофизики СО РАН, Красноярск

По данным британского издания The Economist в 2009 г. в мире на АЭС, производилось 2560 ТВт энергии. По этим же данным к началу 2011 г. работало 443 ядерных энергоблоков суммарной мощностью 378 ГВт, 62 реактора общей мощностью 64 ГВт находилось в стадии строительства, 158 было запланировано к строительству и 326 проектов в стадии рассмотрения. Как показали события марта 2011 г. в Японии, не смотря на меры, принимаемые по повышению безопасности АЭС с момента чернобыльской аварии, данный вопрос до сих пор не нашёл надёжного решения. Радиоактивные выпадения после аварии на АЭС Фукусима-1 были зарегистрированы по всему миру, в том числе и в России на территории Красноярского края [1]. Несмотря на усилившееся негативное отношение к ядерной энергетике и сокращение программ развития ядерной промышленности в некоторых странах, в целом, количество эксплуатирующихся ядерных энергоблоков, по-видимому, будет увеличиваться. В связи с этим радиоэкологические исследования территорий вокруг предприятий ЯТЦ как никогда актуальны. В числе таких территорий находится бассейн р. Енисей, где расположен Горно-химического комбината (ГХК), производившего оружейный плутоний и на котором планируется запустить завод по производству МОХ-топлива. В почве на пойменных участках р. Енисей регистрируется широкий перечень техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых. Сведения о накоплении радионуклидов в лесных экосистемах этих районов единичны и относятся главным образом к изучению загрязнения древесных растений, как основного объекта лесопользования. Другие растительные компоненты лесных экосистем, такие как кустарники, которые также участвуют в накоплении и перераспределении радионуклидов, ранее не анализировались [2, 3]. Целью работы является оценка накопления техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых, в ягодных кустарниках за счёт корневого поступления.

В ягодных кустарниках: смородина красная (*Ribes hispidulum*), смородина чёрная (*Ribes nigrum*), шиповнике (*Rosa majalis*), малина (*Rubus idaeus*) и калина (*Viburnum opulus*) в 30-км зоне ГХК было проведено исследование накопления радионуклидов за счёт корневого поступления из почвы. Образцы кустарников и почвы собирали в 2004 – 2010 гг. на пойменных и не затопляемых участках вблизи населённых пунктов в 30-км зоне ГХК и на участке вне зоны действия предприятия (рисунок). Собранные в период плодоношения образцы ягодных кустарников разделяли на органы (ветки, листья, ягоды). Удельную активность гамма-излучающих радионуклидов в подготовленных навесках определяли на гамма-спектрометре Canberra (США) с полупроводниковым германиевым детектором в ИБФ СО РАН. Радиохимические исследования образцов кустарников и почв с пойменных участков на содержание альфа-излучающих изотопов (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и $^{243,244}\text{Cm}$) и бета-излучающего ^{90}Sr проводили в МосНПО «Радон» (Москва). Методики и приборное оборудование для анализа на радиостронций и трансурановые радионуклиды приведены в работе [4]. Все удельные активности радионуклидов приведены на воздушно-сухую массу образцов.



Рис. 1. Карта-схема района отбора проб (Красноярский край)

Многолетний мониторинг на пойменных участках ниже по течению р. Енисей от ГХК демонстрирует неоднородный характер загрязнения почв вследствие сложного рельефа и разных источников поступления радионуклидов. В настоящее время в пойменных почвах ниже по течению от ГХК определяются ^{60}Co , ^{137}Cs , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{90}Sr , а также изотопы трансурановых элементов: ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и $^{243,244}\text{Cm}$ [3, 4]. На исследованных участках в пробах *Ribes hispidulum*, *Ribes nigrum*, *Rosa majalis*, *Rubus idaeus* и *Viburnum opulus* измеренная удельная активность ^{137}Cs составляет 0,2–64 Бк/кг. В пробах надземной фитомассы кустарников с пойменных почв зарегистрирован ^{60}Co – до 8,4 Бк/кг; накопление растениями других гамма-излучающих техногенных радионуклидов не обнаружено. На участках только с аэрозольным поступлением радионуклидов в собранных образцах кустарников зарегистрирован только ^{137}Cs с уровнями активности близких к пределу обнаружения. В кустарниках *Ribes nigrum*, *Rosa majalis* и *Viburnum opulus* максимальная удельная активность ^{137}Cs измерена в ягодах – до 64 Бк/кг. Листья видов *Ribes hispidulum* и *Rubus idaeus* характеризуются максимальной активностью ^{137}Cs (до 51 Бк/кг). По результатам радиохимического анализа ^{90}Sr в *Ribes nigrum* в наибольшей степени накапливается в листьях (до 60 Бк/кг) и в наименьшей в ягодах – до 3,8 Бк/кг [3]. В пробах наиболее загрязнённого радионуклидами пойменного участка “Атаманово (остров)” был проведён анализ на содержание трансурановых элементов [4]. Максимальное накопление изотопов трансурановых элементов в надземной фитомассе *Ribes nigrum* определено в листьях ($^{239,240}\text{Pu}$ до 0,4 Бк/кг; $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,05 Бк/кг) и ягоде ($^{239,240}\text{Pu}$ до 0,88 Бк/кг и $^{243,244}\text{Cm}$ до 0,03 Бк/кг).

Оценку способности кустарников накапливать в своей биомассе радионуклиды проводили по рассчитанным коэффициентам накопления (КН). Наибольшие значения КН ^{137}Cs наблюдаются в листьях и ягодах (до 0,029) видов *Rubus idaeus* и *Ribes nigrum*. Полученные значения КН ^{137}Cs в ягодах данных видов хорошо согласуются с полученными ранее данными (0,020-0,034) [3]. В ветвях кустарников КН ^{137}Cs не превышает 0,009. Наиболее интенсивно в *Ribes nigrum* накапливается ^{90}Sr , для которого КН в листьях достигает 1,9, в ветвях – 0,9, в ягодах – 0,25, что сопоставимо с КН ^{137}Cs в грибах с этой же территории [3, 5]. Полученные низкие значения КН ^{90}Sr в ягодах по сравнению с другими органами *Ribes nigrum* хорошо согласуются с данными по чернобыльским выпадениям (0,26-0,66) [6]. По рассчитанным КН было получено, что накопление ^{137}Cs органами кустарников возрастает в ряду «ветки<листья<ягода», а для ^{90}Sr – в ряду «ягода<ветки<листья». Трансурановые элементы в надземной фитомассе *Ribes nigrum* наиболее интенсивно накапливаются в листьях и ягоде. По рассчитанным КН было получено, что накопление $^{243,244}\text{Cm}$ в органах смородины возрастает в ряду «ветки <

ягоды < листья», $^{239,240}\text{Pu}$ – «ветки < листья < ягоды». Для надземных органов *Ribes nigrum* КН трансурановых радионуклидов (0,01-0,056) сопоставимы или выше КН ^{137}Cs . По опубликованным ранее данным [7, 8] КН Pu и Am на порядок меньше КН ^{137}Cs . Полученные нами более высокие значения КН трансурановых элементов могут быть связаны с различиями в формах поступления трансурановых радионуклидов в почву на исследуемой территории.

Таким образом, отмеченные неоднородности распределения радионуклидов в почве и сопоставимость значений КН ^{137}Cs и трансурановых радионуклидов позволяют ожидать более высоких значений удельной активности трансурановых элементов в растениях на отдельных участках поймы р. Енисей. Данному вопросу в настоящее время посвящены единичные исследования, что делает необходимым развивать комплексные радиоэкологические исследования на территории Красноярского края, не смотря на сложность в определении радиоактивных изотопов в объектах окружающей среды.

Литература

1. Bolsunovsky A., Dementyev D. Evidence of the radioactive fallout in the center of Asia (Russia) following the Fukushima Nuclear Accident // J. Environ. Radioact. 2011. Vol. 102. P. 1062-1064.
2. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. 2007. No. 444-445. P. 495-499.
3. Bolsunovsky A.Ya., Dementyev D.V. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai // Radioprotection. 2009. No. 5(44). P. 115-120.
4. Bolsunovsky A., Ermakov A., Sobolev A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei River floodplain // Radiochim. Acta. 2007. No. 95(9). Pp. 547–552.
5. Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В., Бондарева Л.Г. Оценка накопления техногенных радионуклидов грибами в зоне влияния красноярского Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. №1(46). С. 67-74.
6. Lux D., Kammerer L., Ruhm W., Wirth E. Cycling of Pu, Sr, Cs, and other longliving radionuclides in forest ecosystems of 30-km zone around Chernobyl // Sci. Total Environ. 1995. No. 173/174. P. 375-384.
7. Carini F. Radionuclide transfer from soil to fruit // J. Environ. Radioactivity. 2001. No. 52. P. 237-279.
8. Green N., Wilkins B.T., Hammond D.J. Transfer of radionuclides to fruit // J. Radioanal Nucl Ch. 1997. No. 226(1-2). P. 195-200.

ОЦЕНКА КРИТИЧЕСКИХ УРОВНЕЙ РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ ПО МОРФОМЕТРИЧЕСКИМ И БИОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

М.А. Дубынина, А.А. Удалова
ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, г. Обнинск

Защита человека от радиационного воздействия в настоящее время основывается на санитарно-гигиеническом принципе, направленном на ограничение поступления радиоактивных веществ в организм и снижение воздействия до пределов, не представляющих опасности для здоровья и генофонда. Основопологающим подходом в отношении безопасности окружающей среды является антропоцентрический принцип, согласно которому защита биоты гарантирована, если стандартами радиационной защиты

обеспечена безопасность человека. Но достаточность этого принципа в отношении охраны биоты не доказана (Алексахин, Фесенко, 2004).

Говоря о защите окружающей среды от воздействия ионизирующих излучений (ИИ), нельзя не обратить особое внимание на защиту агросферы, поскольку она является неотъемлемым компонентом биосферы Земли. Агроэкосистемы с одной стороны, являются начальным звеном ведущих к человеку пищевых цепочек, с другой – имеют более высокую чувствительность по сравнению с естественными экосистемами практически ко всем видам воздействия природного и антропогенного характера (Алексахин, 1990; Гераськин, 2009; Тихомиров, 1985).

С целью определения дозовых нагрузок, приводящих к проявлению негативных реакций разной степени, и установления пределов (нормативов) воздействия, не вызывающих необратимых последствий, следует обобщить существующую информацию о радиобиологических эффектах у живых организмов (Удалова, 2010). В частности, для уточнения критериев оценки предельно допустимого радиационного воздействия на агроценозы была создана база данных «Действие ионизирующих излучений на растения» (БД), в которую внесена информация о радиобиологических эффектах у культурных и дикорастущих растений, взятая из литературных источников (статей в научных журналах, монографий, диссертаций и т.д.). Целью данной работы являлось определение допустимых уровней радиационного воздействия на сельскохозяйственные растения при остром и хроническом облучении по морфометрическим и биохимическим показателям с использованием обобщенной в БД информации.

Работа по созданию и пополнению базы данных «Действие ионизирующих излучений на растения» ведется в ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии с 2007 г. На данный момент БД содержит около 5100 записей. Каждая запись включает несколько пар числовых значений вида «уровень радиационного воздействия – биологический эффект»; количество таких пар (вложенных записей) – почти 19000. Данные получены из 282 первоисточников, изданных преимущественно на русском языке.

Биологические эффекты, возникающие у растений под действием ИИ, объединены в следующие основные группы: выживаемость, морфометрические изменения, продуктивность, заболеваемость, биохимические изменения, генетические эффекты. Данные по морфометрическим и биохимическим показателям получены из 144 первоисточников и составляют 35% (1538 записей) от общего числа наборов данных; они представлены 5234 вложенными записями (31% от всех вложенных записей).

При оценке критических уровней радиационного воздействия на растения использовали подход, предложенный J.Garnier-Laplace с соавт. (2006), а именно, в качестве критического уровня при остром облучении рассматривали дозу ИИ, которая приводит к изменению биологического показателя на 50% (ED_{50}). В случае хронического действия критической считали мощность дозы ИИ, вызывающую снижение показателей на 10% (EDR_{10}). Критические уровни воздействия для каждой культуры определяли на основе регрессионного анализа зависимостей “доза (мощность дозы) – биологический эффект”.

Исходные данные, включенные в БД, получены в экспериментальных и мониторинговых исследованиях разных авторов, использовавших разные методические подходы. Поэтому имеющаяся информация отличается высокой неоднородностью, большим разбросом по величине дозовых нагрузок и наблюдавшихся эффектов. Чтобы снизить влияние указанной неомогенности на результаты расчетов, имеющаяся в БД информация для восстановления дозовых зависимостей и оценки критических нагрузок предварительно была проверена на соответствие специально разработанным критериям качества, которые оценивали непротиворечивость исходных данных общим радиобиологическим представлениям, соблюдение формальных требований к входным данным для проведения регрессионного анализа и т.д.

Для определения критических дозовых нагрузок на сельскохозяйственные растения применяли 2 способа обработки данных: анализ объединенных данных и дифференцированный анализ отдельных наборов данных.

При анализе объединенных данных использовали все имеющиеся данные о радиобиологических эффектах для каждой культуры растений, дозовую зависимость определяли по линейной модели, где в качестве зависимой переменной рассматривали наблюдаемый биологический эффект, представленный в процентах к соответствующему контролю. Оценки критических дозовых нагрузок считали достаточно обоснованными, если:

- регрессионная зависимость наблюдаемого эффекта от дозы или мощности дозы ИИ являлась статистически достоверной ($p < 0,10$);
- для построения дозовой зависимости было использовано не менее 10 наборов данных вида «дозовая нагрузка - биологический эффект» ($N \geq 10$).

В случае дифференцированного анализа отдельно рассматривали каждый набор данных (каждую запись), критические дозовые нагрузки определяли по двум моделям дозовой зависимости – линейной и логистической. Качество данных оценивали по следующим критериям:

- объем выборки n должен быть достаточен для проведения регрессионного анализа;
- изменение эффекта с дозой не противоречит существующим представлениям о биологическом действии радиации (стимулирующее действие не рассматривали);
- по крайней мере одно значение наблюдаемого эффекта должно располагаться в интервале от 10% до 90% диапазона возможного изменения данного биологического эффекта;
- предсказанное по восстановленной дозовой зависимости значение критической дозовой нагрузки не должно выходить за пределы интервала исследованных доз (или мощностей доз);
- уровень значимости регрессии должен быть по крайней мере меньше 10% ($p < 0,10$).

Результаты расчета критических дозовых нагрузок при объединенном анализе данных по изменению биохимических показателей при остром и хроническом облучении вегетирующих растений представлены в табл. 1.

Таблица 1. Критические дозовые нагрузки для сельскохозяйственных растений по биохимическим показателям (объединенные данные)

Культура	Острое облучение					
	N	n	ED_{50} , Гр	95-% ДИ	F	p
Овес	5	24	81100	63940÷108700	1,6	0,22
Кукуруза	26	60	1110,5	762,4÷1760,2	3,6*	0,06
Горох	36	105	86900	–	0,0001	0,99
Бобы	17	34	904,4	–	0,06	0,81
Свекла	1	4	23,1	17,7÷29,2	25,5*	0,04
Культура	Хроническое облучение					
	N	n	EDR_{10} , мГр/ч	95-% ДИ	F	p
Овес	1	4	53,1	40,3÷74,8	17,2	0,34
Картофель	11	33	66,4	44,7÷86,2	19,6*	0,0001
Капуста пекинская	2	10	н.о.	–	0,0004	0,98

N - число наборов данных; n – число пар данных; p – уровень значимости критерия Фишера; * – регрессионная зависимость статистически достоверна ($p < 0,10$); – - установить 95-% ДИ не удалось; н.о. – не оценена дозовая нагрузка, т.к. наблюдается стимулирующее действие в данном диапазоне доз; серым цветом выделены культуры, по которым можно определить критические дозовые нагрузки ($N \geq 10$, $p < 0,10$).

Линейная зависимость наблюдаемых биохимических изменений от дозы статистически достоверна ($p < 0,10$) для кукурузы и свеклы, а от мощности дозы – только для картофеля. Однако данные для свеклы представлены только одной записью ($N=1$), содержащей 4 пары данных, поэтому полученное значение ED_{50} нельзя считать достаточно обоснованным. Число наборов данных для кукурузы и картофеля больше 10, что позволяет определить критические дозовые нагрузки, которые составили $ED_{50}=1110,5$ Гр и $EDR_{10}=66,4$ мГр/час, соответственно.

Одной из основных причин слабой достоверности дозовых зависимостей является высокая негомогенность исходных данных. Кроме того, в диапазоне малых доз часто наблюдается стимулирующее действие радиации, что также снижает качество аппроксимации данных линейной зависимостью. Так, улучшение биохимических показателей наблюдалось у картофеля при мощности дозы 0,07 мГр/ч (до 202 % от контрольного уровня), у кукурузы – при дозах 1, 10, 100, 150 и 1000 Гр (до 390%). Наличие данных горметического типа уменьшает коэффициент наклона регрессионной зависимости, что, соответственно, может приводить к завышению оценок критических уровней радиационного воздействия.

Данных по морфометрическим изменениям у сельскохозяйственных растений при действии ИИ значительно больше по сравнению с данными по биохимическим показателям. Для большинства культур (11 из 14-ти при остром облучении, 8 из 15-ти – при хроническом) линейные зависимости радиобиологических эффектов от дозовых нагрузок являются статистически достоверными ($p < 0,10$).

Требование достаточного объема данных ($N > 10$) в условиях острого облучения выполняется для 5-ти культур, наиболее радиочувствительной из которых является пшеница ($ED_{50}=25,4$ Гр). При хроническом облучении оценки критической мощности дозы достаточно обоснованы только для двух культур (пшеница и ячмень), наименьшее значение $EDR_{10}=29,1$ мГр/ч получено для ячменя.

При дифференцированном анализе качество всех наборов данных о биохимических изменениях не удовлетворяло сформулированным выше критериям как при хроническом, так и при остром облучении растений, поэтому оценок EDR_{10} и ED_{50} получено не было.

Критические дозовые нагрузки по морфометрическим изменениям удалось определить для четырех культур – ячменя при хроническом облучении; яблони, кукурузы и пшеницы при остром облучении (табл. 2). В последнем случае кукуруза оказалась наиболее радиочувствительной.

Оценки, полученные по разным моделям дозовой зависимости (линейной и логистической), различаются незначительно. Большая дисперсия оценок EDR_{10} для ячменя, а также ED_{50} для яблони и пшеницы связана с малым количеством наборов данных ($N=3$), которые соответствуют 5 критериям качества.

Таблица 2. Критические дозовые нагрузки для сельскохозяйственных растений по морфометрическим показателям (дифференцированный анализ)

Культура	N	EDR_{10} , мГр/ч	
		Линейная модель	Логистическая модель
Ячмень	3	43,4 (-20,8÷107,7)	40,5 (24,5÷56,5)
ED_{50} , Гр			
Яблоня	3	59,3 (43,2÷75,3)	58,1 (43,9÷72,3)
Кукуруза	6	17,6 (14,3÷20,9)	16,9 (12,0÷21,8)
Пшеница	3	20,4 (9,8÷32,1)	17,4 (-0,1÷34,8)

N – число наборов данных; в скобках представлены 95% доверительные интервалы

Предельно допустимые дозовые нагрузки для агроценоза следует устанавливать таким образом, чтобы обеспечить защиту наиболее чувствительных культур. В табл. 3

представлены сводные результаты оценок критических доз и мощностей доз для самых радиочувствительных сельскохозяйственных растений, полученные двумя расчетными методами по данным о морфометрических и биохимических изменениях. Поскольку при дифференцированном анализе отдельных наборов данных результатов по биохимическим показателям не было получено, использование метода расчета критических дозовых нагрузок по объединенным данным следует признать более обоснованным.

Таблица 3. Критические дозовые нагрузки для наиболее радиочувствительных сельскохозяйственных растений

Биохимические изменения			Морфометрические изменения		
Объединенные данные	Дифференцированный анализ		Объединенные данные	Дифференцированный анализ	
линейная	линейная	логистическая	линейная	линейная	логистическая
Острое облучение					
1110,5 Гр	-	-	25,4 Гр	17,6 Гр	16,9 Гр
Хроническое облучение					
66,4 мГр/ч	-	-	29,1 мГр/ч	43,4 Гр	40,5 мГр/ч

В разработанной БД информация о радиационно-индуцированных биохимических изменениях представлена более скудно, чем для морфометрических эффектов. Кроме того, морфометрические показатели более радиочувствительны (табл. 3). Таким образом, из двух изученных в данной работе групп радиобиологических эффектов именно морфометрические изменения следует использовать для установления допустимых уровней воздействия, так как этот критерий следует признать более чувствительным и лучше обеспеченным достоверными данными.

Если принять метод расчета по объединенным данным как более предпочтительный, то в целом для агроценоза, согласно проведенным расчетам, предельно допустимый уровень радиационного воздействия не должен превышать 25,4 Гр (95%-ный доверительный интервал – 23,5÷27,3 Гр) при остром облучении и 29,1 мГр/ч (95%-ный ДИ – 13,9÷46,0 мГр/ч) при хроническом облучении.

Ограниченный объем доступной информации, несовершенство методического и дозиметрического обеспечения в работах-первоисточниках, высокая вариабельность значений биологических показателей, погрешности аппроксимаций и множество других причин приводят к существенной неопределенности оценок допустимых уровней воздействия ИИ на биоту. Для научного обоснования экологических нормативов допустимого воздействия ИИ необходимо совершенствовать методические подходы к его нормированию, продолжить накопление данных и критический анализ имеющейся информации. Накопление данных позволит установить критические дозовые нагрузки на сельскохозяйственные растения по другим группам радиобиологических эффектов (цитогенетические, заболеваемость) с учетом таких важных факторов, как вид излучения (γ -, β - и т.д.), пути облучения (внутреннее/внешнее), биологические особенности культур, фазы их развития в момент воздействия ИИ.

Литература

1. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 1. – С. 93-103.
2. Алексахин Р.М. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере. / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов – М.: Наука, 1990. – 368 с.

3. Гераськин С.А., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. Методы оценки устойчивости агроэкосистем при воздействии техногенных факторов. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. – 134 с.
4. Тихомиров Ф.А. Современные проблемы и научно прикладные задачи радиозэкологии. // Известия высшей школы. Биологические науки. – 1985. – №1. – С. 5-15.
5. Удалова А.А., Ульяненко Л.Н., Алексахин Р.М. Методология оценки допустимого воздействия ионизирующих излучений на агроценозы // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2010. – Т. 50. – № 5. – С. 1–10.
6. Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Gilbin R. First derivation of predicted-no-effect values for freshwater and terrestrial ecosystems exposed to radioactive substances // Environ. Sci. Technol. – 2006. – V. 40. – P. 6498–6505.

УРОВЕНЬ КОНЦЕНТРАЦИЙ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В КОМПОНЕНТАХ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВЫСОКОГОРНЫХ ПОЯСОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ

И.А. Егорова, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Находящиеся в почве тяжелые естественные радионуклиды переходят в растения и включаются в биологический круговорот. В живом веществе обнаруживается некоторая аккумуляция тяжелых естественных радионуклидов – калия и отчасти радия и лишь крайне слабая – урана. В литературе приводится много сведений о содержании естественных радионуклидов в древесных растениях, произрастающих на территориях с повышенным количеством радиоактивных элементов. Радиоактивные изотопы, накапливающиеся в коре деревьев, остаются в них до конца жизни растений. Периодически возвращаются в почву те радионуклиды, которые находятся в листьях и хвое. Радиоизотопы, аккумулированные травами, после их отмирания практически целиком переходят в почву.

Цель исследования – выявить особенности распределения естественных радионуклидов (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в компонентах наземных экосистем высокогорных поясов Северо-Западного Алтая

Задачи:

- исследовать внутрипрофильное распределение радионуклидов в почвах различного генезиса;
- рассмотреть накопление радионуклидов в дикорастущих растениях Северо-Западного Алтая.

Объектами настоящего исследования явились экосистемы высокогорных поясов Северо-Западного Алтая.

Исследованы доминантные дикорастущие растения фитоценозов Северо-Западного Алтая. Определена активность естественных радионуклидов и в надземной массе растений. Почва и образцы растений отбирали в одном и том же месте, в июне 2006 года, августе 2007. Брели надземную массу растений с таким расчетом, чтобы объем сухой массы был не менее 0,5 л.

Радионуклиды определяли гамма-спектрометрическим методом [1], физико-химические свойства почв – общепринятыми в почвоведении методами.

Радиационный фон неодинаков на разных участках земной поверхности и зависит от концентрации естественных радионуклидов в подстилающих почвы породах. Почвообразующие породы имеют непосредственную связь с химическим составом коренных пород, наследуя, в том числе и концентрации естественных радионуклидов. Уровень радиоактивности почв, создаваемый излучением естественных радионуклидов, определяется в первую очередь содержанием этих нуклидов в материнских породах.

Кроме того, уровень радиоактивности почв зависит от принадлежности к ландшафту и климатических условий, процессов вертикальной и горизонтальной миграции в почвах, их биологической аккумуляции и т.д. [2].

Среднее содержание ^{238}U в исследованных растениях Северо-Западного Алтая составляет $53,23 \pm 4,03$ Бк/кг, что выше его среднего значения в почвах данной территории (34,8 Бк/кг) [3]. Концентрация ^{238}U в растениях варьирует от 3 до 120 Бк/кг. Различные виды растений способны накапливать элемент в разной степени. Максимальные концентрации урана отмечены в иве арктической *Salix rhamnifolia*.

Удельная активность ^{238}U зависит от типа почв, на которых произрастают растения. Максимальные концентрации ^{238}U отмечены в растениях, произрастающих на горно-тундровых почвах, а минимальные – на черноземах. Максимальный уровень удельной активности ^{238}U отмечен в дерново-подзолистой почве и равен 78,8 Бк/кг, такой же уровень удельной активности ^{238}U характерен горно-луговым почвам.

Определенной зависимости между накоплением радионуклидов растениями и их концентрацией в почве не наблюдается. В случае урана–238, концентрация радионуклида в растениях превышает их содержание в почве в 2 раза.

Среднее содержание ^{232}Th в почвах Северо-Западного Алтая составляет 25,5 Бк/кг, что соответствует фоновой концентрации этого радионуклида в педосфере исследуемого региона. Максимальный уровень удельной активности тория для горно-тундровых почв составляет 34,1 Бк/кг, а для горно-луговых почв - 49,3 Бк/кг, в черноземе выщелоченном отмечен самый высокий уровень удельной активности ^{232}Th – 62,0 Бк/кг.

Концентрация ^{232}Th в растениях Северо-Западного Алтая варьирует от 1 до 50 Бк/кг. Среднее содержание ^{232}Th в надземной массе растений составляет $8,13 \pm 1,54$ Бк/кг. Относительно высокое содержание тория обнаружено в березе круглолистной *Betula rotundifolia* – 50 Бк/кг, иве арктической *Salix rhamnifolia* – 40 Бк/кг, борце северном *Aconitum septentrionale* – 25 Бк/кг.

Внутрипрофильное распределение ^{40}K в почвах различное, что объясняется формированием этих почв на разных почвообразующих породах. В большинстве случаев ^{40}K относительно накапливается в гумусовом горизонте.

Удельная активность ^{40}K в исследуемых почвах значительно варьирует, средняя удельная активность составляет 487,4 Бк/кг. Максимальный уровень удельной активности калия для горно-тундровых почв составляет 865 Бк/кг, а для горно-луговых почв - 998 Бк/кг соответственно.

Удельная активность калия в надземной фитомассе растений Северо-Западного Алтая варьировала от 6 до 3985 Бк/кг. Среднее содержание ^{40}K в растениях составляет 740 Бк/кг, что выше его средних значений в почве – 487,4 Бк/кг [3], это вполне объяснимо биогенными свойствами калия. Максимальное количество калия отмечено у борца северного *Aconitum septentrionale* – 3985 Бк/кг, сныти обыкновенной *Aegopodium podagraria* – 2478 Бк/кг, а минимальное – у мха.

Определенной зависимости между накоплением калия-40 растениями и его концентрацией в почве не наблюдается.

Удельная активность ^{40}K в растениях зависит от типа почв, на которых они произрастают. Максимальные концентрации ^{40}K отмечены в растениях, произрастающих на светло-серых лесных почвах, а минимальные – на горно-тундровых почвах.

Таким образом, выявлена существенная неоднородность в содержании естественных радиоактивных элементов в почвах Северо-Западного Алтая, что обусловлено контрастностью почвообразующих пород, физико-химическими свойствами почв, ландшафтно-геохимическими условиями миграции и аккумуляции элементов.

Уровень содержания естественных радиоактивных элементов (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в изученных растениях Северо-Западного Алтая также существенно варьирует.

Среди исследованных радионуклидов в растениях удельная активность урана-238 превышает уровень фона, это может быть связано с высоким содержанием этого радионуклида в материнских породах.

Удельная активность тория-232, и калия-40 в растениях Северо-Западного Алтая находится в пределах фоновых значений и не превышает предельно допустимых величин.

Литература

1. Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов: Метод. разраб. – Новосибирск: ИГиГ СО АН СССР, 1971. – 68 с.
2. Дричко В.Ф., Крисюк Б.Э. и др. Частотное распределение концентраций радия-226, тория-228 и калия-40 в различных почвах // Почвоведение. – 1977. – № 9. – С 75-80.
3. Егорова И.А. Естественные и искусственные радионуклиды в почвах высокогорных ландшафтов Северо-Западного Алтая / И.А Егорова, А.В. Салтыков // Проблемы региональной экологии, 2008.– №6.– С.63-67.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ДРЕВЕСИНЕ НА ТЕРРИТОРИИ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ F-РАДИОГРАФИИ

Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская, Л.П. Рихванов, А.А. Капустина

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск

Для получения достоверной информации о содержании радионуклидов в объектах окружающей среды применяют высокоточные методы анализа. Среди таких методов есть группа радиографических методов, которые относятся к ядерно-физическим методам исследования и позволяют определять общее количественное содержание определенных радионуклидов, их пространственное распределение и локальные концентрации. Радиографические методы основываются на регистрации различными детекторами излучения от исследуемого объекта с последующим выявлением следов этого излучения.

Среди известных радиографических методов особое место занимает метод осколочной радиографии (*f*-радиографии). *F*-радиография является уникальным методом анализа делящихся радионуклидов (элементы, делящиеся при воздействии тепловых нейтронов – ^{235}U и трансурановые радионуклиды (^{239}Pu , ^{241}Am и др.)) в самых различных объектах. Метод позволяет с высокой точностью определять количественное содержание делящихся радионуклидов, пространственное их распределение, а также формы нахождения в исследуемом объекте [1]. Данный метод является инструментальным и позволяет выполнять анализ без химической подготовки и разрушения пробы.

В основу метода *f*-радиографии положена реакция деления ядер атомов радиоактивных элементов (урана, плутония и др.) под действием тепловых нейтронов и регистрация осколков деления на детекторе. При этом на детекторе, в качестве которого используется, например лавсановая пленка, фиксируются следы от осколков деления (треки), которые можно наблюдать в электронный микроскоп, а после соответствующей обработки и в оптический микроскоп. Количество треков пропорционально содержанию радионуклида в данной точке исследуемого образца [1].

Использование метода *f*-радиографии для исследования таких природных объектов, как растительность, почва, торф и др. позволяет вести мониторинговые исследования радиационной обстановки на любой территории. При этом индикаторным показателем радиоактивного загрязнения окружающей среды будут являться делящиеся радионуклиды. Эта группа радионуклидов присутствует в составе практически всех

выбросов и сбросов, которые произошли в результате активной деятельности человека по использованию атомной энергии.

Например, при использовании метода f -радиографии для исследования древесной растительности анализируется радионуклидный состав древесины, а именно изучается уровень и характер накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах. Информация о содержании делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев позволяет восстановить динамику радиационной ситуации на территории произрастания изучаемых деревьев за длительный период.

Методические особенности проведения f -радиографического анализа древесины изложены в методических указаниях НСАМ № 64, патенте РФ №. 2265869 «Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды», а также в опубликованной литературе [2-5].

Требуемое для выполнения f -радиографического анализа облучение потоком тепловых нейтронов обеспечивается на исследовательском ядерном реакторе университета.

При проведении f -радиографического анализа древесины используется урановый эталон с известной концентрацией ^{235}U . Для определения концентрации делящихся радионуклидов проводится пересчет плотности треков от осколков делящихся радионуклидов в соответствующее ей количественное содержание, для чего используются данные по урановому эталону (плотность треков от осколков деления, зафиксированная от эталона с известным содержанием ^{235}U). При этом определяется общая концентрация всей совокупности делящихся радионуклидов (используемая технология не позволяет выделять каждый делящийся радионуклид отдельно), которая условно принимается за «эквивалентный уран».

С применением метода f -радиографии были проведены исследования по изучению многолетней динамики поступления в древесину деревьев (сосен) делящихся радионуклидов на территории участков проведения четырех подземных ядерных взрывов (ПЯВ) («Горизонт-3», «Кратон-2», «Метеорит-2» и «Плутон-1»), расположенных в Красноярском крае. Для экспериментальных исследований были отобраны спилы сосен, произрастающих в радиусе не более 100 метров от боевых скважин каждого из исследуемых ПЯВ.

На участке ПЯВ «Горизонт-3» был отобран образец древесины, имеющий 82 годичных кольца, что соответствует временному периоду развития дерева с 1929 по 2010 гг. После выполнения f -радиографического анализа была установлена динамика накопления делящихся радионуклидов во всех годичных кольцах изучаемого образца древесины (т.е. за период времени 1929-2010 гг.) на основании данных о плотности треков от осколков деления делящихся радионуклидов, накопленных в каждом годичном кольце. Характер распределения треков от осколков деления по всем годичным кольцам показан на рисунке 1.

При изучении данного образца был получен длительный ряд наблюдений по накоплению радионуклидов в годичных кольцах, который охватывает доядерный период (до 1945 г), период испытания ядерного оружия в атмосфере, период проведения ПЯВ «Горизонт-3» (1975 г.) и современную ситуацию поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов. Таким образом, изучая данный образец можно оценить уровень накопления делящихся радионуклидов в древесине в период проведения ПЯВ в сравнении с другими временными отрезками.

По результатам анализа было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составило 44 трека/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,056 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем

накопления делящихся радионуклидов в древесине для территории Сибирского региона в целом (0,06-0,09 мг/кг), и для Красноярского края (0,06 мг/кг) в частности [4-5].

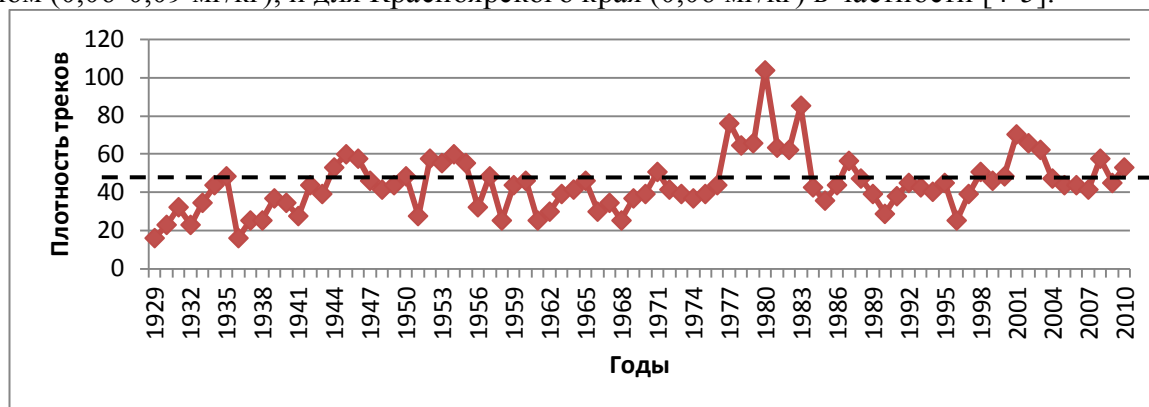


Рис. 1. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произраставшей на территории участка «Горизонт-3». Время проведения ПЯВ – 1975 г.
- - - - - региональный фон для Красноярского края

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Горизонт-3» (1975 г.) не выделяется на фоне общей динамики каким-либо повышенным накоплением делящихся радионуклидов, при этом последующий 5-летний период после проведения ПЯВ характеризуется резким увеличением содержания делящихся радионуклидов, о чем свидетельствует повышение плотности треков в годичных кольцах, соответствующих 1977-1982 годам. Данный факт может свидетельствовать о влиянии проведенного ПЯВ, которое нашло отражение в увеличении концентрации делящихся радионуклидов, поступивших по корневой системе в древесину. После середины 80-х гг. динамика накопления уменьшается и, в среднем, находится на уровне 46-50 треков/мм².

Результаты исследования образца древесины, отобранного на участке проведения ПЯВ «Метеорит-2» показаны на рисунке 2. ПЯВ «Метеорит-2» являлся одним из самых мощных взрывов на территории Красноярского края – 15 кт в тротиловом эквиваленте [6]. В результате проведения датировки было установлено 40 годичных колец, что соответствует временному периоду 1971-2010 гг. Возраст данного образца позволяет получить ограниченный ряд временных наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах, но, тем не менее, время проведения ПЯВ «Метеорит-2» (1977 г.) отражает, как и современную картину поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов.

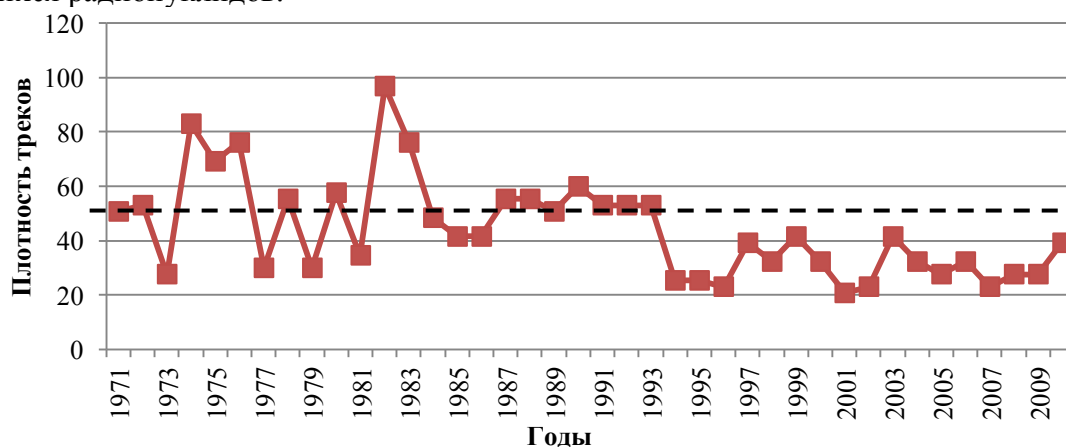


Рис. 2. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произраставшей на участке ПЯВ «Метеорит-2». Время проведения ПЯВ – 1977 г.

— — — — — - региональный фон для Красноярского края

По результатам анализа было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 44 трека/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,056 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение, также как и в предыдущем случае, сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем накопления делящихся радионуклидов в древесине.

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Метеорит-2» (1977 г.) попадает в серию колец (1974-1983 гг.) с несколько повышенным, относительно среднего значения, содержанием делящихся радионуклидов. Данный факт, вероятно, отражает более активное усвоение элементов, в целом, в ранний период развития данного конкретного дерева. В последующем периоде изменение концентрации радионуклидов находится на уровне среднего значения по всем годичным кольцам.

Результаты исследования образца древесины, отобранного на участке проведения ПЯВ «Кратон-2» показаны на рисунке 3. В результате датировки данного образца было установлено, что количество годичных колец – 50 и соответствует временному периоду 1959-2010 гг.

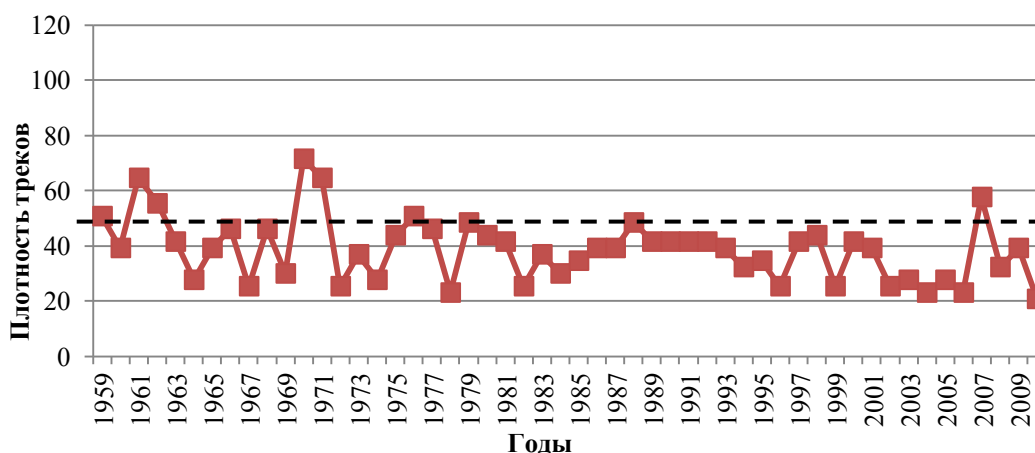


Рис. 3. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произрастающей на участке ПЯВ «Кратон-2». Время проведения ПЯВ – 1978 г.

— — — — — - региональный фон для Красноярского края

При изучении данного образца был получен достаточно длительный ряд наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев, который охватывает период активного испытания ядерного оружия в атмосфере, период проведения ПЯВ «Кратон-2» (1978 г.) и современную ситуацию поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов.

Среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 38,6 треков/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,054 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем для территории Сибири.

Анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что год проведения ПЯВ «Кратон-2» (1978 г.) не выделяется на фоне общей динамики каким-либо повышенным накоплением делящихся радионуклидов. В целом, динамика накопления делящихся радионуклидов по годичным кольцам данного образца довольно равномерная. Незначительно повышенной концентрацией треков характеризуется начальный период развития дерева, что может быть обусловлено биологическими особенностями самого

древесного растения, а также может отражать влияние периода активного испытания ядерного оружия в атмосфере.

Результаты f-радиографического анализа образца древесины, отобранного на участке ПЯВ «Плутон-1» показаны на рисунке 4. Возраст данного образца (20 годичных колец, соответствующих периоду 1991-2010 гг.) позволяет получить ограниченный ряд временных наблюдений по накоплению делящихся радионуклидов в годичных кольцах, который даже не включает год проведения ПЯВ «Плутон-1» (1980 г.).

На основании полученных данных было вычислено среднее содержание делящихся радионуклидов по всем годичным кольцам, которое по плотности треков составляет 67 треков/мм², что в количественном выражении оценивается как 0,075 мг/кг «эквивалентного урана». Полученное значение в 1,5 раза отличается от средних значений, установленных для образцов древесины, отобранной с участков «Горизонт-3», «Метеорит-2» и «Кратон-2», но сопоставимо с ранее установленным фоновым уровнем накопления делящихся радионуклидов в древесине для территории Сибири в целом (0,06-0,09 мг/кг), и для Красноярского края (0,06 мг/кг), в частности [4-5].

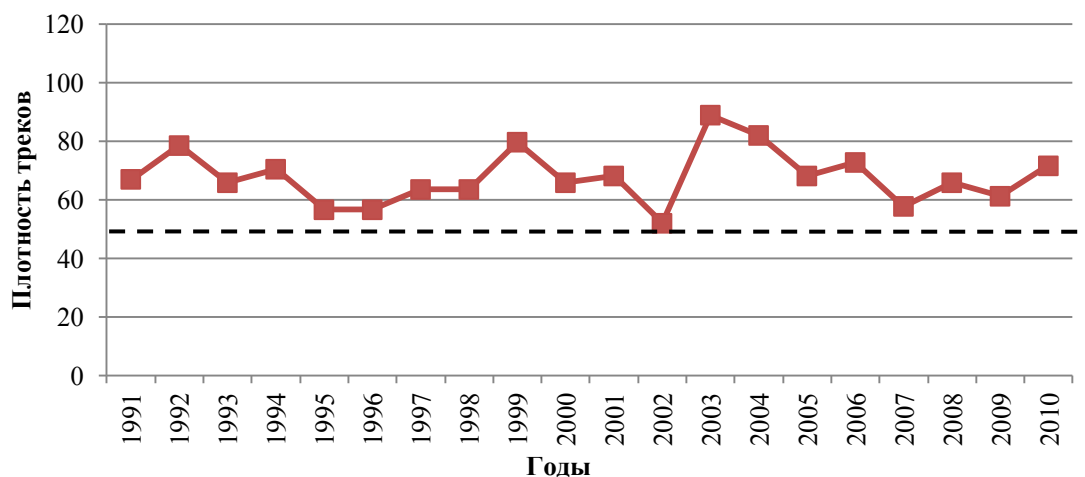


Рис. 4. Распределение треков от осколков деления в годичных кольцах сосны, произрастающей на территории участка «Плутон-1». Время проведения ПЯВ – 1980 г.

----- - региональный фон для Красноярского края

Общий анализ динамики распределения треков по годичным кольцам показывает, что накопление делящихся радионуклидов в течение всего периода роста дерева происходило равномерно, каких-либо повышенных, относительно среднего уровня по всем годичным кольцам, концентраций не зафиксировано.

На основании вышеизложенного, можно заключить, что f-радиографический анализ годичных колец позволил изучить особенности накопления определенной группы радионуклидов в древесине на территории проведения четырех подземных ядерных взрывов и выделить временные периоды их максимального поступления в окружающую среду на изучаемой территории.

Работа выполнена в рамках государственного контракта 45/2010 от 24.06.2010 г. по мероприятию «Проведение радиационного мониторинга девяти объектов подземных ядерных взрывов в мирных целях, расположенных на территории Красноярского края» между Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края и Национальным исследовательским Томским политехническим университетом

Литература

1. Флеров Г.Н., Берзина И.Г. Радиография минералов, горных пород и руд. – М.: Атомиздат, 1979. – 224 с.
2. Пат. 2265869 Россия. Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская. Заявлено 13.05. 2004.
3. МУ НСАМ № 64 «Радиографическое изучение естественных и техногенных радионуклидов в экологических объектах», ВИМС, Москва, 1993 г.
4. Архангельская Т.А. Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец срезов деревьев: автореф. дис. ... канд. г-м. наук. – Томск, 2004. – 21 с.
5. Замятина Ю.Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f-радиографического анализа годовых колец деревьев: автореф. дис.... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2008г. – 26 с.
6. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Коллектив авт. под рук. В.А. Логачева, М.: ИздАТ, 2001. – 519 с.

БИОАКОПЛЕНИЕ ТРАНСУРАНОВОГО ЭЛЕМЕНТА АМ-241 КАРАСЕМ СЕРЕБРЯНЫМ ИЗ ВОДЫ И ПИЩИ

Т.А.Зотина, Е.А.Трофимова, Д.В.Дементьев, А.Я.Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск

Река Енисей загрязнена трансурановыми элементами, в числе которых находится америций-241, долгоживущий высокотоксичный для биоты радионуклид. Основные депозиты Am-241 сосредоточены в донных отложениях реки, однако активность радионуклида регистрируется и в водных растениях (Bolsunovsky, Bondareva, 2007; Bolsunovsky et al., 2009).

Для оценки возможных путей миграции Am-241 в водных экосистемах представляет интерес изучение переноса этого радионуклида в трофических сетях. Ключевым звеном, связывающим речные трофические сети с человеком, является ихтиофауна. Америций накапливается в организмах рыб, обитающих в подверженных радиационному загрязнению пресноводных водоемах (Ikaheimonen, Saxen, 2002; Гудков и др., 2005).

В данной работе приведены результаты экспериментального исследования эффективности бионакопления америция в телах карасей серебряных (*Carassius auratus gibelio*) из воды и из пищи, а также представлены результаты измерения удельной активности америция в органах и тканях карасей, обитающих в Енисее. В лабораторных экспериментах карасей кормили биомассой водных растений, меченных америцием, а также содержали в воде в присутствии растворенного америция (Зотина и др., 2011; Zotina et al., 2011). Рыб, накопивших америций, разделявали на части и измеряли активность радионуклида в пробах органов и тканей на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США), как описано ранее (Зотина и др., 2011). Также оценивали интенсивность биологического выведения америция из организмов карасей.

Лабораторные эксперименты показали, что америций быстро переходит из пищи во внутренние органы и ткани (печень, мышцы, кости) рыб. На вторые сутки после кормления америций достоверно регистрировался в мышцах и костях. В течение восьми суток после однократного кормления меченой пищей активность америция во внутренних органах возрастала. Эксперименты показали, что накопление растворенного в воде америция во внутренних органах и тканях карасей происходит, в основном, через пищеварительный тракт в результате заглатывания воды рыбами, т.е. по пищевому пути. Аналогичные результаты были получены ранее для плутония-239 (Гнеушева, 1971). Среди

внутренних органов, не имевших непосредственного контакта с меченой пищей, наибольшая активность америция зарегистрирована в печени карася (55-67 % от суммарной активности в теле). В мышцах содержалось до 6 % активности радионуклида, накопленной в телах рыб. Удельная активность америция в костях была выше, чем в мышцах, что свидетельствует о большем сродстве америция к костной ткани и согласуется с экспериментальными результатами для морских рыб (Mathews, Fisher, 2009). Эффективность биологического накопления (ассимиляции) америция из пищи положительно коррелировала с возрастом рыб. Так 46 % поглощенного с пищей америция задержалось в телах трехлетних карасей и 7 % – в телах двухлетних рыб. Аналогичные зависимости получены для печени, мышц и костей. Таким образом, на основе полученных экспериментальных результатов мы можем заключить, что бионакопление америция во внутренних органах и тканях карасей, происходит в основном чрез пищеварительный тракт, даже в случае, когда америций находится в воде.

Измерения проб органов и тканей карасей, обитающих на радиационно загрязненном участке Енисея, показали присутствие Am-241 во внутренних органах и мышцах рыб.

Накопление америция-241 в мышцах карасей создает вероятность трофического перехода радионуклида в организмы людей, питающихся рыбой. Америций депонируется в скелете рыб и млекопитающих, создавая хроническую дозовую нагрузку на органы и ткани (Menetrier et al., 2008). Длительное воздействие низких доз радиации может вызвать различные морфологические и функциональные нарушения у самих рыб (Real et al., 2004, Белова, Емельянова, 2011).

Литература

1. Белова Н.В., Емельянова Н.Г. Состояние репродуктивной системы карповых рыб р. Тетерев и Киевского водохранилища после Чернобыльской катастрофы. Вопросы ихтиологии. 2011. 51 (2): 239-249.
2. Гнеушева Г.И. Накопление плутония-239 пресноводными рыбами и водной растительностью. В: Шварц С.С. (ред.). Проблемы радиозэкологии водных организмов. Труды института экологии растений и животных. 1971. Т. 78. Свердловск: РИСО УрО РАН. С. 115-118.
3. Гудков Д.И., Деревец В.В., Зуб Л.Н. и др. Распределение радионуклидов в основных компонентах озерных экосистем в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Радиационная биология. Радиозэкология. 2005. 45 (3): 271–280.
4. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Накопление ²⁴¹Am карасем серебряным из пищи и воды. Доклады АН. 2011. 439 (5): 708-712.
5. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. J. Alloy. Compd. 2007. 444-445: 495-499.
6. Bolsunovsky A., Muratova E., Sukovaty A., Kornilova M. The effect of radionuclide and heavy metal contamination of the Yenisei River on cytogenetics of aquatic plant *Elodea canadensis*. Radioprotection. 2009. 44 (5): 83-88.
7. Ikaheimonen T.K., Saxen R. Transuranic elements in fishes compared to ¹³⁷Cs in certain lakes in Finland. Boreal Environ. Res. 2002. 7: 99-104.
8. Mathews T., Fisher N.S. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. Sci. Total Environ. 2009. 407: 5156-5161.
9. Menetrier F., Taylor D.M., Comte A. The biokinetics and radiotoxicity of curium: A comparison with americium. Appl. Radiat. Isotopes. 2008. 66: 632-647.
10. Real A., Sundell-Bergman S., Knowles J.F., Woodhead D.S., Zinger I. Effects of ionizing radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection J. Radiol. Prot. 2004. 24: A123–A137.

11. Zotina T.A., Trofimova E.A., Dementyev D.V., Bolsunovsky A.Ya. Transfer of americium-241 from food and water to organs and tissues of crucian carp. Radioprotection. 2011. 46(6): 69-73.

ВОЗРАСТНАЯ ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ДОЗЫ ВНУТРЕННЕГО ОБЛУЧЕНИЯ У РЫБ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

А.Е. Каглян, Д.И. Гудков, В.Г. Кленус, З.О. Широкая, Л.П. Юрчук
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Водные экосистемы Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) характеризуются высокими уровнями радионуклидного загрязнения со сложной структурой распределения и динамикой физико-химического состояния форм радионуклидов, влияющих на их миграцию и концентрирование в компонентах водных экосистем. Особое значение приобретает проблема хронического влияния малых доз ионизирующего излучения на гидробионты. Поступая в водные экосистемы, радионуклиды включаются в биогеохимические циклы и, мигрируя по трофической сети, накапливаются в рыбе, занимающей в гидробиоценозах верхние трофические уровни и входящей в рацион человека. В настоящее время около 90% мощности внутренней дозы облучения рыб, благодаря повышенной миграционной способности и биологической доступности, обусловлено инкорпорацией ^{90}Sr . Основной целью представленных исследований был анализ динамики удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также оценка мощности внутренней дозы облучения у рыб в водоемах ЧЗО.

Материалы и методы. Исследования выполняли в период 2006–2011 гг. В пределах ЧЗО лов рыбы проводили в пойменных водоемах р. Припять с различным гидрологическим режимом. На территории левобережной поймы исследовали озера Глубокое, Далекое, Вершина (заболоченное озеро) и Красненскую старицу на участках, находящихся на одамбированной территории (уч. № 1) и за ее пределами (уч. № 2). На правобережной территории поймы исследовали оз. Азбучин, Яновский и Новошепелический затоны (отделенные от русла реки насыпной дамбой), водоем-охладитель (ВО) ЧАЭС (с повышенным водообменом), Припятский затон (открытый водоем), затон «Щепочка» (открытый водоем), а также русловые участки рек Припять, Уж и Илья. Для выполнения сравнительных исследований, за пределами ЧЗО были отобраны пробы в Киевском водохранилище в районе сел Страхоlesье (правобережье) и Лебедевка (левобережье). Для анализа отбирали 3–15 экз. каждого вида рыб [9]. За период исследований были проанализированы представители ихтиофауны различных экологических групп: бентофаги – карась серебристый (*Carassius auratus gibelio* Bloch), возраст 2–13 лет, карась обыкновенный или золотой (*Carassius carassius* L.), возраст 3–10 лет, линь (*Tinca tinca* L.), возраст 5–8 лет, плотва обыкновенная (*Rutilus rutilus* L.), возраст 2–5 лет, лещ обыкновенный (*Abramis brama* L.), возраст 2–6 лет, клепец (*Abramis sapa* Pallas), возраст 2–3 лет, рыбец обыкновенный (*Vimba vimba* L.), возраст 3–4 лет, усач (*Barbus barbus* L.) возраст 2–5 лет, зоопланктонофаг – синец (*Abramis ballerus* L.), возраст 3–7 лет, фитофаги – подуст днепровский (*Chondrostoma nasus* Berg), возраст 3–5 лет и красноперка обыкновенная (*Scardinius erythrophthalmus* L.), возраст 1–9 лет, а также облигатные и факультативные ихтиофаги – сом европейский (*Silurus glanis* L.) возраст 4–10 лет, щука обыкновенная (*Esox lucius* L.) возраст 1–11 лет, голавль (*Leuciscus cephalus* L.) возраст 7–10 лет, жерех (*Aspius aspius* L.) возраст 8–9 лет, судак обыкновенный (*Stizostedion lucioperca* L.) возраст 3–9 лет, окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.), возраст 3–9 лет и чехонь (*Pelecus cultratus* L.) возраст 3–9 лет.

Определение удельной активности ^{137}Cs в рыбе проводили гамма-спектрометрическим и радиохимическим методами, ^{90}Sr – радиохимическим (по оксалатной методике) с измерением на установке малого фона УМФ-2000 дочернего ^{90}Y [9]. Анализ биологических показателей рыб проводили по общепринятой в ихтиологии методике [1]. Содержание (удельная активность, концентрация) радионуклидов в рыбах приводится в Бк/кг сырой (естественной) массы. Дозы облучения рассчитывали согласно методике [11].

Результаты и их обсуждение. Основные результаты наших радиозэкологических исследований рыб в водоемах Украины посла аварии на Чернобыльской АЭС представлены в работах [2, 5–8]. Анализ современных данных, свидетельствует о том, что показатели удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr у представителей ихтиофауны, за исключением «мирных» видов, всех водоемов ЧЗО продолжают снижаться. Весомыми факторами, которые определяют количественное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбах является уровень радионуклидного загрязнения водоемов и близлежащих территорий, гидрологический и гидрохимический режим водных объектов, а также естественный распад радионуклидов за послеаварийный период.

Результаты измерений удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr за исследуемый период представлены в табл. 1. В условно непроточных, полупроточных и замкнутых водоемах ЧЗО содержание ^{90}Sr у рыб находится в пределах 100 (ВО) – 70000 (оз. Вершина) Бк/кг, что превышает принятые в Украине допустимые уровни (ДУ) содержания ^{90}Sr для рыбной продукции в 3–2000 раз (ДУ для ^{137}Cs – 150, для ^{90}Sr – 35 Бк/кг [4]). Содержание ^{90}Sr в отдельных органах и тканях рыб, например, в чешуе двухлетних карасей оз. Вершина достигало 274500 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs у представителей ихтиофауны всех замкнутых и полупроточных водоемов ЧЗО превышает ДУ в 4–200 раз. Необходимо отметить, что в водных объектах с повышенным водообменом (ВО и реки ЧЗО) общее содержание ^{137}Cs у рыб значительно превышает этот показатель для ^{90}Sr и отвечает традиционным представлениям о распределении радионуклидов в ихтиоценозах водоемов, находящихся в зоне влияния аварии на ЧАЭС. Наиболее выражена эта тенденция у рыб ВО, который является единственным среди исследуемых водоемов ЧЗО, где удельная активность ^{137}Cs в воде многие послеаварийные годы превышала таковую ^{90}Sr . Экосистемы рек имеют повышенную способность к самоочищению, поэтому содержание радионуклидов у рыб р. Припять на участке ЧЗО только в отдельных случаях превышает ДУ. В большинстве водоемов Украины содержание радионуклидов в рыбе в десятки раз меньше принятых ДУ.

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов в представителях ихтиофауны водоемов ЧЗО и Киевского водохранилища в 2006–2011 гг., Бк/кг сырой массы.

Тип водоема	Название водоёма	Диапазоны удельной активности	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Озера	Азбучин, Вершина, Глубокое, Далекое	900–38800	1470–81200
Водоем-охладитель	ВО ЧАЭС	850–10950	100–770
Условно непроточные водоёмы	Одамбированные затоны р. Припяти (Яновский и Новошепеличский), Красненская старица (уч. № 1)	480–3330	560–5800
Открытые затоны р. Припять	Припятский затон и затон «Щепочка»	30–170	50–170
Полупроточные водоёмы	Красненская старица (уч. № 2)	570–11250	100–4480
Реки	Припять, Уж, Ілья	13–220	3–40
Водохранилище	Киевское (район с. Домантов, с. Страхолесье, с. Лебедёвка и др.)	7–160	1–13

Для исследования накопления радионуклидов различными возрастными группами рыб в замкнутых водоёмах ЧЗО нами были отобраны более 100 экземпляров красноперки обыкновенной в оз. Глубокое. Возрастные группы состояли из 3–20 экземпляров. Полученные предварительные результаты анализа динамики накопления радионуклидов красноперкой свидетельствуют о достоверном увеличении накопления как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs у рыб с возрастом рыб (рис. 1). Характерно достаточно быстрое увеличение удельной активности радионуклидов в первые годы жизни рыб, с последующим замедлением в последующий период, особенно для ^{137}Cs .

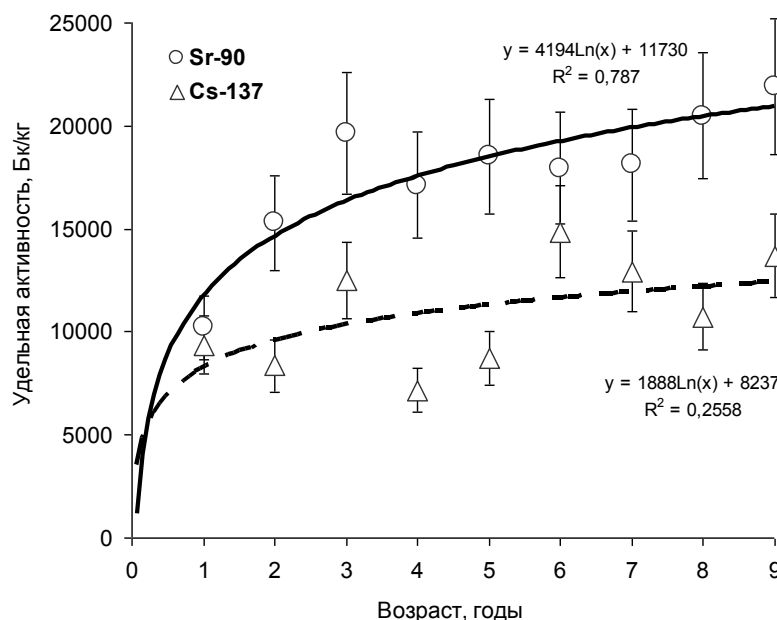


Рис. 1. Возрастная динамика удельной активности радионуклидов у красноперки оз. Глубокое

На основе результатов исследований 2009–2011 гг. выполнены расчеты мощности поглощенной дозы для рыб от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr , которые в водоемах ЧЗО с различным гидрологическим режимом составили: в замкнутых водоемах – 1,25–17,41, в условно непроточных водоемах – 0,74–4,33, в ВО ЧАЭС – 0,26–2,03, в открытых затонах р. Припять – 0,038–0,271, в р. Припять – 0,01–0,04 и в рыбе Киевского водохранилища – до 0,022 мкГр/ч (табл. 2–4). В оз. Вершина, которое по предварительным данным является одним из самых загрязненных водоемов ЧЗО, диапазон мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов для карася обыкновенного достигал 33,00–44,88 мкГр/ч.

Таблица 2. Диапазоны мощности поглощенной дозы рыб от инкорпорированных радионуклидов, мкГр/ч.

Водоемы	^{137}Cs		^{90}Sr	
	«мирные» виды	ихтиофаги	«мирные» виды	ихтиофаги
Оз. Глубокое	0,395–5,097	1,045–3,527	4,643–14,437	4,249–9,818
Оз. Далекое	0,165–0,571	0,311–1,111	1,336–6,826	0,938–2,257
Оз. Азбучин	0,479–0,734	0,817–1,345	2,083–13,982	1,180–1,648
Красненская старица (уч. № 1)	0,072–0,522	0,270–0,857	2,792–3,961	1,295–2,419
Красненская старица (уч. № 2)	0,092–0,362	0,083–2,017	0,102–1,554	0,061–1,252

Яновский затон	0,083–0,169	0,266–0,567	1,235–2,074	0,421–1,012
ВО ЧАЭС	0,140–0,324	0,201–1,962	0,062–0,464	0,067–0,144
р. Припять	0,011–0,014	0,007–0,028	0,009–0,010	0,004–0,010
Затон «Щепочка»	0,007–0,014	0,024–0,028	0,031–0,257	0,040–0,042
Киевское в-ще	0,001–0,008	0,005–0,019	0,002–0,005	0,001–0,008

В большинстве пресных водоемов Украины, расположенных за пределами ЧЗО мощность поглощенной дозы для рыб от инкорпорированных радионуклидов не превышает 0,01 мкГр/ч. Согласно рекомендациям НКДАР ООН, допустимой мощностью дозы при хроническом действии на гидробионты принято считать 10 мГр/сут. В годовом исчислении эта доза составляет около 3,7 Гр и считается максимальной дозой облучения водной биоты, при которой еще не регистрируются радиационные эффекты [12]. Однако приведенный стандарт базируется на радиационных исследованиях, основная часть которых выполнена на гидробионтах в лабораторных условиях при остром внешнем облучении, эффективность которого значительно ниже, чем хроническое действие от инкорпорированных радионуклидов при загрязнении природных водоемов. В связи с этим, установленный предел дозовой нагрузки представляется достаточно условным, а его применение может рассматриваться лишь на определенном этапе формирования стратегии радиационной защиты водных экосистем, с дальнейшим корректированием при получении более полных данных о чувствительности гидробионтов к хроническому радиационному воздействию [3].

Основным дозообразующим радионуклидом для представителей ихтиофауны замкнутых и условно непроточных водоемов ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr , на долю которого приходится 61–81% (для хищных рыб) и 90–93 % (для представителей «мирных» видов) мощности поглощенной дозы облучения. В проточных и полупроточных водоемах ЧЗО вклад ^{90}Sr во внутреннюю дозу облучения составляет от 26 до 87 %, а для ВО, где постоянно происходит водообмен за счет подкачки воды из р. Припять – от 9 до 41 %. За пределами ЧЗО, например, в Киевском водохранилище вклад ^{90}Sr в мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов составляет от 16 до 50 % (табл. 3). Необходимо отметить, что средние значения дозовой нагрузки на представителей «мирных» видов рыб от инкорпорированных радионуклидов в замкнутых (за исключением ВО) и условно непроточных водоемах зоны отчуждения в 1,5–2,5 раза превышают внутренние дозовые нагрузки для хищных видов. Это связано с тем, что удельная активность ^{90}Sr в организме «мирных» видов рыб выше, чем удельная активность ^{137}Cs , а у хищных видов соотношение удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs меньше или равно 1. А поскольку относительная биологическая эффективность радиационного воздействия ^{90}Sr выше, чем ^{137}Cs , то и дозовые нагрузки, обусловленные инкорпорированным ^{90}Sr , соответственно, выше.

Таблица 3. Средние показатели мощности дозы внутреннего облучения рыб (мкГр/ч) и вклад радионуклидов (%)

Водоемы	^{137}Cs , мкГр/ч (%)		^{90}Sr мкГр/ч (%)	
	«мирные» виды	ихтиофаги	«мирные» виды	ихтиофаги
Оз. Глубокое	0,951 (8,3)	2,149 (25,4)	10,094 (91,7)	6,301 (74,6)
Оз. Далекое	0,339 (8,8)	0,730 (32,7)	3,510 (91,2)	1,505 (67,3)
Оз. Азбучин	0,609 (10,1)	1,030 (42,2)	5,411 (89,9)	1,409 (57,8)
Красненская старица (уч. № 1)	0,302 (8,6)	0,428 (18,9)	3,194 (91,4)	1,832 (81,1)
Красненская старица (уч. № 2)	0,167 (12,5)	0,764 (54,2)	1,159 (87,5)	0,645 (45,8)

Яновский затон	0,112 (6,4)	0,411 (38,8)	1,599 (93,6)	0,649 (61,2)
Затон «Щепочка»	0,011 (15,7)	0,024 (37,5)	0,059 (84,3)	0,040 (62,5)
ВО ЧАЭС	0,248 (58,6)	0,976 (90,9)	0,175 (41,4)	0,097 (9,1)
р. Припять	0,011 (55,0)	0,020 (74,1)	0,009 (45,0)	0,007 (25,9)
Киевское в-ще	0,003 (50,0)	0,010 (83,3)	0,003 (50,0)	0,002 (16,7)

Таким образом, средние значения мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr в организме «мирных» видов рыб замкнутых и условно непроточных водоемов ЧЗО выше, чем аналогичные показатели для хищных видов. В ВО, проточных водоемах и реках ЧЗО (в рыбе, где удельная активность ^{137}Cs превышает ^{90}Sr) средние значения дозовых нагрузок у хищных видов от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr равны или превышают дозовые нагрузки для «мирных» видов рыб (табл. 4).

Таблица 4. Диапазоны и средние значения мощности поглощенной дозы рыб от инкорпорированных радионуклидов, мкГр/ч.

Водоемы	«Мирные» виды рыб		Рыбы-ихтиофаги	
	диапазон	среднее значение	диапазон	среднее значение
Оз. Глубокое	5,038–17,413	12,495	5,386–13,345	8,472
Оз. Далекое	1,551–7,397	3,849	1,249–3,368	2,235
Оз. Азбучин	2,876–14,511	6,019	1,997–2,993	2,439
Красненская старица (уч. № 1)	2,917–4,331	3,589	1,565–3,276	2,260
Красненская старица (уч. № 2)	0,194–2,077	1,336	0,144–3,269	1,408
Яновский затон	1,321–2,157	1,711	0,741–1,579	1,028
Затон «Щепочка»	0,038–0,271	0,069	0,062–0,064	0,064
ВО ЧАЭС	0,261–0,788	0,423	0,293–2,029	1,073
р. Припять	0,010–0,020	0,020	0,011–0,038	0,025
Киевское в-ще	0,004–0,011	0,007	0,006–0,022	0,013

Таким образом, в водоемах ЧЗО удельная активность радионуклидов у рыб различных экологических групп находится на высоком уровне и многократно превышает действующие в Украине ДУ для рыбной продукции. У всех представителей «мирных» видов рыб водных объектов ЧЗО содержание ^{90}Sr превышает таковое для ^{137}Cs (за исключением рыб ВО ЧАЭС и речных экосистем). Диапазон мощности суммарной поглощенной дозы от инкорпорированных ^{137}Cs и ^{90}Sr у рыб замкнутых водоемов ЧЗО составил 1,3–44,9, в условно непроточных водоемах – 0,7–4,3, в ВО ЧАЭС – 0,3–2,0, в открытых затонах – 0,04–0,27, в р. Припять – 0,01–0,04 и в рыбах Киевского водохранилища – до 0,022 мкГр/ч. В большинстве водоемов Украины, расположенных за пределами ЧЗО эта величина не превышает 0,01 мкГр/ч. Для рыб замкнутых, условно непроточных водоемов и затонов ЧЗО на долю ^{90}Sr приходится 61–93 % мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов, а среднее содержание ^{90}Sr в рыбах превышает содержание ^{137}Cs в 1,5–13 раз. Таким образом, в настоящее время ^{90}Sr является основным дозообразующим радионуклидом для рыб большинства водоемов ЧЗО, благодаря высокой подвижности и биологической доступности физико-химических форм в пресноводных экосистемах.

Литература

1. Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам. К: Наук. думка. – 1969. – 187 с.
2. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др., Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 3. – С. 95–113.
3. Гудков І.М., Гайченко В.А., Каспаров В.О. та ін. Радіоекологія. К: НОВОград, 2011. – 368 с.
4. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). К.: Міністерство охорони здоров'я України; Комітет з питань гігієнічного регулювання; НКРЗУ, 1997. – 38 с.
5. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Радіонуклідне забруднення представників іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження. // Наукові записки Тернопільського педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2010. Т.43, №2. – С. 219–222.
6. Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. Сучасне радіонуклідне забруднення прісноводних риб України // Доповіді Національної академії наук України – 2011. – №12. – С.164–170.
7. Каглян О., Гудков Д., Кленус В. та ін. Радіонуклідне забруднення риб прісних водойм України після аварії на ЧАЕС // Міжнародн. конф. "Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього": Зб. доповідей висновки і рекомендації, (Київ, 20-22 квітня 2011 р.) – Київ: КІМ, – 2011. – Ч.2. – С.301–306.
8. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. К: Наук. думка. – 2010. – 263 с.
9. Лаврухина А.К., Малышева Т.В., Павлоцкая Ф.И. Радиохимический анализ. М: АН СССР, –1963. – 220 с.
10. Патент №95746. Україна, МПК G01T №1/169. Спосіб визначення ступеня максимального радіонуклідного забруднення іхтіофауни прісноводних водойм / Каглян О.Є., Гудков Д.І., Кленус В.Г. та ін. (Україна). Зс.; Опубл. 2011р., Промислова власність, №16.
11. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionizing radiation from radionuclides in the environment / (Eds.) J. Brown, P. Strand, A. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, –2003. – 395 p.
12. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with scientific annex: Effects of radiation on the Environment. – N.Y.: United Nations, –1996. – 86 p.

СОДЕРЖАНИЕ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ГИДРОБИОНТАХ РЕКИ ЕНИСЕЙ

А.Д. Карпов, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, Красноярск

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира и загрязнена радионуклидами как техногенного, так и природного происхождения. Источником поступления в Енисей техногенных радионуклидов на протяжении последних 50 лет являлся Горно-химический комбинат (ГХК) Росатома, расположенный в г. Железногорске Красноярского края. Во время работы реакторов ГХК, для их охлаждения использовалась вода р. Енисей. Не смотря на то, что последний работающий реактор ГХК был остановлен в апреле 2010 г., в воде, донных отложениях и гидробионтах реки Енисей продолжают детектироваться

техногенные радионуклиды, хотя их разнообразие и максимальная активность существенно снизились [1-2]. Источником поступления в воду природных радионуклидов служат различные радиоактивные аномалии, а также месторождения природных ископаемых, расположенные в бассейне реки Енисей.

Важной проблемой радиоэкологии является перенос радионуклидов по водной трофической цепи. Накопление радионуклидов в биомассе водных организмов, в том числе и рыб, может стать причиной их попадания в организм человека.

Цель данной работы заключалась в том, чтобы оценить содержание радионуклидов в гидробионтах реки Енисей в зоне влияния ГХК.

Материалы и методы

В качестве объектов исследования использовались гидробионты трех водных трофических уровней: водные растения - шелковник кауфмана (*Batrachium kauffmanii*), водный мох (*Fontinalis antipyretica*), элодея канадская (*Elodea canadensis*); хариус сибирский (*Thymallus arcticus*) и гаммарус (*Phylolimnogammarus viridis*), как основной источник питания хариуса. Отбор гидробионтов проводился в период 2009 – 2011 гг. в районе санитарно-защитной зоны ГХК (район села Хлоптуново и села Атаманово). Для подготовки проб для анализа, все отобранные гидробионты тщательно промывались, высушивались в сушильном шкафу, а затем озолялись в муфельной печи при температуре 450° С. Содержание радионуклидов в биомассе гидробионтов определялось на основе использования трех методов: 1) регистрация общей α - и β -активности; 2) определение активности γ -излучающих радионуклидов; 3) определение в пробах содержание природного урана ^{238}U . Все результаты исследований рассчитывались на сухую массу проб гидробионтов. Для определения активности γ -излучающих радионуклидов использовался γ -спектрометр компании Canberra (США) со сверхчистым германиевым детектором. Регистрация общей α - и β -активности проводилась при помощи альфа-бета радиометра УМФ-2000 (Россия). Оценка содержания радионуклидов в рыбе осуществлялась на основе исследований ее фракций: головы, жабры, кожа, чешуя, плавники, мышцы, кости и внутренние органы.

Результаты и обсуждения

Во время работы реакторов ГХК, основным β -излучающим техногенным радионуклидом, поступающим в воду реки Енисей, являлся короткоживущий техногенный радионуклид - ^{32}P [3-5]. Его период полураспада составляет 14,3 дня, в связи с чем идентификация его в исследуемых пробах осуществлялась путем математических расчетов экспоненциального изменения с течением времени общей β -активности. Удельная активность ^{32}P в биомассе гидробионтов, а также коэффициенты накопления (КН) ^{32}P из воды представлены в Таблице 1.

Таблица 1. Удельная активность ^{32}P в гидробионтах р. Енисей

Гидробионты		^{32}P , Бк/кг	КН, л/кг
Водные растения	Водный мох	60700 ± 800	230000
	Элодея	17200 ± 400	65000
	Шелковник Кауфмана	13800 ± 300	52000
Гаммарус		16300 ± 300	61000
Хариус сибирский	Кости	1300 ± 200	4900
	Жабры	720 ± 70	2700
	Головы	670 ± 120	2500
	Плавники	650 ± 90	2400
	Кожа	470 ± 80	1800
	Мышцы	280 ± 30	1100

Из полученных результатов можно сделать вывод, что наибольшей накопительной способностью ^{32}P из воды обладает мох (230000 л/кг). Коэффициенты накопления для гаммаруса и элодеи примерно одинаковые (61000 и 65000 л/кг). Максимальный коэффициент накопления ^{32}P для фракций хариуса был зарегистрирован в костях (4900 л/кг).

После того, как в апреле 2010 года был остановлен последний работающий реактор ГХК, результаты исследований проб гидробионтов реки Енисей не показали в них уменьшения со временем общей β -активности [6], что свидетельствует о том, что ^{32}P перестал поступать в Енисей. Результаты общей β -активности в пробах гидробионтов, отобранных после остановки реактора ГХК, представлены в Таблице 2.

Таблица 2. Удельная β - и α -активность в гидробионтах р. Енисей

Гидробионты		β -активность, Бк/кг	α -активность, Бк/кг
Водные растения	Элодея канадская	1266 $\pm$ 25	33 $\pm$ 10
	Шелковник Кауфмана	1244 $\pm$ 27	67 $\pm$ 26
	Водный мох	693 $\pm$ 19	45 $\pm$ 8
Гаммарус		200 $\pm$ 17	1,6 $\pm$ 1,2
Хариус сибирский	Мышцы	692 $\pm$ 14	Меньше МДА
	Кости	336 $\pm$ 17	
	Жабры	233 $\pm$ 11	
	Кожа	198 $\pm$ 7	
	Чешуя	191 $\pm$ 16	
	Головы	167 $\pm$ 10	
	Плавники	161 $\pm$ 14	
	Внутренние органы	98 $\pm$ 4	0,34 $\pm$ 0,27

Из полученных результатов видно, что значения удельной общей β -активности в растениях гораздо выше, чем в биомассе рыбы или гаммаруса. Удельная β -активность на одну целую рыбу составила 390 Бк/кг. На основании проведенных расчетов абсолютной суммарной β -активности во фракциях хариуса было установлено, что в одной рыбе максимальная β -активность содержится в мышцах (23 Бк), а минимальная – в плавниках (0,24 Бк).

Для того чтобы объяснить полученные результаты общей β - и α -активности, были проведены исследования γ -спектрометрического анализа исследуемых гидробионтов, а также анализ содержания в них природных радионуклидов. Результаты γ -спектрометрического анализа выявили в биомассе водных растений активность таких техногенных радионуклидов, как ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{239}Np и природного радионуклида ^{40}K [2]. В пробах гаммаруса перечень радионуклидов был несколько меньше: ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{152}Eu , а их активности гораздо ниже. В пробах хариуса перечень техногенных радионуклидов был еще меньше: ^{40}K , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs . В жабрах хариуса зарегистрирована максимальная концентрация ^{65}Zn (970 Бк/кг) и ^{137}Cs (960 Бк/кг), а в коже – ^{60}Co (60 Бк/кг) и ^{40}K (2370 Бк/кг). Эти результаты могут свидетельствовать о доминировании водного пути поступления радионуклидов в организм рыбы. Однако полученные значения содержания техногенных радионуклидов не превышают установленных нормативов для потребления человеком. Удельная активность ^{40}K , рассчитанная на одну рыбу, составила 540 Бк/кг, что несколько выше удельной β -активности одного экземпляра рыбы, рассчитанной по измерениям общей β -активности (390 Бк/кг). Очевидно, что основной вклад в общую β -активность проб гидробионтов вносит именно ^{40}K . Его удельная активность в пробах водных растений и гаммаруса составила: для водного мха - 410 Бк/кг, для элодеи канадской – 1100 Бк/кг, для

шелковника кауфмана – 1000 Бк/кг, для гаммаруса – 160 Бк/кг. Полученная разница между значениями общей β -активности и активности ^{40}K требует проведения дополнительных уточняющих исследований.

Анализ проб гидробионтов выявил присутствие в сухой биомассе исследуемых гидробионтов содержание природного урана ^{238}U . Для водных растений концентрация урана составила 0,37 – 0,88 мг/кг, а для гаммаруса - 0,29 мг/кг. В пробах фракций хариуса максимальная концентрация урана была зарегистрирована во внутренних органах (0,48 мг/кг), а минимальная – в коже (0,04 мг/кг). Также стоит отметить, что зарегистрировать уран в жабрах не удалось. Удельное содержание урана на одну рыбу составило 0,25 мг/кг.

Результаты исследований показали в биомассе растений одинаковые, с учетом погрешности, значения общей α -активности (Таблица 2). В биомассе гаммаруса α -активность была на порядок меньше, чем в растениях. Достоверно зарегистрировать α -активность в пробах хариуса удалось только во внутренних органах (0,34 Бк/кг). В остальных фракциях значения общей α -активности были меньше МДА. Тем не менее, присутствие в органах хариуса ^{238}U , который является α -излучающим радионуклидом, свидетельствует о том, что в биомассе фракций хариуса α -активность присутствует, но зарегистрировать ее не удалось, что связано с недостаточной чувствительностью использованного прибора.

Заключение

Содержание радионуклидов в биомассе гидробионтов разных трофических уровней является основным показателем загрязненности водной экосистемы реки Енисей. В связи с тем, что воды Енисея содержат радионуклиды не только природного, но и техногенного происхождения, оценка их содержания в пробах гидробионтов требует разных методов. В данной работе был применен комплексный подход с использованием трех методов: измерение общей α - и β - активности, измерение активности γ -излучающих радионуклидов и содержания природного урана. Регистрация общей α - и β - активности выявила, что максимальная удельная β -активность накапливается в биомассе водных растений (1266 Бк/кг), а минимальная во фракциях хариуса и гаммаруса (98 – 200 Бк/кг). Максимальные значения общей α -активности также были зарегистрированы для проб водных растений (33-67 Бк/кг), минимальные – для проб гаммаруса (1,6 Бк/кг). Достоверно определить во фракциях хариуса α -активность удалось лишь во внутренних органах (0,34 Бк/кг), в остальных фракциях ее значение оказалось меньше МДА. В биомассе водных растений и гаммаруса концентрация ^{238}U изменялась от 0,29 до 0,88 мг/кг, для проб хариуса концентрация ^{238}U составила 0,25 мг/кг. Максимальная концентрация урана в пробах хариуса была отмечена во внутренних органах, где и была зарегистрирована общая α -активность. Результаты γ -спектрометрического анализа в водных растениях показали содержание таких радионуклидов, как ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{239}Np . В биомассе гаммаруса перечень радионуклидов был несколько меньше: ^{40}K , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{152}Eu , а в пробах хариуса еще меньше: ^{40}K , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs . Максимальные значения активности радионуклидов в коже и жабрах свидетельствуют о доминировании водного пути поступления радионуклидов в организм рыбы. Полученные значения содержания техногенных радионуклидов в пробах хариуса не превышают установленных нормативов для потребления рыбы человеком.

Литература

1. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Каглян А.Е., Болсуновский А.Я., Гудков Д.И. Распределение техногенных радионуклидов в организме рыб из р. Енисей (Россия) и водоемов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (Украина). // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. // 2010. – №1 (12). – С. 91-94.

2. Болсуновский А.Я., Медведева М.Ю., Александрова Ю.В. Интенсивность накопления радионуклидов в биомассе водных растений реки Енисей. // Известия Самарского научного центра Российской академии наук, Т. 13 №1(4), 2011. С. 776-779.

3. Паньков Е.В., Болсуновский А.Я., Пименов Е.В. Содержание радионуклидов и мощности доз облучения отдельных видов ихтиофауны реки Енисей. // Доклады IV международной конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде», Семипалатинск – 2006. – Т. 1 – С. 357-361.

4. Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В. Оценка интенсивности накопления ^{32}P водными растениями реки Енисей // Экология. 2010, №6. С. 464-467

5. Карпов А.Д. Содержание техногенных радионуклидов в гидробионтах реки Енисей. // Материалы XIV Международной научной школы-конференции студентов и молодых ученых «Экология Южной Сибири и сопредельных территорий», Абакан – 2010. – Т. 2 – С. 13-14.

6. Карпов А.Д., Болсуновский А.Я. Радиоактивное загрязнение хариуса сибирского в реке Енисей. // Материалы XVII Всероссийской научно-технической конференции «Энергетика: эффективность, надежность, безопасность», Томск – 2011. – С. 292-294.

УЧАСТИЕ СТУДЕНТОВ-ЭКОЛОГОВ В РАДИАЦИОННОМ ОБСЛЕДОВАНИИ ЖИЛЫХ И ОБЩЕСТВЕННЫХ ЗДАНИЙ Г. ТОМСКА

*М.В. Кочнева
БИ, ТГУ, г. Томск*

Радиационная безопасность является одним из важнейших гигиенических критериев экологической безопасности. Так как человек большую часть своей жизни проводит в здании, то помимо природного радиоактивного излучения он испытывает и нагрузки от техногенно измененной среды обитания и, в первую очередь, от строительных материалов, которые используются при строительстве зданий.

Радиоактивность строительных материалов обусловлена наличием компонентов минерального происхождения, в которых присутствуют естественные радионуклиды калия, тория, радия. Возможно, попадание в материалы и техногенных радионуклидов, если данный материал добывается на радиоактивно загрязненных территориях.

С введением ГОСТ 30108-94 «Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов» и Санитарных Правил «По ограничению облучения населения от природных источников ионизирующих излучений в строительных материалах» №18 от 11.03.1999 г. обязательно проводятся исследования образцов строительных материалов на удельную эффективную активность естественных радионуклидов, по которой устанавливается принадлежность материала к 1, 2 или 3 классу и определяются возможные области его использования. Эти характеристики указываются в гигиенических сертификатах на строительные материалы.

К особо значимому природному радиоактивному загрязнению последнее время отнесено загрязнение помещений радоном. Радон – радиоактивный инертный газ в 7,5 раз тяжелее воздуха, в больших количествах он скапливается под землей, а на поверхность проникает при добыче полезных ископаемых или через трещины в земной коре. Сам по себе радон не опасен, но продукты его распада — твердые радиоактивные частички с электростатическим зарядом, проникают в легкие и вызывают заболевание.

Следует учитывать, что здания с подвалом обладают большей защищенностью от проникновения радона, чем здания без подвала, т.к. значительная часть радона в этих случаях скапливается в подвале, а не в приземных помещениях. Это особенно важно учитывать при реконструкции и реставрации, так как в процессе эксплуатации защитные свойства материалов утрачиваются за счет их деструкции.

Для защиты помещений от газа радона, выделяющегося из земли и, как правило, скапливающегося в подвале, необходимо выбирать материалы более непроницаемые для воды и даже для газа [6].

Для того чтобы обеспечить комфортное проживание человека в подобных случаях, необходима специальная вентиляция в доме, т.к. обычная вентиляция разгоняет в комнате радиоактивные частички пыли так, что те, благодаря своим электростатическим свойствам, оседают на отделочных материалах стен и потолка. Они могут не столь активно атаковать наши легкие, но их скопление на поверхности по радиоактивным показателям становится опасным. Если в дополнение к вентилятору в комнате работает генератор ионов — положительных или отрицательных — происходит их соединение с радиоактивными частицами и еще более активное оседание тех на поверхность стен. В этом случае содержание опасных частиц в воздухе снижается на 80—90 %, но происходит загрязнение поверхностного слоя материала в интерьере [5].

До 2011 года проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий осуществлялось согласно методическим указаниям МУ 2.6.1.715-98 утвержденным и введенным в действие Главным Государственным санитарным врачом Российской Федерации 24 августа 1998 года Г.Г. Онищенко. В феврале 2011 года введены новые методические указания МУ 2.6.1.2838-11 «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка жилых, общественных и производственных зданий и сооружений после окончания их строительства, капитального ремонта, реконструкции по показателям радиационной безопасности».

Число и расположение подлежащих обследованию помещений выбирают исходя из того, что обследоваться должны, во-первых, все типы помещений, имеющие различное функциональное назначение, и, во-вторых, помещения, расположенные на каждом этаже многоэтажного здания, включая подвал, а при двух и более подъездах и в каждом подъезде. При этом наибольшую долю от всех выбранных для обследования помещений должны составлять те, в которых люди проводят наибольшее количество времени. В жилых помещениях, если на то особых оснований, не обследуются ванные и туалетные комнаты, кухни, кладовые. Измерения рекомендуется проводить при наиболее высоком для данной местности барометрическом давлении и слабом ветре. [Методические указания 2011 г.].

Лаборатория радиационного контроля ОБГУ «Облкомприрода» проводит радиационное обследование жилых и общественных зданий с 2001 года. За это время обследованы различные типы зданий, в кирпичном исполнении (Таблица 1) и панельные (Таблица 2), расположенные в различных частях города, как в низменных, болотистых районах (район Черемошники), так и на возвышенностях (район Академгородка).

Таблица 1. Сводная таблица радиационного обследования жилых помещений для зданий в кирпичном исполнении

Год	МЭД внешнего гамма-излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2003	0.11-0.16	10-15	0.080	Локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено
2006	0.10-0.15	10-14	0.080	-- //--
2006	0.10-0.15	10-14	0.080	-- //--
2008	0.10-0.16	10-15	0.122	-- //--

Год	МЭД внешнего гамма- излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2009	0.11-0.15	10-25	0.068	-- //--
2009	0.08-0.20	10-20	0.128	-- //--
2009	0.08-0.16	10-20	0.050	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.126	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.126	-- //--
2011	0.08-0.14	< 26	0.066	-- //--

С 2006 года к обследованию зданий привлекаются студенты кафедры экологического менеджмента, Биологического института, ТГУ, студенты ТПУ и ТУСУР, в порядке прохождения практических занятий по курсу «Радиационная экология». Под наблюдением опытных специалистов ОБГУ «Облкомприрода» к.т.н. Ю.А. Громова и к.т.н. В.Б. Елагина, студенты осваивают методику и практические приемы радиационного обследования зданий и, затем, выезжают на реальные объекты для проведения работ.

Таблица 2. Сводная таблица радиационного обследования жилых помещений для зданий из бетонных панелей

Год	МЭД внешнего гамма- излучения в помещениях мкЗв/ч	Эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе помещений Бк/м ³	Превышение МЭД над фоном на открытой местности мкЗв/ч	Гамма-фон
2003	0.07-0.13	10-15	0.056	Локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено
2006	0.08-0.13	10-32	0.056	-- //--
2009	0.08-0.16	10-20	0.050	-- //--
2009	0.11-0.15	10-25	0.068	-- //--
2010	0.06-0.17	10-27	0.102	-- //--
2010	0.06-0.15	10-16	0.058	-- //--
2010	0.06-0.15	10-16	0.058	-- //--
2011	0.07-0.14	< 25	0.068	-- //--
2011	0.06-0.17	10-27	0.102	-- //--
2012	0.07-0.15	< 25	0.100	-- //--

Радиационный контроль зданий начинается с оценки мощности дозы гамма-излучения, поиска и выявления локальных радиационных аномалий в ограждающих конструкциях зданий. Для этого применяются поисковые гамма-радиометры со звуковой индикацией. С поисковым радиометром СРП-68-01 производился обход всех помещений обследуемого здания по периметру каждой комнаты, замеры, в соответствии с методикой, выполнялись на высоте 1 м от пола на расстоянии 5-10 см от стен, и по оси каждой комнаты, на высоте 5-10 см над полом. В процессе проведенных радиационных

обследований локальных участков с повышенными значениями гамма-фона не обнаружено.

Измерение мощности эквивалентной дозы (МЭД) производилось дозиметрами ДКГ- 03Д «Грач», основная погрешность измерения составляет 20 %. Измерения проводились в квартирах жилых домов и помещениях общественных зданий, в точке, расположенной в его центре на высоте 1 м от пола. При этом в число контролируемых обязательно включались помещения, в которых зафиксированы максимальные показания поисковых радиометров. Превышение МЭД над фоном на открытой местности измерялось в четырех точках вблизи здания.

В качестве средств контроля эквивалентной равновесной объемной активности радона и торона (ЭРОА) применялись интегральные радиометры альфа - активных аэрозолей РАА – 10. Измерения ЭРОА радона и торона в помещениях проводились выборочно. Число квартир выбиралось в зависимости от этажности здания, общего числа квартир (помещений), наличия достоверных сведений, полученных ранее сотрудниками ОБГУ «Облкомприрода», о показателях радиационной безопасности земельного участка и других характеристик здания. Измерения в выбранных для обследования помещениях проводились после их предварительной выдержки (не менее 12-24 часов) при закрытых окнах и дверях и штатном режиме принудительной вентиляции.

Результаты проведенных измерений оформляются протоколами по каждому объекту организацией, проводившей измерения (ОГБУ «Облкомприрода»). Один экземпляр протокола передается Центру Госсанэпиднадзора (Роспотребнадзор) для получения гигиенического заключения. Другой – прилагается к документам по приему здания в эксплуатацию, либо при обследовании эксплуатируемых зданий передается Заказчику.

Выводы

1. Обследование жилых домов и общественных зданий в Томске показало, что радиационная обстановка соответствует нормам радиационной безопасности и не зависит от расположения зданий на местности.
2. В кирпичных домах МЭД выше, чем в панельных на 10-20 %, но не превышает допустимые пределы.
3. Строительные материалы, используемые для строительства домов по содержанию природных радионуклидов, соответствуют нормам радиационной безопасности.
4. Эквивалентная равновесная объемная активность радона и торона в помещениях не превышает 100 Бк/м^3 , что соответствует требованиям для вновь вводимого жилья.
5. Студенты, принимающие участие в реальных работах по радиационному обследованию жилых и общественных зданий, закрепляют полученные на занятиях теоретические знания, приобретают навыки работы с приборами, применяемыми для исследования радиационной обстановки, вырабатывают чувство ответственности за результаты своей работы.

Литература

1. Нормы радиационной безопасности НРБ – 99/2009: СанПиН 2.6.1.2523-09 от 02.07.2009 (зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации 14 августа 2009 г., регистрационный номер 14534), [Электронный ресурс] справочная система Консультант+.
2. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010), утверждены постановлением главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 26 апреля 2010 г. № 40, [Электронный ресурс] справочная система Консультант+.

3. Методические указания «Проведение радиационно-гигиенического обследования жилых и общественных зданий» МУ 2.6.1.715 – 98. Санкт - Петербург 1998 г. 31 с.
4. Методические указания «Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка жилых, общественных и производственных зданий и сооружений после окончания их строительства, капитального ремонта, реконструкции по показателям радиационной безопасности» МУ 2.6.1.2838 – 1. Санкт – Петербург 2011 г. 16 с.
5. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989 г. 120 с.
6. Лукутцова Н.П. Строительные материалы в экологическом аспекте. - Брянск: БГИТА, 2001, 215 с.
7. Старков В.Д., Мигунов В.И. Радиационная экология. Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003, 304 с.

СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА РАДИАЦИОННОГО СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ НА УЧАСТКАХ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В КРАСНОЯРСКОМ КРАЕ

*А.А. Кудагелдинов, Л.П. Рихванов, Ю.Л. Замятина, А.Ю. Иванов
Национальный исследовательский Томский политехнический университет,
г. Томск*

Среди радиационно-гигиенических проблем, доставшихся в наследство от хозяйственной деятельности в Советском Союзе, определенное беспокойство вызывает вопрос обеспечения радиационной безопасности населения, проживающего на территориях, прилегающих к местам проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в мирных целях. Эти объекты образовались в процессе реализации государственной программы «Ядерные взрывы для народного хозяйства». На территории Российской Федерации (РФ) с 1965 по 1988 г. было осуществлено 81 ПЯВ [1]. Ядерно-взрывные технологии применялись для глубинного сейсмозондирования земной коры, для создания подземных опытно-промышленных емкостей, для интенсификации добычи нефти и газа, тушения газовых факелов, дробления рудных тел, перемещения больших масс грунта и других целей.

Мирные ядерные взрывы, проведенные на территории Красноярского края, входят в состав довольно многочисленной группы ПЯВ, основной целью которых было глубинное сейсмическое зондирование (ГСЗ) земной коры. Радиационная безопасность обеспечивалась правильным выбором геолого-гидрогеологических условий проведения взрыва, глубиной и энергией взрыва, оптимальной конструкцией скважины и тщательным проведением изоляционных работ в процессе ее бурения.

В целом, на территории Красноярского края в период с 1975 по 1982 годы было выполнено девять ПЯВ. Краткая их характеристика приводится в таблице 1 [по данным 1-4].

При выполнении работы из девяти площадок ПЯВнами, по состоянию на 2011 год, было обследовано пять площадок: Горизонт-3, Метеорит-2, Рифт-1 Таймырского муниципального района, Кратон-2 – г. Игарка, Плутон-1 – Эвенкийского муниципального района).

Для радиационной оценки современного состояния окружающей среды на участках проведения ПЯВ были использованы ядерно-физических методы анализа: а) определение географических координат элементов ландшафта, сооружений, точек пробоботбора и т.д. с использованием спутниковых навигаторов; б) измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения в воздухе с помощью гамма-дозиметров; в) измерение плотности потока бета-излучения; в) идентификацию гамма-излучающих радионуклидов *insitu* методом полевой гамма-спектрометрии [3]; г) отбор проб почвы, воды,; д) фото- и видеосъемку.

Лабораторные исследования отобранных проб включали в себя определение активности гамма-излучающих радионуклидов, ^{90}Sr , изотопов плутония, урана и ^3H .

Для достоверного выявления дополнительного загрязнения обследуемой территории техногенными радионуклидами необходимо сравнить уровни загрязнения проб почвы, отобранных рядом с объектом, с контрольными (фоновыми) пробами из тех мест, где заведомо известно, что радиоактивное загрязнение местности в результате взрыва отсутствует. Такие места выбираются на расстоянии от нескольких сотен метров до нескольких километров от объекта. При наличии реки, места отбора контрольных проб воды необходимо выбрать выше по течению от объекта.

Таблица 1. Краткая характеристика подземных ядерных взрывов, проведенных на территории Красноярского края

Название ПЯВ	Место проведения	Дата проведения	Глубина, м	Мощность, кт
«Горизонт» Скважина Г-3	80 км от Норильска озеро Лама	29.09.1975	834	7,6
«Метеорит» Скважина М2	80 км от Норильска озеро Лама	26.07.1977	850	15
«Метеорит» Скважина М3	35 км к юго-западу от п. Тура	21.08.1977	600	8,5
«Кратон» Скважина КР-2	100 км южнее г. Игарка п. Ермаково, Туруханский район	21.09.1978	886	5
«Кимберлит» Скважина КМ-3	35 км к юго-западу от п. Тура	06.09.1979	599	8,5
«Батолит» Скважина БТ-1	120 км к юго-востоку от п. Байкит, «Плутон-1», д. Усть-Камо, руч. Юктэ	01.11.1980	720	8
«Шпат» Скважина ШП-2	п. Виви 140 км юго- западнее от п. Тура	22.10.1981	581	8,5
«Рифт» Скважина РФ-1	190 км к западу от г. Дудинка, долина р. Мессояха	04.09.1982	860	16
«Рифт» Скважина РФ-4	30 км юго-восточнее п. Ногинск	25.09.1982	544	8,5

На рисунке 1 представлены графики усредненных полевых значений. Средние, а также максимальные и минимальные значения по данным полевых исследований на 2010 год приведены в таблице 2. По представленным показателям, характеризующим радиационную обстановку (МЭД, объемная активность радона и др.) превышений средних региональных фоновых уровней не установлено ни для одного участка.

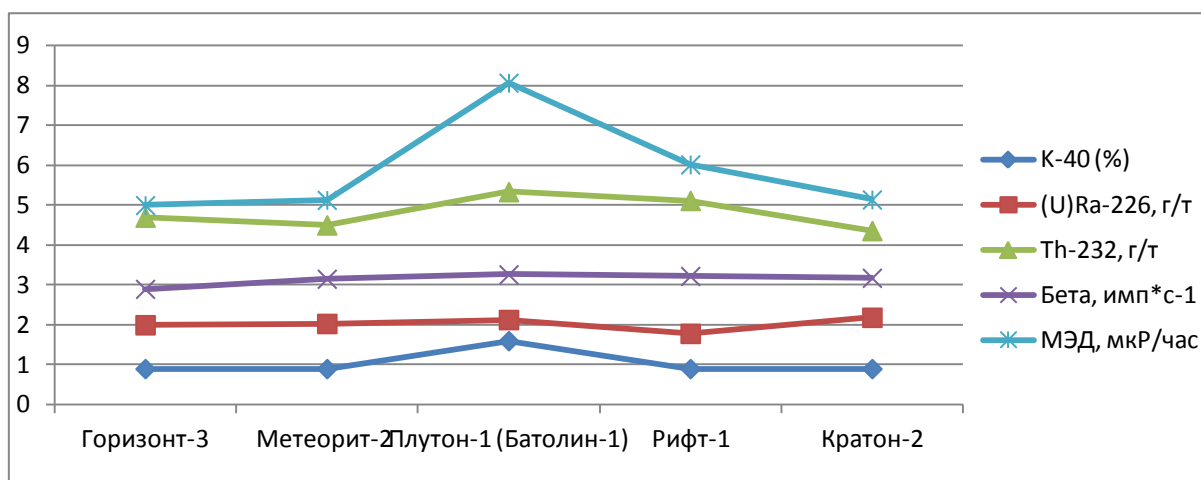


Рис. 1. Графики усредненных полевых значений на территориях 5 участков ПЯВ

Таблица 2. Средние значения мощности экспозиционной дозы, потока бета-излучения, активности радона, содержания калия, урана (по радию) и тория (по данным полевых исследований 2010 года)

Название участка ПЯВ	Параметры	Количество точек измерений	Среднее	Min.	Max	Фоновые значения в 2 км от устья скважины
«Горизонт-3»	МЭД, мкР/ час	281	5	4	8	3
	ОАРн, Бк/м ³	10		<20	32	нд
	U, г/т	281	2	1	4	1,0
	Th, г/т	281	4,7	2	12	2,0
	K, %	281	0,9	0,4	1,8	0,5
	ппβ-част., мин/см ²	281	2,9	1,2	5,5	1,8
«Метеорит-2»	МЭД, мкР/ час	281	5,1	3	12	3
	ОАРн, Бк/м ³	10		<20	59	нд
	U, г/т	281	2	1	5	1,0
	Th, г/т	281	4,5	2	11	2,0
	K, %	281	0,9	0,5	2,2	0,5
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,1	1,2	5,4	1,8
«Кратон-2»	МЭД, мкР/ час	281	5	2,5	7	5
	ОАРн, Бк/м ³	10		<20	48	Нд
	U, г/т	281	2	1	4	2
	Th, г/т	281	4,5	2	8	6
	K, %	281	0,9	0,3	1,6	0,8
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,2	1,2	5,5	2,8
«Рифт-1»	МЭД, мкР/ час	281	6	2,5	10	6
	ОАРн, Бк/м ³	10		<20	26	нд
	U, г/т	281	1,8	1	3	2
	Th, г/т	281	5	1	10	4
	K, %	281	0,9	0,2	1,8	0,6
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,2	1,3	5,2	3,2
«Плутон-1» «Батолит-1»	МЭД, мкР/ час	281	8	4,5	14,5	6
	ОАРн, Бк/м ³	10		<20	65	нд
	U, г/т	281	2,2	1	4	2
	Th, г/т	281	5,3	2	10	5
	K, %	281	1,6	0,4	5	1,1
	ппβ-част., мин/см ²	281	3,3	1,5	6,5	2,6

- нд = «нет данных»

В таблицах 3-4 по данным лабораторных анализов приведены средние значения удельной активности техногенных радионуклидов в почве и растительности на территории 5 участков ПЯВ. Полученные значения не превышают глобальный уровень загрязнения этих сред данными элементами, характерный как для территории России в целом, так и для территории Красноярского края.

Таблица 3. Средние значения удельной активности радионуклидов в почве по данным альфа- и гамма-спектрометрии

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Th ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
«Горнзон т-3» выборка из 20 проб	6	149	10	7	нпо	2*	0,47±0,27	< 0,10	7,9±1,9	0,4±0,3	10,3±2,1
«Метеорит -2» выборка из 20 проб	6	143	7	5	2*	нп о	0,17±0,15	< 0,10	7,05±2,0	0,4±0,3	6,9±2,0
«Рнфт-1» выборка из 20 проб	3*	266	12	9	нпо *	нп о*	0,17±0,18	<0,10	18,0±3,3	0,6±0,4	20,7±3,5
«Кратон-2» выборка из 20 проб	2*	266	12	9	нпо *	нп о*	0,27±0,22	<0,10	18,5±4,4	0,8±0,4	21,4±4,5
«Плутон-1» выборка из 21 проб	6	630	13	12	нпо *	нп о*	0,17±0,19	<0,10	16,3±3,3	0,5±0,3	21,5±3,9
«Метеорит -3» выборка из 20 проб	7	200	8	10	нпо *	нп о*	нд	нд	нд	нд	нд
«Кимберли т-3» выборка из 20 проб	6	269	6	9	нпо *	нп о*	нд	нд	нд	нд	нд

1- нпо - «ниже предела обнаружения» ■

2- нд - "нет данных"

3- * - оценочное значение, т.к. более 50% данных выборки, по которой определялось «среднее» ниже предела обнаружения

4- ** - данные по 2-м пробам (в соответствии с ТЗ)

Таблица 4. Средние значения удельной активности радионуклидов в растительности по данным альфа- и гамма-спектрометрии

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Th ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
«Горнзон т-3» выборка из 26 проб	31	63 7	7	37	20 *	2*	3,07±1,0	0,43±0,2	<0,5	<0,10	<0,5
«Метеорит	126	24	20	14	8*	2*	0,96±0,	<0,10	3,5±	<0,10	2,0±

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/кг										
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Pb ²³²	Ra ²²⁶	Be ⁷	Tc ⁹⁸	Pu ^{239+240**}	Pu ^{238**}	U ^{238**}	U ^{235**}	U ^{234**}
-2» выборка из 26 проб		5					43		1,6		1,5
«Рифт-1» выборка из 26 проб	17,8	21 7,7	30,4	53,4	29. 0*	0.7 *	<0.1	<0.10	2.5± 1.8	<0.10	4.1± 2.6
«Кратон-2» выборка из 26 проб	30*	37 8	3	30	28 *	2*	0,18±1, 0	<0,10	<0,5	<0,10	0,9± 1,0
«Плутон-1» выборка из 26 проб	30*	37 8	3	30	нп о*	2*	0.56±0. 26	<0.10	1.3± 1.1	<0.10	1.3± 1.1

На рисунках 2 и 3 представлены гистограммы распределения цезия-137 в пробах почвы и растительности, отобранных на 5 участках ПЯВ.

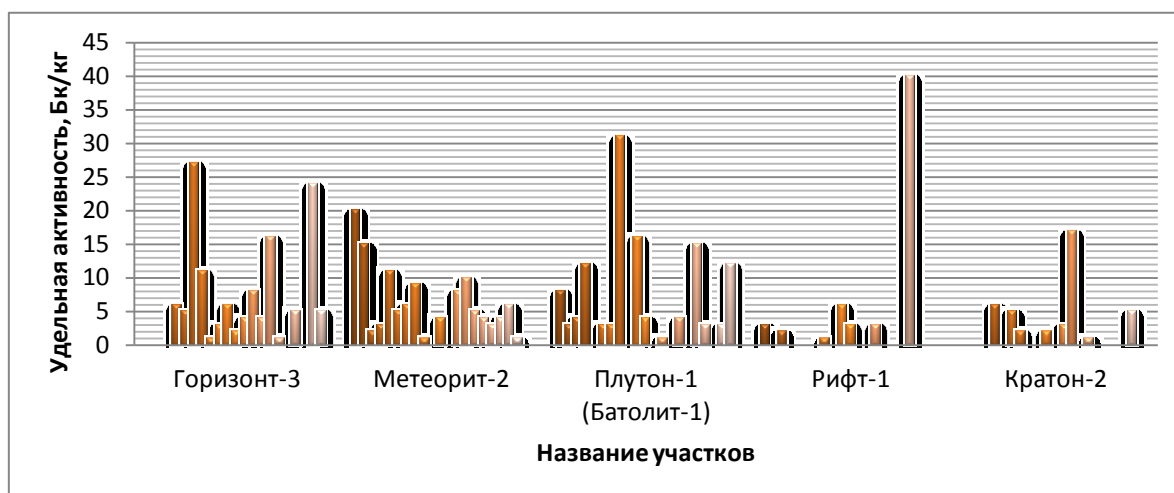


Рис. 2. Распределение цезия-137 в пробах почвы отобранных на 5 участках ПЯВ

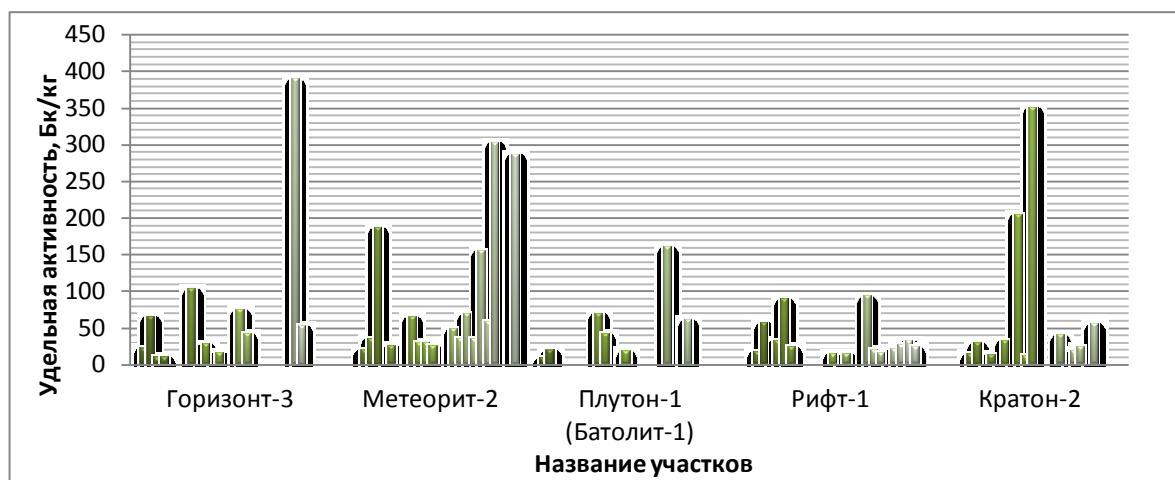


Рис. 3. Распределение цезия-137 в пробах растительности отобранных на 5 участках ПЯВ

Результаты полевых гамма-спектрометрических измерений (мощность дозы гамма-излучения, калий, уран (по радию), торий), измерений плотности потока бета-излучения на поверхности ПЯВ не выявили значительных расхождений относительно фона. Детальные полевые исследования МЭД в непосредственной близости от устья боевых скважин не выявили даже незначительных аномалий по отношению к фоновым значениям.

Измерений удельной активности изотопов плутония ($^{239+240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu) и урана (^{234}U , ^{235}U и ^{238}U) в пробах почвы и растительности основе альфа-спектрометрическим метода с радиохимическим выделением не выявил аномалий, превышающих глобальный уровень выпадения. Нейтронно-активационный анализ на радиоактивные и редкоземельные элементы в пробах почвы и в растительности также не выявил значительных отклонений от фона.

Совокупный анализ всех полученных данных по оценке радиоэкологических показателей объектов окружающей среды (воздух, почва, растительность, вода) на территории 5 участков ПЯВ (Горизонт-3, Метеорит-2, Рифт-1 (Таймырский муниципальный район), Кратон-2 (территория, подчиненная горсовету г. Игарка), Плутон-1 (Эвенкийский муниципальный район), расположенных в Красноярском крае позволяет сделать вывод, что по всем контролируемым показателям НРБ-99/2009 [5] в ходе исследований не установлено превышений гигиенических нормативов, все значения существенно ниже установленных уровней вмешательства.

В связи с тем, что все зафиксированные значения радиационных показателей находятся на уровне фоновых, предложения по улучшению радиационной обстановки на обследуемых участках отсутствуют. В качестве рекомендаций предлагается проводить повторные мониторинговые радиоэкологические исследования на участках проведения ПЯВ через пять лет, поскольку эти объекты являются потенциальными источниками радиационного воздействия на окружающую среду в результате существования потенциальной возможности миграции радионуклидов из полости ПЯВ, в том числе особо опасных долгоживущих альфа-излучающих нуклидов, в подземные воды и окружающую среду.

В данной статье изложены представления авторов об организации радиоэкологического мониторинга и оценке окружающей среды на объектах, образовавшихся в результате применения ядерно-взрывных технологий в мирных целях. Выполнен комплекс полевых инструментальных измерений, отобраны пробы объектов окружающей среды (воды, почвы и растительности), проведены лабораторные работы по детальному изучению всех отобранных проб, выполнена комплексная камеральная обработка всех полученных данных и, в результате, дана оценка современной радиоэкологической ситуации в местах проведения ПЯВ. Материалы статьи в первую очередь предназначены для Министерства природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Работа выполнена в рамках государственного контракта 45/2010 от 24.06.2010 г. по мероприятию «Проведение радиационного мониторинга девяти объектов подземных ядерных взрывов в мирных целях, расположенных на территории Красноярского края» между Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края и Национальным исследовательским Томским политехническим университетом

Литература

1. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Коля, авторов под.рук. проф. В.А. Логачева. М.: Изд. АТ, 2001. 519 с.
2. Ядерные взрывы в СССР. Мирное использование подземных ядерных взрывов / Под ред. В.Н. Михайлова. М.:Минатом России, 1994. Выпуск 4. 162 с.
3. Measurements: Report 53. Gamma-ray spectrometry in the environment / ICRU, 1994

4. Справка о подземных ядерных взрывах, проведенных в промышленных (мирных) целях на территории Красноярского края в 1975-1982 гг.: Фондовые материалы ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 1994 г.

5. Санитарные правила. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1. 758-99: утв. 02.07.1999. Взамен НРБ-96. М.: Минздрав России, 1999. 116 с

ТЕОРИЯ И МОДЕЛИ РАДИОЕМКОСТИ И НАДЕЖНОСТИ ЭКОСИСТЕМ В СОВРЕМЕННОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ

Ю.А.Кутлахмедов¹, В.В.Родина¹ И.В.Матвеева², А.Г.Бевза²

¹ Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины

²Национальный авиационный университет, Институт экологической безопасности,
Украина, г. Киев

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежность биоты в данной экосистеме [1]. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты.

Цель и задача исследования показать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, рассматриваемой как системы транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку.

1. Возможность использования фактора радиоемкости биоты по трассеру ¹³⁷Cs, как показателя надежности биоты экосистемы

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 различных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и численности. Важная особенность этих показателей, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота претерпевает значительные изменения. Практически очень важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено использовать такую меру – как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и ее составляющих. Радиоемкость определяется как предельное количество поллютантов (радионуклидов) которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (воспроизводство бимассы и кондиционирование среды обитания). Фактор радиоемкости определяется как доля поллютантов, которые накапливаются в том, или ином компоненте экосистемы [2,3]. Нами было предложено для оценки благополучия и надежности биоты в экосистеме использовать в качестве определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать-кондиционировать среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, попадающих в экосистему.

2. Оценка радиационной емкости биосистем по величинам предельно-допустимых дозовых нагрузок

Исследованиями Г.Г.Поликарпова и В.Г.Цыугиной [4] установлены диапазоны дозовых нагрузок на биоту, при которых проявляются радиационные эффекты. Из таблицы 1 видно, что по настоящему существенными, являются дозы в зоне явных экологических эффектов. Это соответствует дозам 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для наземных растений и гидробионтов. После достижения таких доз могут проявляться процессы угнетения и подавления роста биоты в экосистемах. Поэтому на данном этапе развития представлений об экологических нормативах для допустимых дозовых нагрузок на биоту предлагается установить, как приемлимую величину, для растений и гидробионтов в качестве предела дозы 4 Гр/год и 0,4 Гр/год для животных.

Таблица 1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах [4]

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	< 0,001–0,005
2	Зона физиологической маскировки	0,005–0,05
3	Зона экологической маскировки	
3.1	наземные животные	0,05–0,4
3.2	гидробионты и наземные растения	0,05–4
4	Зона явных экологических эффектов	
4.1	а) драматических для наземных животных	>0,4
4.2.	б) драматических для гидробионтов и наземных растений	>4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	100

Определив предельно-допустимую дозу для биоты, мы можем оценить величину радиоемкости через предельные уровни нахождения радионуклидов в ареале обитания биоты и их поступления в биомассу. Для этого нами предлагается использовать модель оценки дозовых нагрузок на биоту от радионуклидов, предложенную Б. Амиро [5] (таблица 2). Модель систематизирована в виде таблицы значений дозовых коэффициентов. Для радионуклидов находящихся в разных абиотических средах и биомассе рассчитаны коэффициенты, которые позволяют оценить вклад от каждого Бк радионуклида в окружении биологического объекта (в воде, в биомассе, в грунте, в воздухе и от рядом расположенной вегетирующей биомассы).

Таблица 2. Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем по некоторым радионуклидам (В. Amiro) [5]

Радио-нуклид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/кг	Внешнее облучение			
		вода Гр/год/Бк/м3	воздух Гр/год /Бк/м3	Почва Гр/год/Бк/кг	Вегетация Гр/год/Бк/кг
¹³⁷ Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
³ H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0
⁴⁰ K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
³² P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
²⁴¹ Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
²³⁹ Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$
⁹⁰ Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$	$4,61 \cdot 10^{-7}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$
²²² Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6}$
¹⁴ C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$	$9,77 \cdot 10^{-9}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$

3. Примеры расчета надежности транспорта радионуклидов в экосистемах

Наши исследования показали, что лимитирующая доза облучения - 4 Гр/год для биоты озерной экосистемы, может быть достигнута при количестве радионуклидов (например, ^{137}Cs) около 600 кБк/кг в расчете на кг биомассы. Аналогичные расчеты для биоты других экосистем могут дать другие результаты. Есть все основания предполагать, что в диапазоне доз для биоты от 0 до 4 Гр/год надежность изменяется линейно от 1 до 0. Таким образом можно предложить в качестве оценки предельной радиоемкости биотической компоненты экосистемы, ситуацию, когда содержание радионуклидов в биоте озера будет близким к (≈ 600 кБк/кг). Доза при этом может достигать 4 Гр/год, а надежность может упасть до нуля. Есть основания предполагать, что параметр радиоемкости может служить мерой надежности биоты в экосистеме.

3.1. Пример расчета для склоновой экосистемы

По блок-схеме склоновой экосистемы с помощью камерной модели были рассчитаны и построены графики поведения радионуклидов в разных камерах. Расчетные данные представлены на рис 2. Видно, что склоновой экосистеме свойственно заметное перераспределение радионуклидов по камерам. Лес резко теряет свой запас радионуклидов. Далее радионуклиды перемещаются по склону и переходят в зону природопользования человека, а в наибольшей степени концентрируются в донных отложениях озерной экосистемы. Используя данную модель, мы получили возможность смоделировать ситуацию с различными контрмерами. Мы выбрали ряд контрмер, реальных и возможных к применению для снижения перемещения радионуклидов по склоновой экосистеме. Контрмеры вводятся в модель путем оценочного изменения скоростей перехода между камерами. Это позволяет установить эффективность и полезность применения контрмер и их комбинаций в моделях, не прибегая сразу к их реализации [7].

Склоновая экосистема может быть рассмотрена в терминах теории надежности биосистем [6,7], как последовательная система транспорта радионуклидов от леса вниз по склону. Считаем, что первоначально в данной экосистеме, был загрязнен радионуклидами только верхний участок склона – лес. В данном подходе, мерой надежности элемента-камеры в системе транспорта радионуклидов, рассматривается удерживающая способность каждой из камер. Данные подобного расчета представлены в таблице 3. Здесь приведены оценки удерживающей способности каждой из камер по формуле (1). Сначала провели расчет вероятности удерживания радионуклидов для исходной склоновой экосистемы, а затем и для ситуации с применением различных контрмер.

Для характеристики поведения радионуклидов в склоновой экосистеме мы применили метод анализа надежности экосистемы, по способности обеспечить надежность транспорта радионуклидов между камерами [8]. Для расчетов использовали формулу (1), при оценке радиоемкости каждой из камер (радиоемкость здесь определяется как способность к удержанию радионуклидов в каждой из исследуемых камер).

Фактор экологической емкости и радиоемкости (и надежности, как элемента транспорта радионуклидов) конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется нами с использованием параметров скоростей перехода между камерами модели:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (1)$$

где $\sum a_{ij}$ - сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент - J экосистемы, согласно камерной модели, а $\sum a_{ji}$ -

сумма скоростей перехода поллютантов и трасеров из исследуемой камеры - J - в другие составляющие экосистемы, сопряженные с ней.

Зная параметры скоростей переходов между камерами, мы провели оценку надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме без применения контрмер и с их использованием (см. таблица 3). Расчетами установлено, что каждая из контрмер способна уменьшать вероятность сброса радионуклидов (снижать надежность системы транспорта) от 1,4 раз до 5,6 раз. (Это описывается с помощью коэффициента дезактивации K_d). Наиболее эффективным средством снижения сброса радионуклидов по склону является одновременное использование всех 4-х предлагаемых контрмер. Следует подчеркнуть, что рассмотренный надежностный подход позволяет априорно до реализации, оценить и спрогнозировать эффективность возможных контрмер, и выбрать среди них самые эффективные и дешевые для реализации. Важно, что такой анализ можно провести для любых типов экосистем, и конечно не ожидая аварийных выбросов радионуклидов и других поллютантов[9].

Таблица 3. Надежность типовой склоновой экосистемы, как системы транспорта Cs-137 в озеро и к человеку (озеро $s=1$ км², $H=5$ м, $V=5E+9$ л., донные отложения $s=1$ км² $h=0$, 1 м, $K_n=1000$). Предполагается, что в лесу лежит 1 Ки Cs-137. (С разными контрмерами)

Камера	Вероятность сброса (без КМ) $K_d=1$	Контрмеры				
		Пожарозащитная полоса между лесом и опушкой $K_d=1,5$	Дорога между лесом и опушкой $K_d=2$	Удаление дернины на террасе $K_d=10$	Подпорная стенка в грунте между террасой и поймой $K_d=2$	Все контрмеры одновременно
1.Лес	0,029	0,02	0,02	0,029	0,029	0,02
2.Опушка	0,83	0,83	0,4	0,83	0,83	0,4
3.Луг	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
4.Терраса	0,57	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку 0,4)	0,12
5.Пойма	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
6.Биота озера	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
7.Донные отложения	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
8.Вода озера	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,72
9.Человек	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1
Вероятность сброса	$1,5 E-3$ $K_d(2)=1$	$1,1 E-3$ $K_d(2)=1,4$	$2,7 E-4$ $K_d(2)=5,6$	$3,3 E-4$ $K_d(2)=4,5$	$8,7 E-4$ $K_d(2)=1,7$	$5,8 E-5$ $K_d(2)=25,9$

3.2. Оценка надежности транспорта радионуклидов по каскаду Днепровских водохранилищ

После аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение огромных территорий Беларуси, Украины и России. Практически вся загрязненная территория лежит на водосборной площади Днепра и в результате поверхностного стока попадает в каскад Днепровских водохранилищ. По оценкам примерно 40% стока формирует 30-км зона ЧАЭС, 40% дает территория загрязненных областей Беларуси, остальные 20% стока – от загрязненных территорий Украины, где ведется хозяйственная деятельность. Днепр, в

результате регулирования представляет собой каскад из 6 больших водохранилищ и Днепро-Бугского лимана. Анализируя величину и скорость обмена воды между водохранилищами, можно видеть, что обмен составляет не более 1/30 объёма в год. Это характеризует каскад как систему вяло обменивающихся водоемов. К такой системе вполне применимы методы оценки радиоемкости, предложенные выше для оценки радиоемкости каскадных систем водоемов [3]. Основные параметры и характеристики водохранилищ Днепра представлены в таблице 4.

Таблица 4. Характеристики и оценки параметров Днепро-Бугского лимана и каскада водохранилищ Днепра для случая сброса Cs-137

Водохранилище	Площадь (km ²)	Объем (km ³)	Средняя глубина (m)	Толщина ила (см.)	Кн (вода-донные отложения)	Фактор радиоемкости
Киевское	920	3.7	4	10	100	0.7
Каневское	680	2.4	4	10	50	0.6
Кременчугское	2250	13.5	6	10	800	0.8
Запорожское	570	2.4	4	10	100	0.7
Днепро-Бугское	410	3.3	8	10	230	0.7
Каховское	2150	18.2	8	10	280	0.7

Таковы основные исходные расчетные параметры фактора радиоемкости отдельных водохранилищ Днепра по отношению к радионуклидам Cs -137, попавшим в каскад Днепро-Бугского лимана и каскада водохранилищ. Видно, что каждое из водохранилищ по отношению к радионуклидам Cs-137 обладает не очень высокой радиоемкостью. Ввиду того, что каскад водохранилищ Днепра представляет собой систему вяло обменивающихся водоемов, мы вправе применить к ней простую формулу [3] (см. таблицу 4) для расчета общей радиоемкости. Из этой формулы следует, что фактор радиоемкости каскада водохранилищ равен $F_k = 0,9994$. Эта величина отражает чрезвычайно высокую степень радиоемкости каскада, которая намного выше, чем радиоемкость максимального по радиоемкости Кременчугского водохранилища (таблица 4) [3]. Применение данного метода расчета надежности к каскаду Днепро-Бугского лимана и каскада водохранилищ позволило рассчитать надежность каскада как системы удержания радионуклидов ¹³⁷Cs, с учетом роли растущей в каскаде растительной биоты, и возможных адаптивных процессов в ней (таблица 5).

Таблица 5. Оценка факторов радиоемкости по Cs-137 на примере каскада Днепро-Бугского лимана и каскада водохранилищ в условиях адаптивного ответа биоты и без него (Оценка надежности каскада водохранилищ при участии биоты)

Водохранилище	F(донные отложения)	F(биоты)	F _i (суммарное)
Киевское	0,7	0,1	0,8
Каневское	0,6	0,08	0,68
Кременчугское	0,9	0,04	0,94
Запорожское	0,7	0,16	0,86
Днепро-Бугское	0,7	0,1	0,8
Каховское	0,8	0,14	0,94

Общая радиоемкость каскада $F_{\text{каскада}} = 1 - \prod (1 - F_i)$ (2)

$F_{\text{каскада}} (\text{без биоты}) = 0,9992$

$F_{\text{каскада}} (\text{с биотой и адаптацией}) = 0,999993$

(разница в пропускной способности каскада в 100 раз)

Полученная оценка радиоемкости каскада Днепра позволила в первый послеаварийный период достаточно точно спрогнозировать распределение радионуклидов Cs по каскаду в его донных отложениях и воде, и предсказать, что основная часть радионуклидов Cs будет прочно захоронена в илах Киевского водохранилища. Эта модель и оценка сделаны для случая разового поступления радионуклидов в каскад. Для ситуации длительного поступления радионуклидов модель должна быть модифицирована с использованием дифференциальных уравнений. Но, тем не менее, и 25 лет спустя, после аварии различия в радиоактивности воды Киевского и Каховского водохранилищ составляют те же два-три порядка, что и вскоре после аварии. Установлено оценочно, что без биоты каскад пропускает -0,008 часть радионуклидов, а с биотой и ее адаптацией только -0,000007, то есть в 100 раз меньше.

3.3. Надежность транспорта радионуклидов в локальной аграрной экосистеме

Рассмотрим ситуацию в транспорте радионуклидов в типовой агроэкосистеме на примере с. Галузия Маневического района Волынской области [10,11]. На основе разработанной нами камерной модели данной экосистемы нами проведены оценки по формуле (1) параметров надежности компонент агроэкосистемы как поставщиков радионуклидов к человеку через продукты питания (молоко). Далее нами рассмотрена экосистема села как параллельно функционирующее множество пастбищ. Получив исходные оценки дозовых нагрузок, мы использовали этот подход и для ситуации применения различных контрмер, направленных на снижение поступления радионуклидов цезия-137 в молоко. Контрмеры мы ввели в расчет через оценку изменения параметров скоростей в камерной модели для учета влияния контрмер (таблица 6).

Таблица 6. Оценка надежности локальной агроэкосистемы села Галузия, как системы транспорта радионуклидов от агроэкосистем к человеку, с учетом возможных контрмер

Контр-мера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и(колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
НЕТ	1	1	0,0056	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел.3в) Кд=1	1
		2	0,0169	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,026	0,00015	0,013 (0,96 чел-3в) Кд=1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0185	0,0001	0,008 (0.6 чел-3в) Кд=2,7	2,75
		2	0,0169	0,014	0,0002		
		3	0,0003	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,030	0,0003		
Уборка Дернины (3-5 см)	10	1	0,0056	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 чел-3в) Кд=66,7	69
		2	0,0169	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0108	0,00012		
Феррацин-овые болюсы	4	1	0,0056	0,027	0,0002	0,0012(0,88 чел-3в) Кд=1,8	1,8
		2	0,0169	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,045	0,0005		

Контр-мера	Кд (1)	Паст №	Запас р/н Ки	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный Переход р/н (Ки) по пастбищам и(колдоза)и Кд	Кд(2) по надежности
Феррацин- овые + Фильтры (молоко)	5	1	0,0056	0,0497	0,0003	Кд= 3,7	4
		2	0,0169	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0709	0,0008		
Удобрения+ Уборка +дернины+ Болюсы	2х	1	0,00056	0,025	0,000014	0,000024(0,016 чел-3в) Кд=100	91,7
	10х	2	0,00169	0,0042	0,0000071		
	4=	3	0,00003	0,019	0,00000057		
	80	4	0,00011	0,023	0,0000025		

Таким образом, с помощью расчетов, может быть установлено, что под влиянием реальных контрмер возможно почти в 90 раз затормозить поступление радионуклидов от пастбищ с молоком коров к человеку. Это показывает возможность и перспективу использования надежного подхода к оценке потоков радионуклидов от агроэкосистемы к человеку и возможность теоретического расчета перспектив использования разного типа контрмер.

Литература

1. Kutlakhmedov Y., Korogodin V., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu. Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol. – 1997. – 5 (1). – P. 25–35.
2. Арге А.Л., Корогодина В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. - № 1. – С. 67-73.
3. Кутлахмедов Ю.А., Корогодина В.И., Кольтовер В.К. Основы радіоекології. – Киев: Вища шк. 2003.–319 с.
4. Поликарпов Г.Г., Цыгулина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// радиационная биология и радиозэкология. – 1995.- Т.35. № 4. С.536-548
5. Amiro B.D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol.35, N1, : 37-51.
6. Кутлахмедов Ю.А.,Петрусенко В.П. Оцінка і прогноз розподілу радіонуклідів у типовій екосистемі схилів для ландшафтів України. Вісник Національного авіаційного університету.. – 2006. – № 2. – С.134–136.
7. Кутлахмедов Ю.А.,Петрусенко В.П. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей. Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 163–165.
8. Матвеева І.В. Дослідження та оцінювання надійності систем транспорту радіонуклідів у локальній агроекосистемі.-2011, Вісник національного авіаційного Університету №2(47), с.148-154.
9. Кутлахмедов Ю.А.,Матвеева И.В., Заитов В.Р. Моделирование радиозэкологических процессов методом камерных моделей на примере села в Волынской области. Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
10. Кутлахмедов Ю.А.,Корогодина В.И.,Родина В.В.,Матвеева И.В.,Петрусенко В.П.,Саливон А.Г., Леншина А.Н. Теория и модели радиоемкости в современной радиозэкологии. В сб.матриалов Международной конференции «Радиозэкология: итоги, современной состояние и перспективы», Москва 2008 Г.с.177-193.

11. Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михєєв О.М., Родіна В.В. Методи управління радіємністю екосистем / Під редакцією акад. Д.М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціонер, 2006. – 172с.

О НЕОДНОРОДНОСТИ СОВРЕМЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЦЕЗИЯ В ПОЧВАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

*И.Н.Маликова, Ф.В.Сухоруков, В.Д.Страховенко, Б.Л.Щербов,
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геологии и
минералогии СО РАН, г. Новосибирск*

Территория Западной Сибири, кроме глобальных радиоактивных выпадений, многократно подвергалась локальному загрязнению техногенными радионуклидами в период наземных ядерных испытаний на Семипалатинском (1949 – 1962 г.г.) и Новоземельском (1955 – 1962 г.г.) полигонах. Наиболее сильное радиационное загрязнение от Семипалатинского полигона получила территория Алтайского края.

Анализ архивных данных о метеообстановке при проведении атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне показал, что, по крайней мере, для 13 из них был характерен северо-восточный и восточный перенос воздушных масс далее на территорию Сибири, прежде всего на Республики Алтай и Тува, Новосибирскую, Кемеровскую и Иркутскую области.

Главным компонентом ландшафтов, аккумулирующим техногенные радионуклиды, являются почвы. В связи с недостаточностью результатов прямых измерений уровней радиоактивных загрязнений в период проведения ядерных испытаний, разработаны и аккредитованы методики реконструкции доз облучения населения, использующие величину накопленного осадка ^{137}Cs и ^{90}Sr на почве [1].

Систематические исследования радиационного загрязнения территории Западной Сибири были начаты в начале 90-х годов. Наибольший объем работ был выполнен усилиями многих организаций по Алтайскому краю в рамках программы «Семипалатинский полигон-Алтай». В дальнейшем наши работы на территории Западной Сибири были продолжены [2].

Анализ проб на радиоцезий проводился массовым гамма-спектрометрическим методом по разработанной методике с чувствительностью 1-3 Бк/кг [3]. Правильность определения ^{137}Cs оценивалась сравнением данных, полученных по стандартным образцам МАГАТЭ УАЕА-0375 и УАЕА-0373 и анализом на полупроводниковом детекторе. Вплоть до уровня 50 Бк/кг относительная стандартная погрешность не превышала 10%. При 17-20 Бк/кг она ухудшалась до 19-20%, а с приближением к пределу обнаружения достигала 85%. Поскольку результаты были получены в течение длительного периода времени, в некоторые основные данные введены поправки на радиоактивный распад (пересчет на начало XXI века) (таблица 1).

Исследования показали, что распределение радиоцезия в почвах Западной Сибири носит мозаичный характер, но причины и масштабы этого различны. Первичная мозаичность радиационного загрязнения определяется особенностями конкретных ядерных испытаний и условиями выпадения радиоактивных осадков. Задача ретроспективного восстановления величин былых радиоактивных выпадений осложнялась тем, что за годы, прошедшие после прекращения атмосферных ядерных испытаний, произошло значительное латеральное и вертикальное перераспределение техногенных радионуклидов. Неоднородность распределения ^{137}Cs в почве установлена при сравнении проб, отобранных в одном элементарном ландшафте на площадках незначительно удаленных друг от друга. Большая часть таких наблюдений была сделана на территории Алтайского региона.

Таблица 1. Средние значения плотности загрязнения целинных почв радиоцезием на территории Западной Сибири, мКи/км² (в пересчете на 2000 год)

Регион	¹³⁷ Cs, мКи/км ²	Количество точек наблюдения
Алтайский край	$\frac{70}{9-248}$	741
Новосибирская область	$\frac{67}{20-290}$	204
Республика Алтай	$\frac{69}{3-173}$	231
Кемеровская область	$\frac{56}{0-181}$	170
Ямало-Ненецкий автономный округ	$\frac{28}{0-87}$	19
Республика Тува	$\frac{62}{0-134}$	135

Примечание. В числителе – среднее, в знаменателе – пределы вариации.

Площадка размером 1 м² возле с. Курья Алтайского края была опробована в шахматном порядке: 13 проб в верхнем 2,5 сантиметровом слое и 13 проб в нижележащих 2,5 см. Коэффициенты вариации содержаний ¹³⁷Cs составили соответственно 14 и 17% при средних значениях активности, что можно считать равномерным распределением, так как соответствует аналитической ошибке. Степень неравномерности распределения радиоцезия в элементарных ландшафтах показали также определения плотности загрязнения по 5 точкам методом «конверта». Эти результаты свидетельствуют, что различие в запасах ¹³⁷Cs на сравнительно небольших горизонтальных однородных площадках весьма значительны и доходят до 50-60% от среднего значения (таблица 2). Наиболее вероятной причиной этого является неоднородное движение воды в почве вследствие природных особенностей ее порового пространства.

На территории Алтайского края в 29 точках опробования отобраны пробы почв и их дубликаты на расстоянии не более 1-2 метров друг от друга. Разница в оценках запаса ¹³⁷Cs по каждой паре проб в половине всех точек превысила 25%, 50% - в четырех точках и в одной точке оценки различались в 2 раза. Однако средние значения по обеим выборкам в пределах доверительных интервалов не различались (94±12 и 91±12 нКи/м²). К аналогичному результату привело сопоставление данных, полученных при исследованиях, выполнявшихся совместно с НПО «Тайфун» (г. Обнинск) на одних и тех же объектах в Угловском, Змеиногорском и Смоленском районах Алтайского края, где пробы отбирались также на расстоянии не более 1-2 метров одна от другой (100±10 и 114±10 нКи/м²). Следовательно, статистические оценки являются более устойчивыми, по сравнению с единичными. Они удовлетворительно воспроизводятся при уровне значимости 0,05 и при достаточном объеме выборки могут быть распространены на площади целых районов, представляя наиболее обобщенную характеристику их современного радиационного загрязнения.

При выявлении локальных радиоактивных выпадений на территории Западной Сибири за аномальные значения нами были приняты плотности загрязнения ¹³⁷Cs в почвах в 2-3 раза превышающие глобальный уровень (43 мКи/км² на 2000 г.) Для Ямало-Ненецкого автономного округа, расположенного в более высоких широтах, учитывался более низкий фон (33 мКи/км²) [4].

Таблица 2. Вариации плотности загрязнения радиоцезием целинных почв элементарных ландшафтов (по «конвертам»), нКи/м²

Запас ¹³⁷ Cs, нКи/м ²	Размер площадки, м	Место опробования	Характеристика ландшафта
128(67-336)	10×10	Новосибирская обл.(около г.Черепаново)	Лесостепь, березовый лес, почва серая лесная
74(55-92)	10×10	Новосибирская обл.(около г. Черепаново)	Лесостепь, березовый лес. Почва серая лесная
65(39-105)	10×10	Новосибирская обл.(около г. Куйбышева)	Лесостепь, поляна в березовом лесу, почва серая лесная
100(21-154)	10×10	Алтайский край, Кытмановский район	Пихтово-березовый лес, почва дерново-подзолистая
105(92-120)	10×10	Алтайский край, Змеиногорский район	Холмистая степь, чернозем горный слаборазвитый
105(54-120)	14×14	Республика Алтай, Улаганский район	Правый борт долины р. Чуи, почва каштановая
62(35-97)	20×20	Республика Тува, Дзун- Хемчинский район	Северный склон, уклон 10- 15°, чернозем южный
61(39-87)	По линии вниз по склону, 16 м	Республика Тува, пос. Ак-Дуруг	Склон горки, уклон 10°, почва лугово-черноземная
69(45-81)	8×8	Ямало-Ненецкий автономный округ	Лесотундра, поляна

Примечание. Приведены средние значения запаса, в скобках – пределы вариации.

Количество аномальных точек составило: по Алтайскому краю - около 58%, Новосибирской области – 42%, Республике Алтай – 36%, Республике Тува – 29%, в Байкальском регионе – около 13,5%, Кемеровской области – 8% (данные 1991-94 г.г.).

Важной проблемой для корректной интерпретации натурных данных является оценка факторов, влияющих на их информативность. Это также характеризует степень современной очистки почв в разных ландшафтных обстановках.

Максимальные искажения первичного распределения радионуклидов из-за резкого снижения запасов радиоцезия установлены в пахотных землях. Для пашен Алтайского края и Республики Алтай среднее значение запаса ¹³⁷Cs составило 37 мКи/км², в почвах огородов личных подворий юго-западной части Алтайского края – 31 мКи/км², в пахотных землях Кемеровской области – 21 мКи/км², в Республике Тува – 7 мКи/км² (в пересчете на 2000 год). Уменьшение содержания радиоцезия связано с его заглублением, перемешиванием, выносом с урожаем, процессами дефляции и повышенной латеральной миграции. Менее существенные искажения результатов были выявлены в почвах лесопосадок и лесополос, старых залежных земель.

В целинных почвах фактором влияния наиболее высокого ранга является ландшафтно-географическая зональность: равнинная территория, представленная зонами тундры, тайги, лесостепной, степной и сухостепной, на юге сменяется горными территориями. При обследовании почвенного покрова Алтайского края было замечено, что наиболее высокий средний уровень современного радиационного загрязнения соответствует не столько следу самого «грязного» взрыва 1949 года, а переходу от

равнинной части территории к горной. Наблюдается тенденция к увеличению средних значений плотности загрязнения ^{137}Cs в зависимости от общей высоты местности по направлению к горам Алтая. Так, по результатам опробования почв черноземов Змеиногорского и Курьинского районов установлен рост плотности загрязнения от равнинной и предгорной части к низкогорью и среднегорью (таблица 3). Обычно такой характер пространственного распределения радионуклидов в почвах связывают с повышением уровня годового количества атмосферных осадков. Однако повышенные плотности загрязнения ^{137}Cs для обследованных площадей Алтайского края во многих случаях не соответствуют этой закономерности. С этих позиций также не находит объяснения близость средних значений плотности загрязнения радиоцезием в аномальных точках в пределах разных зон: в пределах равнинной части Алтайского края – 99-128 мКи/км², в предгорье и низкогорье Алтая – 104-130 мКи/км², Присалаирье – 98-112 мКи/км², в Горном Алтае (в пределах Республики Алтай) – 118 мКи/км² (на 2000 год). Существенное снижение средних величин загрязнения в равнинной части, по сравнению с предгорной, низкогорной и среднегорной, зависит от меньшего количества аномальных точек в равнинных ландшафтах. Так, количество точек с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 100 мКи/км² увеличивается в почвах Алтайского края от 47% в равнинной и предгорной зонах до 74 % и 79 % в низкогорье и среднегорье.

Особенно редко встречаются аномальные точки в почвах гидроморфных ландшафтов, в том числе межзональных почвах пойм и террас, ложбин древнего стока, но в среднем запасы радиоцезия в этих точках такие же, как в информативных ландшафтах. Очевидно, радиоцезий сохранился здесь вследствие локального слабого проявления процессов миграции, в том числе из-за микрорельефа. Вторичного загрязнения (накопления) ^{137}Cs в гидроморфных ландшафтах не наблюдалось, за исключением некоторых низовых болот (130-150 мКи/км²). В межзональных почвах Алтайского региона плотность загрязнения радиоцезием 50-100 мКи/км² составила 57 % в точках с абсолютными отметками 300-430 м и только около 36% в точках с отметками 130-300 м; количество аномальных значений более 100 мКи/км² - 14 % и 8 % соответственно.

Таблица 3. Запасы радиоцезия в целинных черноземах различных ландшафтов Змеиногорского и Курьинского районов Алтайского края

Ландшафты	Средний запас ^{137}Cs , мКи/км ²	Абсолютные высоты, м.	Количество точек наблюдения
Равнина	$\frac{69}{21-127}$	200-300	33
Предгорье и низкогорье	$\frac{95}{30-167}$	300-600	106
Среднегорье	$\frac{120}{70-189}$	600-870	36

Примечание. В числителе – среднее, в знаменателе – пределы колебания.

Малоинформативны почвы северных территорий (зона тундры), где средняя активность ^{137}Cs , сосредоточенная в верхнем почвенном слое, составила 42 Бк/кг. В основном они пойменные, болотные или песчанистые и почти не имеют гумусового слоя. Плотность загрязнения их радиоцезием редко в 2 раза превышает фоновые значения для этих широт. В песчаном материале активность не поднимается обычно выше 5-7 Бк/кг. Самые высокие значения удельной активности установлены в дернинках под мохово-лишайниковым покровом и в перегнившем ягеле, но эти образования следует скорее отнести к растительным подстилкам. Их вклад в суммарную плотность загрязнения почвенного покрова незначителен из-за низкого объемного веса.

В горных условиях возможность выбора представительных ландшафтов значительно выше. Предпочтительным является выбор точек наблюдения на вершинах

сопок, их пологих склонах, водоразделах, перевалах, однако обследование почвенного покрова горных районов, как правило, было приурочено к селитебным территориям, чаще всего расположенным в долинах, и из-за труднодоступности не затрагивало зону хребтов.

Таким образом, ландшафтно-географическое положение территории определяет в значительной степени характер и первичной и вторичной мозаичности пространственного распределения радиоцезия. Аналогичная мозаичность устанавливается и при исследовании почв по катенам.

С ландшафтными условиями непосредственно связан тип почв. Поскольку содержание ^{137}Cs в почвах в конечном счете определяется сорбционными свойствами последних, следует ожидать различий в радиационной емкости разных типов почв в зависимости от количества в них гумуса и илистого материала. Среднее содержание радиоцезия в разных типах почв находится в прямой зависимости от количества в них точек с высокими (аномальными) содержаниями и от возможности его миграции. Наибольшая степень миграции и минимальные средние содержания радиоцезия, наблюдаются в аллювиальных почвах, выщелоченных и оподзоленных черноземах, каштановых почвах и ложбинах древнего стока. Установлен общий ряд усиления миграции ^{137}Cs на глубину на основании анализа полнопрофильных разрезов, исследованных в Алтайском крае и Республике Алтай: лугово-черноземные<черноземы южные и обыкновенные черноземы<выщелоченные<черноземы оподзоленные<серые лесные<лугово-болотные<дерново-подзолистые[6].

В Республике Алтай слабообразованные каштановые почвы Курайской и Чуйской котловин обладают весьма низкой радиационной емкостью. Они характеризуются каменистостью, очень небольшим количеством гумуса, слабой задернованностью, изреженной растительностью. Плотность загрязнения ^{137}Cs в почвах днищ Курайской и Чуйской степей в среднем составила 17 мКи/км², Канской и Уймонской несколько выше – 39 мКи/км²; в почвах остепненных склонов в Кош-Агачском районе – 62 мКи/км².

Наиболее информативными являются горно-лесные, горно-луговые дерновые и горно-тундровые дерново-торфянистые почвы, в которых обнаружено наибольшее количество точек с аномальными значениями плотности загрязнения (100-150 мКи/км²). В таблице 4 приводится общая характеристика загрязнения ^{137}Cs почв некоторых районов Республики Алтай. На территории Республики Тува наиболее высокими содержаниями радиоцезия характеризуются горно-луговые почвы с хорошо развитым дерновым слоем. Аномальные значения в них зафиксированы в 22% опробованных разрезов. Минимальная плотность загрязнения установлена в пойменных и заболоченных почвах и почвах сухостепных и полупустынных ландшафтов.

На пространственное распределение радиоцезия, несомненно, оказывают влияние локальные особенности выпадений, барьерная роль горных массивов, а также степень сохранности его в почвах, зависящая от плотности и мощности дернового слоя, содержания в нем органического вещества и илистой фракции. Возможные вариации глобального фона создают трудности в количественной оценке былых локальных радиоактивных выпадений в горных районах.

Уменьшение остаточного запаса радиоцезия в почвах может быть вызвано процессами эрозии и литохимической миграции, которые наиболее интенсивно проявляются на крутых горных склонах [7]. Однако при обследовании таких ландшафтов в предгорьях Алтая и Салаира это явление нами не было отмечено. Так, в предгорной части Алтая были опробованы горно-лесные темно-серые почвы и черноземы слабообразованные на горизонтальных вершинных площадках и на склонах с углами до 15-20°. Запасы радиоцезия в почвах этих ландшафтов составили по 42 точкам наблюдения в 1992 году 124 (56-230) и 110 (53-258) мКи/км² соответственно, что в пересчете на 2000 г. с учетом радиоактивного распада составляет 103(46-191) и 91(44-212) мКи/км². Эти средние результаты находятся в пределах ошибки и достаточно хорошо сопоставляются.

Мозаичность плотности загрязнения ^{137}Cs в данном случае зависит от ландшафтных особенностей конкретных точек опробования.

Таблица 4. Характеристика загрязнения ^{137}Cs целинных почв некоторых районов Республики Алтай, мКи/км²

Районы	Средний запас ^{137}Cs , мКи/км ²		% аномальных точек 1991-94г.г.	Количество точек наблюдения
	В генеральной выборке	В аномальных точках		
Усть-Канский	<u>74 (60)</u> 9-120	116 (101)	17,4	24
Усть-Кокский	<u>64 (48)</u> 10-117	132 (108)	15,0	35
Улаганский	<u>72 (60)</u> 17-133	126 (100)	14,3	50
Кош-Агачский	<u>57 (41)</u> 5-134	137 (112)	5,7	53

Примечание. По почвам Усть-Канского и Усть-Коксинского районов использованы результаты совместной работы с сотрудниками ИВЭП СОРАН и Майминской ГП «Алтай – Гео» (1994год). Анализы выполнены в АЦ ОИГГиМ СОРАН. Данные по почвам днищ котловин при подсчете средних учитывались. В скобках - на 2000 год.

Уменьшение остаточного запаса радиоцезия в почвах может быть вызвано Большим влиянием на перераспределение ^{137}Cs в Алтайском крае имела ветровая эрозия почв, особенно сильная в периоды пыльных бурь, участвовавших после распашки целины. В основном ветровым выносом мелкозема можно объяснить относительно невысокую плотность загрязнения ^{137}Cs в сухостепных почвах, которые неоднократно подвергались загрязнению от ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. Рассчитанные ранее экспозиционные дозы внешнего облучения в некоторых населенных пунктах только от следа ядерного взрыва 1949 года здесь составили до 50-179 р [8].

В некоторых случаях были установлены «опушечный эффект» и фильтрующая роль лесных массивов. Такое влияние было зафиксировано, например, вблизи с. Клепечиха, где в березовой роще среднее значение запаса радиоцезия составило 89 мКи/км², а в степи с подветренной стороны – 35 мКи/км².

Существенную роль в перераспределении ^{137}Cs играют лесные пожары: ежегодное вовлечение радионуклида в атмосферную эмиссию составляют $1,8 \cdot 10^{12}$ Бк (или 19 Ки) [5].

Таким образом, наряду с неравномерным площадным распределением первичного радиоактивного загрязнения многие факторы являются причиной современной мозаичности. Возможность искажения данных за счет вторичного перераспределения ^{137}Cs следует принимать во внимание при их интерпретации, ориентируясь при подсчете доз облучения населения на информативные точки. Поскольку влияние малых доз радиации на здоровье остается дискуссионным, их наличие в окружающей среде должно детально изучаться.

Выводы

1. Мозаичный характер современного пространственного распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири определяется как особенностями первичных локальных радиоактивных выпадений, так и факторами вторичного перераспределения. Он в значительной мере зависит от ландшафтно-географической обстановки.

2. Наиболее корректные результаты ретроспективной оценки радиационного загрязнения территории дают данные по почвам информативных (представительных)

ландшафтов. Действие факторов, снижающих величину остаточной плотности загрязнения ^{137}Cs , приводит к занижению значений рассчитанных доз облучения и создает трудности при выявлении былых локальных выпадений радионуклидов на фоне глобальных. Эти трудности возрастают с течением времени, так как первичная контрастность распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири значительно сгладилась.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 10-05-00370 и интеграционного проект СО РАН № 125.

Литература

1. Прокофьев О.Н., Шергина И.Т., Балабанов В.Ю. Восстановление уровня облучения по величине осадка стронция-90 и цезия-137 на почве. /Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Барнаул, т.1, кн.3, с.137-158.
2. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Мальгин М.А. и др. Радиоцезий в почвах Сибири (опыт многолетних исследований). /Сиб. экологич. журнал 2001, т8, N2, с.131-142.
3. Бобров В.А., Кренделев Ф.П., Гофман А.М. Гамма-спектрометрический анализ в камере низкого фона. Новосибирск, Наука. 1975, 60с.
4. Израэль Ю.А., Имшенник Е.В., Квасникова Е.В. и др. Радиоактивное загрязнение территории России глобальными выпадениями от ядерных взрывов и Чернобыльскими выпадениями. Карта по состоянию на 90-ые годы XX века. /»Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Труды международной конференции, Москва 24-26 апреля 2000, т.1. Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 2000, с.138-152.
5. Щербов Б.Л. Лесные пожары как геохимическая угроза. Наука из первых рук. 2011. №3 (39).с. 120-127.
6. Мальгин М.А., Пузанов А.В. Цезий-137 в почвах Алтайского края. /Сибирский экологический журнал, 1995,N6, с.499-509.
7. Силантьев А.Г., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы от атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. / Гидрометеиздат, 1983,136с.
8. Вильданов С.З., Волобуев Н.М., Галишевский А.В. и др. Реконструкция доз внешнего облучения на следе ядерного взрыва 1949года. /Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Материалы научных исследований. 1993.т.1, кн.3, Барнаул, с.6-39.

НАКОПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МАКРОФИТАМИ РЕКИ ЕНИСЕЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ГХК

М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г.Красноярск

В результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома, в пойме р. Енисей в течение полувека накапливались техногенные радионуклиды, в том числе трансурановые элементы. Погруженные макрофиты играют значительную роль в миграции радионуклидов в водной экосистеме благодаря способности накапливать и удерживать радионуклиды в своей биомассе [1]. Из всех исследованных видов макрофитов р.Енисей, водный мох (*Fontinalis antipyretica*) накапливал максимальные активности радионуклидов в биомассе, также высокой накопительной способностью обладал рдест блестящий (*Potamogeton lucens*) – наиболее широко распространенный вид на Енисее [2]. В биомассах этих видов, в период работы реактора, активность

радионуклидов реакторного происхождения (^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) могла достигать нескольких тысяч Бк/кг сухой массы, активность ^{137}Cs – до 660 Бк/кг [2-3].

В апреле 2010 г. на ГХК был остановлен последний ядерный реактор АДЭ-2 - один из источников поступления техногенных радионуклидов в р.Енисей, однако радиохимический завод и другие производства ГХК продолжают действовать.

Цель нашей работы - оценить интенсивность накопления радионуклидов техногенного происхождения в биомассе двух видов макрофитов р. Енисей, отобранных в период действия ядерного реактора ГХК (до 2009 г.) и после его остановки (2010 г.).

Материалы и методы

С 1999 по 2010 гг. во время экспедиционных исследований отбирали пробы водных растений р. Енисей как вблизи ГХК (около сел Атаманово и Усть-Кан), так и на расстоянии до 250 км по течению реки от ГХК (вблизи сел Каргино и Стрелка). В качестве контроля отбирали пробы растений выше по течению от ГХК. Растения после отбора промывали речной водой и разделяли на виды. В данной работе исследовались два вида погруженных макрофитов, характеризующихся высокой накопительной способностью - водный мох (*Fontinalis antipyretica*) и рдест блестящий (*Potamogeton lucens*). Отобранная биомасса каждого вида растения разделялась на две части, одна из которых высушивалась и измерялась на содержание радионуклидов, а другая (сырая биомасса) – подвергалась химическому фракционированию [4-5].

Для изучения распределения радионуклидов по компонентам биомассы растений использовали метод последовательного химического фракционирования, адаптированный для растений и описанный в работе [6]. В результате фракционирования, биомасса макрофитов была разделена на 4 фракции: обменная, адсорбционная, органическая фракция и минеральный остаток. Далее, из обменной фракции был выделен органо-минеральный осадок, который анализировался отдельно от остальных фракций. Для оценки потенциальной миграционной способности радионуклидов в биомассе растений, мы провели их ранжирование по прочности связывания с биомассой. Радионуклиды, обнаруженные в составе обменной и адсорбционной фракций - считались слабо связанными со структурами биомассы; радионуклиды из органической фракции и минерального остатка - прочно связанными.

В сухой биомассе макрофитов и в полученных химических фракциях биомассы определяли активность γ -излучающих радионуклидов на гамма-спектрометре фирмы «Canberra» (США) со сверхчистым германиевым детектором. Обработывали γ -спектры с помощью программного обеспечения Canberra Genie-2000 (США). Результаты приведены на дату отбора проб.

Результаты исследования

В таблице 1 приведены сравнительные данные по активности γ -излучающих радионуклидов в биомассе водного мха и рдеста, отобранных в р. Енисей в период действия реактора ГХК (1999-2009 гг.) и через несколько месяцев после его остановки (2010 г). До остановки реактора ГХК (до 2009 гг.) в погруженных макрофитах р.Енисей было обнаружено более 20 техногенных радионуклидов, с удельной активностью от десятков до тысяч Бк/кг [2,4,7-8]. Анализ проб макрофитов через 4-6 месяцев после остановки реактора в 2010 г. показал значительное снижение активности большинства техногенных радионуклидов, по сравнению с предыдущими годами. Так, активность короткоживущих радионуклидов реакторного происхождения (с периодами полураспада до 1 месяца - ^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) в биомассе стала ниже пределов обнаружения ($<\text{MDA}$). Удельная активность радионуклидов с более длительными периодами полураспада (^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{58}Co , ^{46}Sc) - снизилась в десятки и более раз, по сравнению с предыдущим периодом времени. Удельная активность долгоживущих радионуклидов, таких как ^{137}Cs и ^{152}Eu , в

биомассе водного мха 2010 г. сократилась всего в 2 - 5 раз по сравнению с предыдущим периодом времени, в биомассе рдеста блестящего – в 5-30 раз, соответственно.

Таблица 1. Максимальная удельная активность (Бк/кг $\pm$ sd) техногенных радионуклидов в биомассе водного мха (*F.antipyretica*) и рдеста блестящего (*P.lucens*), отобранных в разные годы вблизи ГХК (с. Атаманово).

Радионуклид	Водный мох		Рдест блестящий	
	1999-2009гг	2010 г.	1999-2009гг.	2010 г.
²⁴ Na	1850 $\pm$ 900	<MDA	1250 $\pm$ 110	<MDA
⁴⁶ Sc	310 $\pm$ 20	4.6 $\pm$ 0.3	35 $\pm$ 2	0.5 $\pm$ 0.1
⁵¹ Cr	1970 $\pm$ 300	<MDA	1850 $\pm$ 110	<MDA
⁵⁴ Mn	80 $\pm$ 7	4 $\pm$ 1	50 $\pm$ 4	1.1 $\pm$ 0.2
⁵⁸ Co	120 $\pm$ 10	3.2 $\pm$ 0.3	32 $\pm$ 2	1.3 $\pm$ 0.4
⁵⁹ Fe	80 $\pm$ 6	<MDA	15 $\pm$ 2	0.6 $\pm$ 0.3
⁶⁰ Co	790 $\pm$ 30	47 $\pm$ 1	240 $\pm$ 10	16 $\pm$ 1
⁶⁵ Zn	330 $\pm$ 20	5.2 $\pm$ 0.5	68 $\pm$ 4	14 $\pm$ 1
¹⁰⁶ Ru	22 $\pm$ 5	11 $\pm$ 1	9 $\pm$ 3	3.3 $\pm$ 1.9
¹³⁷ Cs	350 $\pm$ 30	68 $\pm$ 3	90 $\pm$ 6	16 $\pm$ 1
¹⁴¹ Ce	85 $\pm$ 7	<MDA	24 $\pm$ 3	0.7 $\pm$ 0.2
¹⁴⁴ Ce	80 $\pm$ 12	3.7 $\pm$ 0.8	17 $\pm$ 3	2.9 $\pm$ 0.6
¹⁵² Eu	70 $\pm$ 3	39 $\pm$ 1	18 $\pm$ 1	3.3 $\pm$ 0.2
¹⁵⁴ Eu	20 $\pm$ 2	14 $\pm$ 1	5 $\pm$ 1	0.5 $\pm$ 0.2
²³⁹ Np	1490 $\pm$ 50	<MDA	394 $\pm$ 16	<MDA
²⁴¹ Am	5 $\pm$ 2	2.6 $\pm$ 0.8	2 $\pm$ 1	1.4 $\pm$ 0.5

Радионуклиды техногенного происхождения ранее регистрировались в биомассе растений не только вблизи ГХК, но и на расстоянии до 250 км от ГХК по течению реки [2, 7-8]. В пробах рдеста блестящего, собранных в 2010 г. в районе п. Стрелка (250 км), было зарегистрировано до 10 техногенных радионуклидов, в том числе ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ¹³⁷Cs и ¹⁵²Eu с удельной активностью до 6 Бк/кг (табл.2). Выше по течению от ГХК в водных растениях регистрировался только один техногенный радионуклид глобального происхождения ¹³⁷Cs и его активность не превышала 2 Бк/кг [2].

Таблица 2. Удельное содержание радионуклидов (Бк/кг $\pm$ sd) в пробах рдеста блестящего (*P.lucens*), отобранных в 2010 г. на разном расстоянии от ГХК.

Радионуклид	с.Атаманово (5 км)	с.Усть-Кан (25 км)	с.Каргино (240 км)	п.Стрелка (250 км)
⁴⁰ K	1192 $\pm$ 63	1132 $\pm$ 55	1057 $\pm$ 56	1012 $\pm$ 53
⁴⁶ Sc	0.5 $\pm$ 0.1	<MDA	<MDA	0.3 $\pm$ 0.1
⁵⁴ Mn	1.1 $\pm$ 0.5	0.3 $\pm$ 0.2	2.2 $\pm$ 0.6	0.7 $\pm$ 0.1
⁵⁸ Co	1.3 $\pm$ 0.4	<MDA	0.4 $\pm$ 0.1	1 $\pm$ 1
⁶⁰ Co	16 $\pm$ 1	8.9 $\pm$ 0.5	6 $\pm$ 0.6	5.2 $\pm$ 0.3
⁶⁵ Zn	14 $\pm$ 1	3.3 $\pm$ 0.6	4.1 $\pm$ 1.7	2.1 $\pm$ 0.5

Радионуклид	с.Атаманово (5 км)	с.Усть-Кан (25 км)	с.Каргино (240 км)	п.Стрелка (250 км)
^{103}Ru	1.7 ± 0.8	<MDA	<MDA	0.4 ± 0.1
^{106}Ru	3.3 ± 1.9	<MDA	5.9 ± 3	3.2 ± 1
^{124}Sb	0.8 ± 0.3	1.9 ± 0.5	3.3 ± 1.3	0.3 ± 0.1
^{137}Cs	16 ± 1	15 ± 1	6.4 ± 0.9	4.2 ± 0.4
^{152}Eu	3.3 ± 0.2	7.4 ± 0.4	2.8 ± 0.4	1.3 ± 0.1
^{241}Am	1.4 ± 0.5	1.0 ± 0.2	<MDA	0.8 ± 0.2

Метод химического фракционирования позволяет получить данные о характере распределения радионуклидов по отдельным фракциям биомассы водных растений. Радионуклиды в обменной и адсорбционной фракциях, в основном, находятся на поверхности биомассы и легко обмениваются с водной средой, а радионуклиды в органической фракции и минеральном остатке – прочно связаны со структурами биомассы и являются малоподвижными.

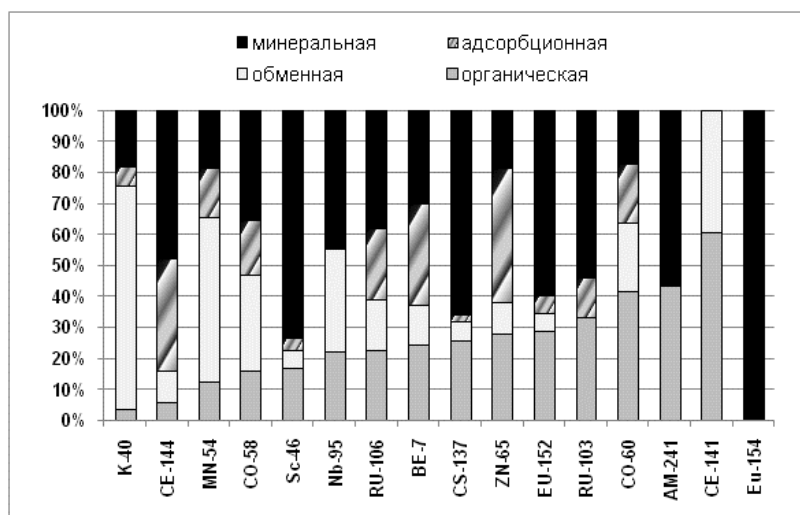


Рис.1. Относительное распределение радионуклидов по фракциям биомассы водного мха, без учета органо-минерального осадка.

Например, для водного мха было показано, что большая часть ^{40}K и ^{54}Mn – была слабо связана с биомассой и регистрировалась в составе обменной фракции (рис.1). На клеточных стенках растения адсорбировалось до 45% ^{65}Zn , около 20% $^{58-60}\text{Co}$ и более 30% ^{144}Ce и ^{7}Be . С органическим веществом водного мха было связано более 40% ^{60}Co и ^{241}Am , а также 60% ^{141}Ce . Большая часть ^{137}Cs и $^{152-154}\text{Eu}$ была зарегистрирована в составе минерального остатка водного мха. Распределение радионуклидов по фракциям биомассы рдеста блестящего было подобным. Только большая часть ^{241}Am у рдеста находилась в составе обменной и адсорбционной фракций, а ^{141}Ce весь регистрировался в составе минерального остатка. У рдеста блестящего также был обнаружен ^{51}Cr , полностью связанный с органическим веществом биомассы.

Далее, мы провели ранжирование радионуклидов по степени их подвижности в биомассе (прочносвязанные/слабосвязанные с биомассой). На рис.2 в качестве примера показано ранжирование радионуклидов по прочности связывания в биомассе водного мха. Так, радионуклиды ^{40}K и ^{54}Mn можно отнести к слабосвязанным с биомассой, т.е. наиболее мобильным радионуклидам. Радионуклиды ^{46}Sc , ^{103}Ru , ^{137}Cs и $^{152-154}\text{Eu}$ следует отнести к радионуклидам, прочно связанным с биомассой – т.е. наименее подвижным.

Радионуклиды ^7Be , ^{65}Zn и ^{60}Co , в основном, равномерно распределялись между фракциями поверхности и биомассы.

Также было показано, что распределение радионуклидов в биомассе отдельных видов макрофитов р.Енисей варьирует в течение вегетации. Так, у рдеста блестящего доля прочносвязанного ^{137}Cs снизилась на 50% с августа по октябрь.

Известно, что часть радионуклидов может сорбироваться на внеклеточных агрегатах частицах, находящихся на поверхности растений. Эти частицы могут представлять собой как организмы перифитона, минеральные частицы донных отложений, так и карбонатные инкрустации - результат жизнедеятельности самого растения [1]. Для проверки гипотезы происхождения осадка на поверхности макрофитов, из обменной фракции биомассы был выделен органо-минеральный осадок и проведен его гамма-спектрометрический анализ. Было показано, что в осадке на поверхности растений содержится значительная доля радионуклидов, например, в нем зарегистрировано 10-60 % ^{60}Co , до 30% ^{65}Zn и 10-60% ^{137}Cs от общего их содержания в растении. Радионуклидный состав осадка был различен у разных видов макрофитов, а также варьировал в зависимости от месяца отбора. Исследования показали, что по соотношению радионуклидов $^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}/^{152}\text{Eu}$, органо-минеральный осадок биомассы водного мха (по всем месяцам отбора) наиболее близок к пробам донных отложений. Вариабельность состава осадка рдеста блестящего по месяцам отбора свидетельствует о наличии, как частиц донных отложений, так и организмов перифитона.

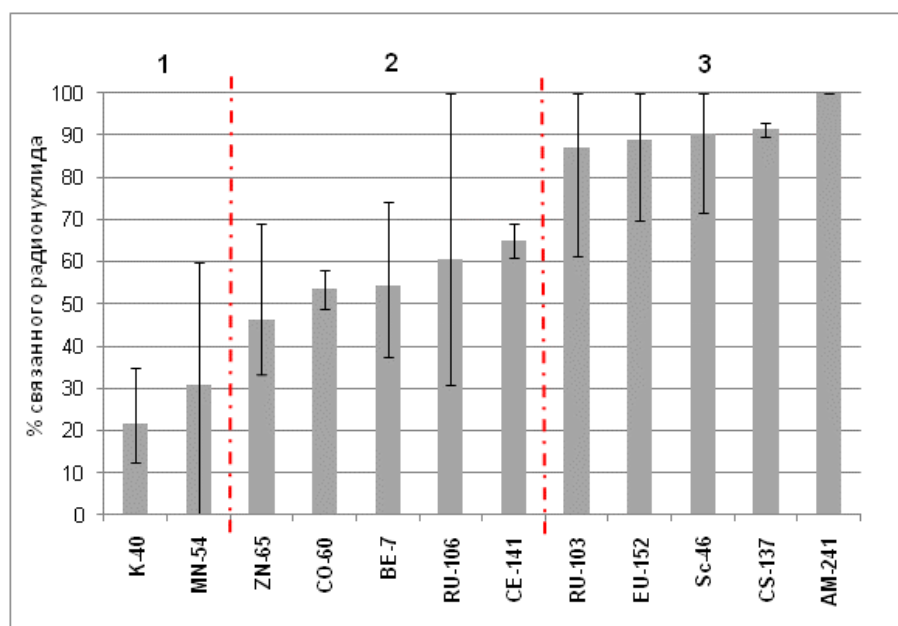


Рис.2. Ранжирование радионуклидов по прочности связывания в биомассе водного мха (вариации с августа по октябрь 2010 г.):

- 1 – слабо связанные с биомассой радионуклиды (доля связанных с биомассой - менее 30%);
- 2 – равномерно распределенные в биомассе радионуклиды (от 30 до 70%);
- 3 – прочно связанные с биомассой радионуклиды (более 70%).

Выводы

До остановки реактора ГХК (до 2009 г.) в погруженных макрофитах р.Енисей было обнаружено более 20 техногенных радионуклидов с удельной активностью от десятков до тысяч Бк/кг. После остановки реактора в 2010 г. активность короткоживущих радионуклидов реакторного происхождения (с периодами полураспада менее года) в

биомассе макрофитов снизилась в десятки и более раз, по сравнению с предыдущим периодом времени. Удельная активность долгоживущих радионуклидов (с периодами полураспада более года), например в водном мхе, сократилась всего в 2 - 5 раз по сравнению с предыдущим периодом времени. В пробах рдеста блестящего 2010 г., собранных в р.Енисей на расстоянии до 250 км от ГХК, были зарегистрированы до 10 техногенных радионуклидов, в том числе ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{137}Cs и ^{152}Eu с активностью не выше 6 Бк/кг.

Последовательное химическое фракционирование водных растений р. Енисей показало, что у водного мха и рдеста блестящего наблюдалось схожее распределение радионуклидов по фракциям биомассы: ^{40}K и ^{54}Mn находились на поверхности растений или были слабо связаны с биомассой; ^{137}Cs и ^{152}Eu – были прочно связаны с биомассой; ^7Be , ^{65}Zn и ^{60}Co – равномерно распределены между фракциями поверхности и биомассы. Для отдельных видов регистрировались изменения в распределении радионуклидов в биомассе в течение вегетации. Радионуклидный состав органо-минерального осадка на поверхности водных растений свидетельствует о наличии как частиц донных отложений (преимущественно у водного мха), так и организмов перифитона.

Литература

1. Зотина Т.А. Распределение техногенных радионуклидов в биомассе макрофитов реки Енисей // Радиационная биология. Радиозология. 2009. Т.49.№6.с.729-737.
2. Bolsunovsky, A. Artificial radionuclides in aquatic plants of the Yenisei River in the area affected by effluents of a Russian plutonium complex // Aquatic Ecology. 2004. V.38 (1). P.57-62.
3. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. Радиоактивное загрязнение водных организмов реки Енисей в зоне влияния ГХК // Радиационная биология. Радиозология. 2004. Т.44. №3. с. 361-366.
4. Bolsunovsky, A., Bondareva, L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // Journal of Alloys and Compounds. 2007. V. 444-445. P. 495-499.
5. Bolsunovsky, A., Zotina, T., Bondareva, L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. V. 81. №1. P. 33-46.
6. Болсуновский А.Я., Медведева М.Ю., Александрова Ю.В. Интенсивность накопления радионуклидов в биомассе водных растений реки Енисей // Известия Самарского научного центра РАН. Т.13. №1(4). - Самара, 2011. с.776-779.
7. Болсуновский, А.Я., Ермаков, А.И., Бургер, М., Дегерменджи, А.Г., Соболев А.И. Накопление техногенных радионуклидов водными растениями реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиозология. 2002. Т.42. №2. с.194-199.
8. Сухоруков, Ф.В., Дегерменджи, А.Г., Болсуновский, А.Я., Белолипецкий, В.М., Косолапова Л.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. - Новосибирск.: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. 286 с.

РАДИОНУКЛИДЫ В РАСТИТЕЛЬНОСТИ И ПОЧВЕННОМ ПОКРОВЕ ДОЛИНЫ СРЕДНЕЙ КАТУНИ

С.С. Мешкина, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул

Эколого-биогеохимическая оценка экосистем бассейна Катуня является актуальной в связи с гидроэнергетическим освоением реки. Необходим экологически грамотный подход при планировании, сооружении и эксплуатации проектируемых водохранилищ. Одними из важных составляющих экосистемы являются почвы и растения, так как почва, будучи продуктом совместного воздействия многих факторов, в том числе климата и растительности, наиболее полно передает специфику экологической, биогеохимической ситуации территории. К тому же педосфера является главным источником элементов питания живых организмов, основным звеном в биологическом круговороте элементов [3]. Почва, выполняя аккумуляционную функцию, может накапливать радионуклиды до высоких концентраций, что негативно отразится на экосистеме водохранилища и близлежащей территории. Растения выполняют важную роль в биогеохимических процессах трансформации вещества в биосфере. Поглощая химические элементы и радионуклиды из почвы, почвообразующих пород, грунтовых вод и атмосферы, они перемещают их из одних компонентов ландшафта в другие, при этом изменяя скорость их круговорота в природе.

Объекты исследования: черноземы обыкновенные и южные, темно-каштановые, горно-лесные черноземовидные почвы на элювиальных, делювиальных, аллювиально-делювиальных, аллювиальных отложениях, щебнисто-песчаных, щебнисто-супесчаных, галечниково-песчаных и галечниково-супесчаных, а также хорошо сортированных песчаных отложениях [7, 8], доминантные виды растений долины Средней Катуня. Наибольшее распространение имеют черноземы южные и обыкновенные.

Естественные радиоактивные элементы и ^{137}Cs определяли гамма-спектрометрическим методом в Институте геологии и минералогии СО РАН.

Почвенные разрезы закладывали в системе ландшафтно-геохимических катен, охватывая все геоморфологические элементы.

Радионуклиды в почвах долины Средней Катуня

Уран. В почвах долины Средней Катуня содержание ^{238}U и его распределение по профилю разнообразно. Удельная активность ^{238}U в почвах долины варьирует от 15,2 до 67,8 Бк/кг и в среднем составляет $25,0 \pm 1,4$ Бк/кг (табл.). В черноземах обыкновенных наблюдается аккумуляция нуклида в верхних горизонтах, а черноземах южных происходит накопление и в иллювиальных горизонтах почвы. В темно-каштановых почвах распределение ^{238}U по профилю равномерное.

Таблица. Концентрация основных естественных радиоизотопов и Cs-137 почвах долины Средней Катуня

Элемент	Почвы долины Средней Катуня	Мировой почвенный фон [6]
		Бк/кг
^{40}K	$360,0 \pm 7,7$ (235-455)	370
^{232}Th	$15,1 \pm 0,6$ (6,9-24,4)	25
^{238}U	$25,0 \pm 1,4$ (15,2-67,8)	25
^{137}Cs	$14,9 \pm$ (3,0-69,0)	15

Торий. В черноземах обыкновенных долины Средней Катуни ^{232}Th по профилю распределяется равномерно. В каштановых почвах и черноземах южных наблюдается уменьшение удельной активности радионуклида с глубиной, что коррелирует с содержанием гумуса в почвах. Средняя концентрация ^{232}Th в почвах исследуемой территории составляет $15,1 \pm 0,6$ при распространении от 6,9 Бк/кг до 24,4 Бк/кг, что превышает среднее содержание в почвенном покрове России в два раза [12], но ниже кларков в земной коре [13] и в почвах мира (см. табл.).

Калий. В черноземах обыкновенных и южных ^{40}K распределен равномерно, но в некоторых разрезах прослеживается аккумулятивно-иллювиальное распределение радионуклида. В темно-каштановых почвах содержание ^{40}K , как и ^{232}Th , уменьшается вниз по профилю и коррелирует с содержанием гумуса в данном подтипе почвы. Концентрация радионуклида в почвах долины колеблется от 235 Бк/кг до 455 Бк/кг, в среднем составляет $360 \pm 7,7$ Бк/кг, что почти равно кларку в почвах [9] и мировому фону почв (см. табл.).

Цезий – 137. Распределение ^{137}Cs по профилю во всех исследованных типах почв одинаково. В зависимости от свойств почв основной запас ^{137}Cs сосредоточен в верхнем 5-ти или 10-ти сантиметровом слое гумусового горизонта целинных почв и на глубине 10 - 20 сантиметров в пахотных почвах. Удельная активность радионуклида в пахотных почвах незначительна и достигает 11,0 Бк/кг, а в нескольких образцах дерновых горизонтов (0-5 см) активность составляет 61 и 69 Бк/кг (см. табл.), что соответствует фону Горного Алтая [10]. В иллювиальном горизонте и почвообразующей породе Cs -137 не обнаружен.

Радионуклиды в растениях долины Средней Катуни

Большинство надземных частей растений накапливают уран по фонобарьерному типу, при котором значительное увеличение концентрации изучаемого элемента в питающей среде не сопровождается статистически достоверным увеличением его содержания в растениях [5]. Среднее содержание урана в надземной растительности, по литературным данным, составляет 38 мкг/кг (0,47 Бк/кг) и варьирует в интервале от 5 до 69 мкг/кг (от 0,63 до 0,87 Бк/кг) [4].

В растениях долины Средней Катуни удельная активность ^{238}U колеблется от 7 до 115 Бк/кг и в среднем составляет $29,9 \pm 8,5$ Бк/кг. Наибольшие концентрации обнаружили в *Limonium flexuosum* L. – 115 Бк/кг, *Artemisia frigida* Willd – 90 Бк/кг, при коэффициентах накопления 2,1 и 2,2 соответственно. Наименьшая концентрация наблюдается у *Kochia densiflora* (сем. Chenopodiaceae).

Н. Боуэн (цит. по [2]) дает широкий интервал в оценках содержания тория в наземной растительности: от <8 до >1300 мкг/кг сухого вещества. В древесине, листьях и хвое содержание ^{232}Th достигает 5 мкг/г ($2 \cdot 10^{-2}$ Бк/г).

Накопление Th растениями незначительно [11, 12], но оно выше, чем для ^{238}U . Для этих радионуклидов установлены «пороговый эффект», видовые и географические различия в накоплении (пороговая концентрация ^{232}Th в почве принята $n \cdot 10^{-3}$ – $n \cdot 10^{-2}$ г/г). Подсчитаны коэффициенты биологического поглощения (КБП) Th для разных регионов. Высокими они оказались для всех районов, где наличие Th в породах связано с терригенными минералами, и минимальными с водной миграцией (горная тундра – 0,5; горная тайга – 0,3; лесостепь – 0,46). Коэффициент биологического поглощения тория равен 0,04 [1]. Вместе с тем, кларк его в биосфере относительно высок: 7,6 мг/кг, $7,6 \cdot 10^{-4}\%$ (30,93 Бк/кг).

В исследованных нами растениях накопление радиоактивного тория незначительное: $8,9 \pm 3,1$ Бк/кг, что в 3 раза ниже концентрации ^{238}U при вариации от 3 до 40 Бк/кг. Наиболее высокие коэффициенты накопления радионуклида обнаружены в *Artemisia frigida* Willd из семейства Asteraceae, *Astragalus alpinus* L. и *Thymus altaicus* Klokov et Shost.

Большая часть калия в растениях находится в ионной форме, меньшая непрочно связана в плазме. Он легко выщелачивается из листьев, теряющих во время дождей до 30-50 % К. Концентрация ^{40}K в растениях такова: зерновые – 18-159 Бк/кг, зернобобовые – 177-299, свежие овощи – 40-174, плоды – 7-355, грибы – 277 Бк/кг.

Удельная активность ^{40}K в растениях долины Средней Катуни колеблется от 177 до 757 Бк/кг и в среднем составляет $480,4 \pm 48,3$ Бк/кг. Коэффициенты накопления радионуклида варьировали в пределах 0,3-1,0. Больше всего радиоактивного калия, как и тория, содержится в *Artemisia frigida* Willd. – 757 Бк/кг. Немного меньше ^{40}K содержат *Kochia densiflora*: от 712 до 718 Бк/кг.

Высоким накоплением ^{137}Cs характеризуются однолетние и многолетние травы и горох, низким – зерновые. Наиболее высоким накоплением ^{137}Cs в растениях исследуемой территории характеризуется *Vicia cracca* L. – 20 Бк/кг ($K_H = 2,5$) и *Artemisia sp.* – 13 Бк/кг ($K_H = 1,6$), низкий коэффициент накопления ($K_H 0,03$) получен для *Artemisia frigida* Willd.

Выводы

1. Удельная активность естественных радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K и искусственного радионуклида ^{137}Cs в почвах долины не превышает среднего уровня удельной активности почв мира;

2. Изученные растения характеризуются невысокими коэффициентами накопления ($K_H < 1$) с широким диапазоном вариации ($K_H =$ от 0 до 2,5), исключение составляют виды, в которых хорошо видна тенденция накопления: ^{238}U – *Stipa consanguinea* Trin. et Rupr. ($K_H = 1,4$), *Limonium flexuosum* L. ($K_H = 2,1$), *Artemisia frigida* Willd ($K_H = 2,2$); ^{232}Th – *Artemisia frigida* Willd ($K_H = 1,1$); ^{137}Cs – *Artemisia sp* (13 Бк/кг, $K_H = 1,6$), *Vicia cracca* L. ($K_H = 2,5$); удельная активность изученных радионуклидов в растениях долины Средней Катуни находится в пределах фоновых значений и не оказывает негативного влияния на структуру и функционирование растительных организмов.

Литература

1. Алексеенко, В.А. Экологическая геохимия / В.А. Алексеенко – М.: Логос, 2000. – 627 с.
2. Иванов, В.В. Экологическая геохимия элементов / В.В. Иванов – М.: Экология, 1997. – 607 с.
3. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в почвах Западной Сибири / В.Б. Ильин // Почвоведение. 1987.- №11.- С. 87-94.
4. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
5. Ковалевский, А.Л. Биогеохимия растений / А.Л. Ковалевский – Новосибирск: Наука, 1991. – 294 с.
6. Ковда, В. А. Почвоведение. Ч. 1./ В. А. Ковда, Б. Г. Розанов. М.: Высш. шк. 1988. 400 с.
7. Мальгин, М.А. Биогеохимия микроэлементов в Горном Алтае / М.А. Мальгин. Новосибирск: Наука, 1978.- 272 с.
8. Почвы Горно-Алтайской автономной области. Новосибирск: Наука, 1973.- 351с.
9. Радиобиология / А. Д. Белов, В. А. Киршин, Н. П. Лысенко, В. В. Пак и др.; Под ред. А. Д. Белова. М.: Колос, 1999.- 384 с.
10. Силантьев, А.Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС / А.Н. Силантьев, И.Г. Шкуратова, Ц.И. Бобовникова // Атомная энергия, 1989. т. 66. вып. 3. -С. 194-197.
11. Таскаев, А.И. Миграция изотопов уранового и ториевого рядов в почвенно-растительном покрове территорий с естественно и антропогенно повышенной

радиоактивностью / А.И. Таскаев // Инф. бюл. науч. совета по проблемам радиобиологии АН СССР, 1983. – №28. – С. 34-37.

12. Титаева, И.А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / И.А. Титаева. М.: ГЭОС, 2005.- 226 с.

13. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. М.: Наука, 1990.- 368с.

ЦЕЗИЙ-137 В ПОЙМЕННЫХ ПОЧВАХ ОСТРОВА ТАТЫШЕВ В Г. КРАСНОЯРСКЕ

А.Р. Митев¹, Р.А. Шарафутдинов¹, В.А. Четкин²

¹ Сибирский Федеральный Университет, г. Красноярск,

² Лаборатория радиационного контроля ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск

При современном экологическом мониторинге территорий, подвергшихся техногенному воздействию, одной из важнейших составляющих объективной оценки уровней радиоактивного загрязнения является сравнение их со значениями параметров среды на незатронутых, или незначительно подвергшихся воздействию природных объектах, приобретающих статус «фоновых». При оценке воздействия предприятий ядерно-топливного цикла, расположенных на берегах рек, на пойменные системы, фоновыми объектами могут выступать пойменные образования, расположенные выше по течению и на достаточном удалении от источника загрязнения.

Таким «фоновым» объектом по отношению к «осколочному» ¹³⁷Cs могут являться почвы острова Татышев. Поэтому основная цель радиационного обследования острова заключалась в изучении характера накопления пойменными отложениями реки Енисей ¹³⁷Cs, обусловленного глобальными выпадениями.

В рамках работы изучались физические и физико-химические свойства почв и грунтов, стратиграфическое строение слагающих остров отложений до глубины 2,7 м (глубина залегания руслового аллювия), а также особенности вертикальной миграции почвенных растворов. Указанные параметры рассматривались в силу того, что они способны оказывать значительное влияние на закономерности распределения ¹³⁷Cs.

Возраст отложений, формирующих остров Татышев, вписывается в голоценовый период. Это хорошо согласуется со стратиграфией отложений, результатами радиоуглеродного датирования [1], а также археологическими находками – в отложениях о. Татышев присутствует как минимум один культурный горизонт, обнаруженный в 1933-1934 гг. В.Г. Карцевым и А.Ф. Катковым.

Высота острова достигает 3,5 метров над урезом р. Енисей. Наибольшие высотные отметки характерны для левой центральной части острова. В стратиграфическом сложении принимают участие галечники, пески, супеси. В толще аллювиальных отложений прослеживаются многочисленные прослои органического детрита, ожелезненные горизонты, а также в различной степени развитые погребенные почвы.

Современная поверхность острова (уровень высокой поймы) представляет собой выровненную местность, пересеченную системой ложбин, с пологими склонами, плавно переходящими к днищу. Последние представляют собой старые, в разной степени заросшие протоки, в западной части острова их глубина достигает 2,0 - 2,5 метров, а ширина возрастает с приближением к речному руслу. Дно, а часто и склоны ложбин покрыты ивняком. В период снеготаяния, в паводок или после продолжительных дождей дно ложбин заполняется водой. В восточной части острова ложбины имеют меньшие размеры, часто перекрыты дорожными насыпями. На значительном протяжении береговой зоны острова представлены пологие песчаные и галечниковые пляжи, лишь на отдельных участках берег обрывается крутым уступом. На таких участках в половодье

река интенсивно подрезает берег, но в связи с распространением рыхлых отложений, не происходит формирования даже незначительных абразионных уступов, быстро развивается дерупций. Современный микрорельеф острова преимущественно определяет водный и тепловой режим почв, а вместе с этим интенсивность развития растительности и процессов почвообразования. Важно отметить, что значительная часть острова за последние 30 лет подверглась глубокой техногенной трансформации. В период 1979-2009 гг., при строительстве инженерных объектов (мосты, водозабор) производилась выемка рыхлых пород при помощи экскаваторов, барж, плавкранов. На отдельных участках осуществлено перекрытие протоков отсыпными дамбами и пр.

Современное строение низкой поймы острова сложное – морфологически прослеживается 3 уровня, соответствующие уровенному режиму р. Енисей, находящемуся в зависимости от объемов сбросов Красноярской ГЭС. Наименьший из них отвечает уровню зимней межени, второй соответствует сбросам в районе 2900 м³/с, третий – свыше 3500 м³/с. При уровнях сброса свыше 6500 м³/с, значительная часть острова затопливается, аналогично ситуации 2006 года, когда сброс достигал 9000 м³/с, доходя в пиках до 10 500 м³/с. Гранулометрический состав аллювиальных отложений в пределах низкой поймы значительно варьирует, и представлен песками рыхлыми, связными, супесями, легкими и средними суглинками.

Поверхность высокой поймы сложена преимущественно песками связными (физический песок – 90%, физическая глина – 10%), реже супесями (физический песок – 89%, физическая глина – 11%); указанные отложения являются почвообразующими породами, и гранулометрический состав формирующихся на них почв в значительной степени унаследован (таблица 1).

Современный почвенный покров низкой поймы характеризуется доминированием почв аллювиальных слоистых (слаборазвитых), аллювиальных темногоумусовых, реже аллювиальных болотных иловато-перегнойных. Последние приурочены к зарастающим протокам. В пределах высокой поймы представлены преимущественно аллювиальные темногоумусовые и агротемногоумусовые почвы. Для почв как низкой, так и высокой поймы, характерно невысокое содержание гумуса (до 3,1%), слабощелочная реакция водной вытяжки (рН 7,2-8,0).

Таблица 1. Распределение гранулометрических фракций в горизонтах аллювиальных почв острова Татышев

Индекс горизонта, (глубина), см	Фракция (мм) и ее содержание (%)					
	1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	< 0,001
АУ (0-7)	13	63	14	4	2	4
В (7-19)	18	48	24	5	2	4
АУ (0-6)	23	62	11	1	2	1
АУВ (6-20)	29	60	8	1	0	1
С (34-56)	12	73	14	0	0	0

В связи с тем, что территория острова практически не охвачена радиационными исследованиями, но является местом массового отдыха горожан, в работе расширенно оценивались такие показатели, как мощность эквивалента амбиентной дозы на высоте 1 метр при помощи дозиметра-радиометра ДКС-96П, объемная активность (ОА) радона в почвенном воздухе (радиометр альфа-активных газов РГА-500), плотность потока радона из грунта (измерительный комплекс «Камера»). Пешеходная поисковая гамма-съёмка выполнена в масштабе 1:1000 с использованием радиометра СРП 68-01. В лабораторных

условиях пробы почв и грунтов проанализированы на гамма-спектрометре МКГБ-01 «РАДЭК».

На момент обследования удельная активность ^{137}Cs в почвах и грунтах острова изменялась в пределах от 3,5 до 34,9 Бк/кг и составляла в среднем 15,6 Бк/кг. Эта величина, характеризующая интенсивность накопления ^{137}Cs пойменными отложениями, вполне объяснимо превышает средний показатель для почв лесостепных и подтаежных денудационно-аккумулятивных равнин и денудационно-эрозионных таежных низкогорий центральных и южных районов Красноярского края – 7 Бк/кг [2]. Основные участки накопления ^{137}Cs находятся на низких элементах рельефа в прирусловой пойме и приурочены к горизонтам слабо развитых аллювиальных и темногомусовых почв, характеризующихся повышенным содержанием фракции физической глины. Таким образом, самой загрязненной частью почвенного профиля является гумусово-аккумулятивный горизонт, а также погребенные органогенные горизонты или слойки, залегающие на незначительной глубине от поверхности. Запас ^{137}Cs в верхнем слое отложений мощностью 15 см в пределах низкой поймы составляет около 4,98 кБк/м², изменяясь в диапазоне от 13,8 до 34,9 Бк/кг, при среднем значении $23,7 \pm 2,4$ Бк/кг.

Содержание ^{137}Cs в почвах и грунтах высокой поймы, рассчитанное по результатам измерений 34 проб [3], варьировало в пределах от 3,4 до 15,6 Бк/кг и составило в среднем $7,6 \pm 1,2$ Бк/кг, при запасе в верхнем 15-сантиметровом слое – 1,62 кБк/м². Лишь для одной пробы, отобранной в ходе послойного детального изучения отложений, в интервале глубин 0,0-7,0 см на участке в центральной части острова, было получено значение 20,4 Бк/кг (таблица 2).

Определенный интерес представляет изучение интенсивности вертикальной миграции ^{137}Cs в толще аллювиальных отложений, сложенной песчаными и супесчаными разностями, которые обладают высокой водопроницаемостью. В связи с тем, что вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах возможна, преимущественно, при движении почвенного раствора, в работе учитывались физические и физико-химические особенности грунтов, слагающих остров, от поверхности до глубины залегания руслового аллювия.

Естественная влажность образцов грунта измерялась влагомером Delta-T HH2, непосредственно после извлечения их буром Эйдельмана. Установлено, что ее максимальные значения характерны для осеннего периода (конец сентября – начало октября). Однако, даже в этот период существующий лимит атмосферных осадков в регионе ограничивает активное проникновение почвенных растворов на глубину свыше 85 см. Так, если в верхних почвенных горизонтах влажность составляла 18...27%, то на глубине 90 см не превышала 8...9%. С глубины 180...190 см влажность отложений возрастает, что связано с влиянием грунтовых вод.

Таблица 2. Накопление естественных радионуклидов и ^{137}Cs в аллювиальных отложениях острова Татышев в центральной части (фрагмент разреза)

Глубина отбора, м	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	Влажность, %
0,0-0,07	10,2 $\pm$ 1,6	12,9 $\pm$ 1,4	424 $\pm$ 42	20,4 $\pm$ 2,3	25,8
0,07-0,15	15,5 $\pm$ 2,7	18,8 $\pm$ 1,9	392 $\pm$ 38	10,4 $\pm$ 1,3	25,1
0,15-0,30	18,9 $\pm$ 2,8	19,8 $\pm$ 2,0	468 $\pm$ 47	5,8 $\pm$ 1,0	21,3
0,30-0,60	27,5 $\pm$ 5,0	20,6 $\pm$ 2,6	421 $\pm$ 41	<3,5	17,8
0,60-0,90	26,2 $\pm$ 4,3	21,6 $\pm$ 2,9	446 $\pm$ 45	<3,5	12,9
0,90-1,20	24,1 $\pm$ 3,7	24,3 $\pm$ 2,5	457 $\pm$ 43	<3,5	9,2
1,45-1,60	22,8 $\pm$ 2,8	21,5 $\pm$ 2,1	442,8 $\pm$ 44	<3,5	8,4
1,60-1,75	15,0 $\pm$ 2,5	26,6 $\pm$ 2,6	479 $\pm$ 48	6,3 $\pm$ 1,0	31,6

Изучение содержания радионуклида в аллювиальных отложениях до глубины 2,0 м позволило установить, что, несмотря на хорошую водопроницаемость пород, даже на

участках со слаборазвитым почвенным покровом с низким содержанием гумуса, его активность на глубине свыше 30 см практически всегда находится ниже пределов обнаружения³. Значительная часть толщи отложений представлена песками рыхлыми и связными, с содержанием физической глины менее 7%, при этом доля илистой фракции составляет менее 2%. Известно, что содержание в рыхлых породах илистой фракции (минералов монтмориллонитовой группы, слюд и гидрослюд) – одна из основных причин закрепления ¹³⁷Cs, где его ионы прочно фиксируются, изоморфно замещая калий в кристаллических решетках. В песчаных отложениях с минимальным содержанием илистой фракции указанное явление нивелируется.

Поскольку основная часть толщи отложений характеризуется легким гранулометрическим составом и низкой емкостью поглощения (2...3 мг-экв/100 г), можно предположить, что имеет место вертикальная миграция ¹³⁷Cs вниз по профилю, когда он практически минует слои с легким гранулометрическим составом и накапливается в нижележащих породах (либо выносится за пределы профиля). Действительно, в интервале глубины 160-175 см содержание ¹³⁷Cs достигает 6,3 Бк/кг. Отложения здесь слабо ожелезнены, представлены супесью.

Однако выше рассматриваемого слоя, на глубине 69-84 см присутствует серия погребенных органогенных горизонтов супесчаного и легкосуглинистого состава с содержанием физической глины до 21%. Отложения подобного состава способны выполнять роль геохимического барьера, однако повышенных концентраций ¹³⁷Cs в них проведенными исследованиями не установлено.

Это обстоятельство может объясняться тем, что поступление ¹³⁷Cs связано, с русловыми водами р. Енисей, которые инфильтруются через хорошо проницаемые породы песчаного и гравийно-песчаного состава. В пределах границы колебания уровня грунтовых вод, на окислительно-восстановительном барьере происходит осаждение соединений железа, которые выступают эффективными аккумуляторами ¹³⁷Cs [4,5].

По всей видимости, интенсификации водообмена в подошве отложений острова способствует «депресссионная воронка», формирование которой обусловлено деятельностью водозабора о. Татышев.

Сопоставление результатов содержания ¹³⁷Cs в отложениях низкой и высокой поймы, позволяет оценить величину его гидрогенного поступления с водами р. Енисей. Поскольку элементы высокой поймы после строительства Красноярской ГЭС крайне редко подвергаются затоплению (отдельные участки не затапливались никогда с 1966 года), содержание ¹³⁷Cs в почвах и грунтах высокой поймы следует рассматривать как величину, обусловленную его атмосферным поступлением (глобальным выпадением).

Средняя величина удельной активности ¹³⁷Cs в почвах и грунтах высокой поймы (7,6 Бк/кг), полученная в результате выполненных исследований, сопоставима с величиной регионального фона (7...9 Бк/кг) для территории центральных районов Красноярского края [2] и может свидетельствовать о поступлении его за счет глобальных выпадений.

В свою очередь, накопление ¹³⁷Cs в пределах почв и грунтов низкой поймы до 23,7 Бк/кг, происходит преимущественно в результате гидрогенного поступления и последующего осаждения глинистыми минералами. Полученные результаты хорошо согласуются с данными других работ [8,9] по исследованию накоплений техногенных радионуклидов в поймах рек.

Таким образом, разница между концентрацией ¹³⁷Cs в почвах низкой и высокой поймы, составляющая 16,1 Бк/кг, может объясняться гидрогенным вкладом реки и процессами аккумуляции его на низких геоморфологических формах пойменного рельефа в результате предшествующего смыва с поверхности водосборного бассейна [10,11].

³ Предел обнаружения 3,5 Бк/кг

Участки почво-грунтов с повышенным содержанием ^{137}Cs отчетливо фиксируются значениями мощности дозы гамма-излучения до 0,13...0,15 мкЗв/ч на фоне 0,08 мкЗв/ч.

Концентрация порового радона в почвенном воздухе на исследуемой территории характеризуется средней величиной 5,1 кБк/м³ и лишь в отдельных случаях может достигать значений 10,0...10,3 кБк/м³, что, по-видимому, обусловлено процессами вытеснения почвенных газов из порового пространства грунта при повышении уровня грунтовых вод вследствие колебаний уровня реки в целом. Сопоставление результатов измерений, полученных в весенний, летний и осенний периоды показало, что максимальные значения указанного параметра характерны для периода весеннего паводка.

Почвы и грунты в пределах острова до глубины 2,9 м характеризуются близкими значениями удельной активности ^{226}Ra не превышающими величины 27,5 Бк/кг.

В результате проведенных исследований:

- показана преобладающая роль почв низкой поймы в аккумуляции ^{137}Cs в естественных условиях;
- оценен гидрогенный вклад р. Енисей в поступление ^{137}Cs , который на период исследований составил 16,1 Бк/кг;
- сделан вывод о том, что внутрипочвенная дифференциация, связанной с изменением гранулометрического состава и аккумуляцией гумуса в виде погребенных горизонтов, увеличивает функции этих почв как комплексных геохимических барьеров.

Литература

1. Турыгина О.В. Реконструкция пойменных экосистем среднего течения реки Енисей в голоцене: научное издание / О.В. Турыгина, Г.А. Демиденко; Федеральное агентство по образованию, ГОУ ВПО Красноярский гос. аграрный ун-т. - Красноярск: КГПУ им. В.П. Астафьева, 2010. - 154 с.
2. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2009 год» - Красноярск 2010. – 237 с.
3. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под. ред. И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. - М.: Медицина, 2002. – 432 с.
4. Легин Е.К. Влияние биогенного восстановления железа в почвах на миграционное поведение радионуклидов и тяжелых металлов/ Е.К. Легин, Ю.И. Трифонов, М.Л. Хохлов и др. Труды Радиового института им. В.Г. Хлопина, т. XII, 2007 - С.148-168.
5. Гриневич С.В. Поведение тяжелых металлов и радионуклидов в почве и растениях на пойменных лугах пригорода г. Гомеля / Гриневич С.В., Клементьева Е.А. // Сахаровские чтения 2010 года: экологические проблемы XXI века.- Минск.-2010.- С.23
6. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M et al. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // J. Environ. Radioactivity. 1992. V.15. P.69-80.
7. Радиационно-гигиенический паспорт Красноярского края за 2010 год. Красноярск, 2011.
8. Петрова Т.Б., Микляев П.С., Власов В.К., Семенюк О.В. Техногенная миграция цезия-137 в городских экосистемах. Материалы международной конф. «Город и геологические опасности». СПб.: 2006, С.159-163.
9. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение реки Енисей, обусловленное сбросами Красноярского ГХК. – Атомная энергия, 1993, т. 74, вып. 2, С. 144–150.
10. Кузнецов Ю.В. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность Карского моря / Ю.В. Кузнецова, Ю.А. Ревенко, В.К. Легин и др. – Радиохимия, 1994, т. 36, вып. 6, С.546–558.

11. Овсянникова С.В. Почвенные растворы в процессах миграции ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am / С.В. Овсянникова, Г.А. Соколик, Е.А. Эйсмонт // Геохимия. – 2001. – № 2. – С.222–234.

ПЛУТОНИЙ И АМЕРИЦИЙ НА ТЕРРИТОРИИ БЕЛАРУСИ: УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ

В.П. Миронов, А.Ю. Ильяшук

Международный государственный экологический университет
имени А.Д. Сахарова, Республика Беларусь, г. Минск

В спектре излучения большинства актинидов присутствуют альфа-частицы с энергией больше 5 МэВ, и при их попадании в организм ведущее значение в биологическом эффекте приобретает действие альфа-излучения. Высокая энергия и малый пробег альфа-частиц создает в микрообъемах клеток и тканей высокую плотность ионизации, поэтому процессы восстановления в них при воздействии альфа-излучения практически отсутствуют, вследствие чего повреждения, вызываемые ТУЭ, суммируются во времени. Все это свидетельствует о большой опасности инкорпорации в организм человека ТУЭ и необходимости всестороннего изучения закономерностей их поведения в окружающей среде и биологического действия.

При испытаниях ядерного оружия произошло загрязнение поверхностного слоя почвы Беларуси ТУЭ со средним уровнем загрязнения по $^{239,240}\text{Pu}$ 53 ± 17 Бк/м² [1]. Катастрофа на ЧАЭС привела к дополнительному поступлению ТУЭ на территорию Республики, причем загрязнение поверхностного слоя почвы, вызванное этим источником, достигает максимальной величины в $1,1 \times 10^5$ Бк/м² на юге, постепенно понижаясь до уровня глобальных выпадений на севере Беларуси [2] (табл. 1).

Таблица 1. Уровни загрязнения почвы Беларуси трансурановыми элементами

Изотоп	Поступление актинидов на почву Беларуси			
	Бомбовое			
		Среднее поверхностное загрязнение, Бк/м ²		Поверхностное загрязнение для 30 км зоны ЧАЭС, Бк/м ²
Pu-238		1,8		до 10^5
Pu-239		32		до 10^5
Pu-240		21		до $1,4 \times 10^5$
Pu-241		680		до $2,1 \times 10^7$
Pu-242		0,068		до 2×10^3
Am-241		18		до $0,7 \times 10^4$ *
Am-242m		$1,5 \times 10^{-3}$		до 30
Cm-242				до $2,9 \times 10^6$ *
Cm-244		$1,0 \times 10^{-3}$		до $1,5 \times 10^4$
Np-239				до $5,5 \times 10^9$
Np-237				до 30

Примечание: * — уровни в начальный момент выпадений. Точность оценки — 40%

Для Чернобыльского выброса характерно более высокое относительное содержание изотопов плутония с относительной атомной массой 238, 240, 241. Высокое содержание в Чернобыльском выбросе ^{241}Pu приведет к возрастанию содержания ^{241}Am . Максимальное значение активности ^{241}Am будет достигнуто в 2059 году, и оно превысит в 2,5 раза уровень $^{239,240}\text{Pu}$.

Критерием отнесения радиоактивно-загрязненной территории к зоне отселения по изотопам плутония является уровень загрязнения поверхностного слоя почвы равный $0,1 \text{ Ки/км}^2$. В начальный период Чернобыльской катастрофы площадь зоны отселения по этим нуклидам составляла 400 км^2 . С учетом трансформации ^{241}Pu в ^{241}Am (Рис.1) и введения в качестве дополнительного критерия суммарного содержания альфа излучающих изотопов плутония и ^{241}Am , границы зоны отселения к 2060 г. увеличатся до $1\,800 \text{ км}^2$.

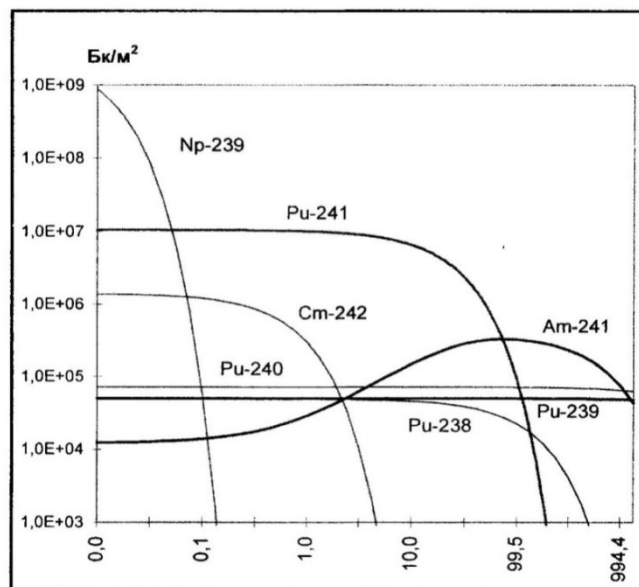


Рис. 1. Динамика загрязнения почвы актинидами [3]

Относительное содержание по активности $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ составляет 0,47 для чернобыльских и 0,03 для глобальных выпадений. Наблюдаемое изотопное отношение активности $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ имеет промежуточное значение и определяется долей вкладов глобальных и чернобыльских ТУЭ происхождения в загрязнение поверхностного слоя почвы. По наблюдаемому изотопному отношению рассчитан вклад чернобыльских ТУЭ в загрязнение местности для разных регионов Беларуси.

Активность $^{239,240}\text{Pu}$, выпавшего на поверхность почвы Республики Беларусь в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере составляет 11 ТБк, а в результате катастрофы на ЧАЭС — 23 ТБк. При этом примерно половина ТУЭ чернобыльского происхождения выпала на относительно небольшую территорию, прилегающую к ЧАЭС, а другая рассеялась по всей территории Республики [1] (табл. 2).

Таблица 2. Активность изотопа $^{239,240}\text{Pu}$, выпавшего на Беларусь в результате Чернобыльской катастрофы

Расстояние от ЧАЭС	Суммарное содержание $^{239,240}\text{Pu}$, ТБк
Зона отселения	10,5
Территория, прилегающая к зоне отселения (до 100 км)	7,5
Вся остальная территория Беларуси	5,0
Итого	23
Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в активной зоне IV блока ЧАЭС на момент аварии	2100

В динамике радиоактивного загрязнения приземного воздуха $^{239,240}\text{Pu}$ до Чернобыльской катастрофы отмечается тенденция к постепенному снижению содержания ТУЭ в приземном воздухе с 57 нБк/м^3 в 1980 году до $3,2 \text{ нБк/м}^3$ в апреле 1981 года.

Увеличение содержания $^{239,240}\text{Pu}$ в приземном воздухе до $3,5 \text{ мкБк/м}^3$ в мае 1981 года явилось результатом стратосферных выпадений от 26-го китайского ядерного испытания в атмосфере, проведенного в октябре 1980 года (рис. 2) [3].



Рис.2. Динамика загрязнения приземного воздуха Беларуси $^{239,240}\text{Pu}$

Наиболее простым и часто используемым параметром для описания ресуспензии является коэффициент ресуспензии (К), представляющий из себя отношение концентрации радионуклида в воздухе к плотности поверхностного загрязнения почвы этим радионуклидом. Временная зависимость К для $^{239,240}\text{Pu}$ на территории Республики Беларусь выражается формулой: $K = 8,06 \times 10^{-4} \times t^{-1,68}$, где t – время после аварии на ЧАЭС, выраженное в днях, и позволяет как предсказать, так и провести реконструкцию загрязнения приземного воздуха регионов Беларуси с разным уровнем загрязнения подстилающей поверхности почвы.

Таблица 3. Реконструкция содержания ТУЭ в воздухе во время прохождения радиоактивного облака от Чернобыльского выброса (апрель-май 1986 г.).

Уровни загрязнения почвы $^{239,240}\text{Pu}$, Бк/м^2	Содержание в воздухе, Бк/м^3			
	$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{241}Pu	^{242}Cm
37000 (Крюки, Масаны)	0,12	0,049	10	1,4
3700 (30 км зона ЧАЭС)	0,012	0,0049	1,0	0,14
370 (отдельные пятна на территории Беларуси)	0,0012	0,00049	0,10	0,014
Допустимая концентрация в воздухе для населения (1Мэв/год)	0,0011	0,0011	0,059	0,074

Содержание радионуклидов в воздухе зависит от вида сельскохозяйственной деятельности и достигает высоких значений при работах, связанных с обработкой почвы (табл. 4).

Таблица 4. Влияние вида сельхозработ на содержание ТУЭ в воздухе на расстоянии 10 м от источника пыли при работе на границе зоны отселения (май 1993 г.).

Вид деятельности	Содержание радионуклидов в воздухе, мБк/м ³			
	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Pu
Фон	0,00064±0,00017	0,0015±0,0005	0,0011±0,0003	0,075±0,020
Вспашка	0,14±0,03	0,31±0,08	0,24±0,05	1,5±0,3
Боронование	6,7±1,4	17±4	14±3	820±150

Методами альфа-авторадиографии и нейтрон-осколочной радиографии по форме и плотности треков показано, что ТУЭ содержащие аэрозоли представляют из себя нерадиоактивный почвенный носитель, на поверхности которого адсорбированы мелкодисперсные топливные частицы, причем удельная активность ТУЭ в радиоактивных аэрозолях возрастает с уменьшением дисперсности частиц [4]. Медианный размер содержащих плутоний аэрозольных частиц составляет ~0,2 микрон.

Формой нахождения ТУЭ, выпавших на поверхность почвы в результате катастрофы на ЧАЭС, являются топливные частицы, матрица которой состоит из окислов изотопа урана U(IV). Топливные частицы в почве под действием природных факторов подвергаются деструкции, скорость которой определяется внешними условиями (тип почвы, pH, окислительно-восстановительный потенциал и т.д.), что приводит к переходу окислов урана в растворимое высокоокисленное состояние (UO₃) и выходу радионуклидов за пределы топливной матрицы [5]. В результате этих процессов увеличивается доля радионуклидов в подвижной форме, что усиливает их миграционные свойства, а также делает их более опасными для человека. Константа скорости деструкции топливных частиц составляет 0,024±0,005 год⁻¹.

В организм человека плутоний может поступать через органы дыхания, кожные покровы, ожоговые поверхности, раны и перорально. Ингаляционный путь поступления при вдыхании загрязнённого воздуха является наиболее значимым и потенциально опасным, что связано со значительными объёмами потребления воздуха и большой поверхностью легких. Для актинидов дозовые коэффициенты при ингаляционном поступлении более чем в 100 раз выше, чем при пероральном поступлении. Поэтому для этой группы радионуклидов обычно рассматривают только ингаляционный путь поступления в организм, и первым барьерным и критическим органом являются легкие.

Таблица 5. Вклад отдельных радионуклидов в эффективную эквивалентную дозу внутреннего облучения при однократном ингаляционном поступлении ТУЭ в разный период после катастрофы на ЧАЭС для критической группы из населения [6]

Время после аварии, годы	Предельная эффективная эквивалентная доза, накопленная за 50 лет при поступлении ТУЭ (мЗв)				
	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	Сумма
1 год	0,72	2,0	3,2	0,54	6,5
10 лет	0,70	2,0	1,9	2,0	6,6
50 лет	0,50	2,0	0,31	5,0	7,8
100 лет	0,32	2,0	0,03	5,7	8,0

Критической группой для актинидов можно считать механизаторов, т.е. тех индивидуумов из населения, которые около 70–80 дней в году работают при относительно высоких физических нагрузках в условиях самой высокой запыленности, а следовательно, и максимальной концентрации ТУЭ в воздухе (табл. 4.), которым они дышат (2–3 м³/час при 10–12 часовом рабочем дне) при весенних и осенних полевых кампаниях на загрязненных территориях на границе зоны отселения (при загрязнении почвы ^{239,240}Pu до 3 500 Бк/м²).

Оценка дозовых нагрузок для критической группы из населения (механизаторы при вспашке и культивации при уровнях поверхностного загрязнения обрабатываемых полей плутонием и америцием более 300 Бк/м^2) показала, что эффективная доза, обусловленная ингаляционным поступлением ТУЭ при работе на загрязненной территории в течение рабочего (832 часа) сезона и обусловлена не только $^{239,240}\text{Pu}$, а также ^{241}Am и ^{241}Pu . Причем, относительный вклад различных ТУЭ в эквивалентную дозу изменяется согласно изменения отношения их активностей.

Роль различных ТУЭ в формировании дозовых нагрузок на организм в различный временной период изменяется. Если в первые годы после аварии существенную роль играл ^{241}Pu , то через 50 лет его вклад в сумму эффективной эквивалентной дозы становится незначительным, но решающее значение приобретает ^{241}Am (табл. 5).

Таким образом, оцененная дозовая нагрузка для механизаторов при ингаляционном поступлении чернобыльских ТУЭ даже при консервативном расчете находится ниже уровня приемлемого риска, установленного НРБ-2000 и рекомендуемого МКРЗ при монофакторном воздействии. Эффективная доза для всего населения Республики при ингаляционном поступлении ТУЭ будет значительно ниже.

Литература

1. Конопля Е.Ф., Кудряшов В.П., Миронов В.П. Трансурановые элементы на территории Беларуси. Белорусская наука. Минск. 2006. 192с.
2. Закономерности формирования радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь / В.П. Миронов, В.П. Кудряшов, П.И. Ананич, В.В. Журавков // «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». Сборник докладов конференции. - Москва, 2000. - Т.1. - С. 189-194.
3. Динамика радиоактивного загрязнения атмосферы городов БССР / МА. Другаченок, В.П. Миронов, В.П. Кудряшов, и др. Известия АН БССР. Сер. физ.- энерг. наук.-1991.- N4. -С.73-77.
4. Solid State Track Detector Investigation of Aerial «Hot» Particles in Radioactive Contaminant Zones of the Republic of Belarus / I.V. Zhuk, V.P. Kudryashov, V.P. Mironov, e.a. // Solid State Nuclear Track Detectors and Their Application, II International Workshop: Proceedings. - Dubna, 1992.- I*.148-150.
5. Matusevitch J., Mironov V., Kudryashov V. Destruction of fuel particles on various radioactive trails on Chernobyl fall-out //5-th International Conference on nuclear and Radiochemistry, Extended Abstracts.- Pontresina, Switzerland, 2000. -V.1- p.279.
6. Миронов В.П., Журавков В.В., Ананич П.И. Формирование дозовых нагрузок для критической группы из населения при ингаляционном поступлении радионуклидов на территории Республики Беларусь. // Сборник статей «Гигиена населенных мест». Выпуск №36, часть №1, Киев-2000. р.36-42.

ОСОБЕННОСТИ МИКРОРАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРАНСУРАНОВОГО ²⁴¹АМ В КОМПОНЕНТАХ ПОГРУЖЕННОГО МАКРОФИТА Р. ЕНИСЕЙ *ELODEA CANADENSIS*

Л.Г.Бондарева^{1, 2)}, И.Э.Власова³⁾, О.А.Могильная⁴⁾

¹⁾ Сибирский федеральный университет, г. Красноярск

²⁾ Игарская геокриологическая лаборатория Института мерзлотоведения СО РАН,
г. Игарка, Красноярского края

³⁾ Московский государственный университет, г. Москва,

⁴⁾ Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск

Изучение накопления радионуклидов растениями в изменяющихся условиях окружающей среды является комплексной и сложной задачей. Для некоторых видов погруженных макрофитов основным источником поступления питательных веществ является толща воды, что крайне удобно использовать для изучения механизмов накопления техногенных элементов из воды. Известно, что в течение вегетационного периода наблюдается значительный прирост биомассы. Радионуклиды могут поступать в биомассу в растворенном виде как через листья и стебли из водной толщи, так и через корневую систему из донных отложений. Изучение распределения по компонентам растений наиболее эффективно проводить в модельных системах. *Elodea canadensis* является широко распространенным видом погруженных макрофитов в пресноводных экосистемах и играет важную роль в экологии прибрежных зон. Этот вид успешно используются для накопления отдельных тяжелых металлов (например, Ni, Cr), фосфорорганических пестицидов (например ДДТ и его энантиомеры), как через корневую систему, так и всей массой растения.

Целью настоящего исследования стало выявление особенностей микрораспределения ²⁴¹Am в компонентах погруженного макрофита р. Енисей *Elodea Canadensis*.

В экспериментах использовался широко распространенный вид погруженного макрофита р.Енисей – элодея канадская *Elodea canadensis*. Накопление ²⁴¹Am побегами элодеи проводилось в течение 216 ч (9 суток). Суммарное количество внесенного в систему ²⁴¹Am было 1850±31 Бк/л или 370±6 Бк в 200 мл. Общее количество поглощенного растениями радионуклида было ~164 Бк, что составило 735057 Бк/кг сухой массы. После отделения фрагментов клеток (клеточные стенки, мембраны, внутриклеточные органеллы и т.д) от внутриклеточной жидкости в них также было проведено определение содержания ²⁴¹Am. Оказалось, что около 75% поглощенного америция находится в структурных (твердых) фрагментах клеток. Не смотря на это, проведенная обработка растений раствором америция не повлияла на их химический состав.

Определение плотности альфа - треков (число треков/мм²) для различных фрагментов растений проводился с использованием окулярной сетки для измерения площади исследуемых микро-участков листа или стебля.

Альфа-трековый анализ (АТА) водного растения *Elodea Canadensis* после взаимодействия с ²⁴¹Am-содержащим раствором показал, что микрораспределение америция в пределах отдельных компонентов растения характеризуется равномерностью. При этом распределение америция по растению в целом, среди разных его компонентов (старый - молодой лист, живые – отмершие клетки и т.д.) отличается резкой неравномерностью. Было выявлено, по крайней мере, 4 особенности в неравномерном характере распределения ²⁴¹Am:

- При анализе растений целиком: между ювенильной и стареющей частями побега, т.е. зависимость от возраста побега.

- При анализе поверхности листовых пластинок: между основной частью листовой пластины (клетки зеленого цвета) и отмершими участками листа, т.е. от состояния клеток – живые и мертвые.
 - При анализе клеток листовых пластин: между клетками основной части листовой пластины, содержащих хлоропласты и краевыми клетками-зубчиками (клетки бурого цвета, содержащие каратиноиды), т.е. в зависимости от внутреннего содержания клеток - присутствие или отсутствие хлоропластов;
 - При анализе поперечного среза стебля: между внешней поверхностью стебля и срединной частью, т.е. зависимость от морфологических особенностей стебля растения.
- Также нами было обнаружено, что радионуклид ^{241}Am проникает в клетки водного растения через клеточную стенку, но не накапливается в ней или цитоплазме, а аккумулируется в вакуолях.

ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ДРЕВЕСНУЮ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ И МЛЕКОПИТАЮЩИХ

Д.Н. Орешков, А.С. Шишкин, Н.В. Орешкова, Е.С. Углова
Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, г. Красноярск

Влияние радиации на биологические объекты неоднозначно и зависит от большого количества факторов: периодичности, мощности и вида облучения, погодных условий, популяционных характеристик растительности и животного населения, синергетического эффекта с другими отрицательными факторами (Ермакова, 2008). Важным условием и показателем радиационной чувствительности являются физиологические особенности биологического объекта, которые варьируют в широких пределах.

Общеизвестно, что радиационное воздействие не только наносит вред непосредственно организму в процессе онтогенеза, но, что особенно важно, ее влияние негативно отражается на наследственном материале, вызывая у потомства широкий спектр мутаций. Постоянное радиационное облучение мелких млекопитающих приводит к неспецифической реакции эндокринной системы, что свидетельствует об активации процессов адаптации. По данным О.В. Ермаковой (2008) высокая степень облучения ведет к ускорению полового созревания, увеличению интенсивности размножения, а также плодовитости. При этом происходит снижение продолжительности жизни, репродуктивного периода, увеличивается смертность мелких млекопитающих на стадии развития эмбрионов и снижается жизнеспособность потомства. Растительные объекты реагируют на облучение гигантизмом и морфологическими отклонениями.

Радиационное воздействие на организм мелких млекопитающих (на примере лабораторных мышей и крыс) в эмбриональной стадии оказывает патологические изменения в тканях и органах при значительно меньшей дозе, чем для взрослых – 0,05 Гр, и тяжелые последствия при 0,1 Гр (Радиационная безопасность, 1994). Столь низкие дозы связаны с наличием у эмбриона активно делящихся клеток, т.к. наибольшие поражения вызываются в клетках на различных стадиях митоза (хромосомные – до начала удвоения участка генома и хроматидные абберрации – после завершения репликации).

Одновременно существует мнение (Булдаков, Калистратова, 2003) о положительном воздействии малых доз радиации, которое оспаривается современными отечественными и зарубежными исследователями (Яблоков, 1997). Это свидетельствует о недостаточной информации о специфичности данного вида воздействия и необходимости его изучения на конкретных радиационных объектах и локальных природных условиях.

В качестве наиболее подходящего объекта для оценки воздействия являются млекопитающие, более радиочувствительные, чем другие классы и типы животных (Эколого-генетический анализ..., 1997). При оценке воздействия радиации на человека хорошим биоиндикатором служат мелкие млекопитающие (Бочков, Чеботарев, 1989). Среди растительности предпочтительнее выбирать виды с достаточно хорошо изученными наследственными признаками.

Методика и объем выполненных работ

Исследования воздействия ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК) проводились на шести модельных объектах: окрестности деревни Балчуг, острова Балчуг и Атамановский, технологические отстойники на первой надпойменной террасе Енисея и на водоразделе, а так же золоотвал котельной.

Первая группа объектов представлена пойменными участками Енисея, которые могли быть подвержены воздействию комбината в первые годы эксплуатации при прямоточной системе охлаждения реактора. Кроме того, периодические паводковые сбросы Красноярской ГЭС способствуют перемыванию русловых отложений и опасности выноса в активную зону радионуклидов постоянно захораниваемых речными наносами. Мониторинговые участки около деревни Балчуг и остров Балчуг представлены пойменными луговыми сообществами и тополевыми насаждениями. Для Атамановского острова характерен осоково-кустарниковый берег, разнотравный луг и мелкотравный сосняк.

Вторая группа - технологические водоемы с разным радиационным уровнем воздействия. К ним относятся «нижние отстойники» со слабым уровнем радиации расположенные на первой террасе со сбросом промышленных стоков в р. Енисей. Водоемы имеют хорошо развитую водную растительность, берега заросли осоками и ивняками, на них всегда присутствует большое количество гнездящихся и на пролете водоплавающих птиц. Около отстойника кроме мышевидных отлавливались пресмыкающиеся и земноводные без видимых морфологических изменений. «Верхние отстойники» имеют замкнутую систему и высокий уровень радиации, состоят из двух секций: действующей и не эксплуатируемой с частичной рекультивацией. В первой секции водная растительность отсутствует, на обваловке произрастают мелколиственные породы и ивы. Животные отмечались только по периметру отстойника. На насыпанных грунтах частично рекультивированной секции произрастают сосна, ивы, осина и береза, по урезу воды – водноболотная растительность. На этом водоеме встречался выводок кряквы и в небольшом количестве отлавливались полевки-экономки.

В третью группу входит контрольный техногенный объект предположительно не имеющий радиационных источников облучения, представленный золоотвалом и отстойником котельной. На водоемах и по периметру преобладает камышковая и кустарниковая растительность, типичная для естественных водоемов. По береговой полосе, образовавшейся в результате проведения горных работ при строительстве отстойника произрастают смешанные сосново-лиственные молодняки и на склонах естественные травянистые сосновые насаждения с участием березы и осины.

Исследования на модельных участках проводились по древесной растительности и наземным позвоночным. Оценивались генетические нарушения сосны (*Pinus sylvestris* L.), морфофизиологические, популяционные показатели мелких млекопитающих (лесные и серые полевки, бурозубки) и проводилось определение содержания и состава радионуклидов в их тканях.

Используя в качестве маркеров генов изоферменты, проведено сравнительное исследование генетической структуры и уровня генного разнообразия в 3-х ценопопуляциях сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), произрастающей на модельных объектах ГХК. Ценопопуляция «Нижний отстойник», представлена естественным сосняком зеленомошно-разнотравным, расположенным на юго-западном склоне

ориентированным к отстойнику. Древостой может испытывать прямое гамма-облучение с поверхности отстойника. Изучалось две возрастные выборки деревьев: взрослые (> 100 лет) и подрост (< 10 лет). Ценопопуляция «Верхний отстойник» - крупнотравная сосновая редина, находится на водораздельной части и она сформировалась на нарушенных участках при строительстве отстойника из семян не испытывавших радиационное воздействие. В этой ценопопуляции также исследованы взрослые деревья (около 40 лет) и подрост (< 10 лет). Радиационное воздействие проявляется в заносе в насаждения водяной пыли образующейся на поверхности отстойника в ветреную погоду. На острове Атамановский взята выборка деревьев сосны, возраст которых около 40 лет и образовавших насаждение после строительства Красноярской ГЭС и зарегулирования паводковых вод р. Енисей. Включение в анализ выборок взрослых деревьев и подрост сосны из одной ценопопуляции позволяет проследить динамику временных изменений генетической структуры и уровня генного разнообразия за период радиационного воздействия.

Материалом для генетических исследований послужили вегетативные почки сосны, собранные отдельно с каждого дерева. С каждого модельного участка взято по 30 деревьев. Исследование проводилось методом горизонтального электрофореза в 13%-ном крахмальном геле. В качестве биохимических маркеров генов были использованы аллозимные варианты 12 ферментных систем сосны, кодируемые 20-ти ген-ферментными локусами.

Используя в качестве маркеров генов изоферменты, проведено сравнительное исследование генетической структуры и уровня генного разнообразия в 3-х ценопопуляциях сосны, произрастающей на модельных объектах (табл. 1). Всего обработано 270 образцов из 6 ценопопуляционных группировок и возрастных групп.

Таблица 1. Изученные ферментные системы, числа кодирующих их локусов и аллелей

Фермент	Код фермента	Изученные локусы	Число аллелей
Малатдегидрогеназа (MDH)	1.1.1.37	Mdh-1	1
		Mdh-2	1
		Mdh-3	2
		Mdh-4	2
		Mdh-5	2
Глутаматоксалоацетаттрансаминаза (GOT)	2.6.1.1	Got-2	5
Шикиматдегидрогеназа (SKDH)	1.1.1.25	Skdh-1	8
		Skdh-2	2
Лейцинаминопептидаза (LAP)	3.4.11.1	Lap-1	1
		Lap-2	4
6-фосфоглюконатдегидрогеназа (6-PGD)	1.1.1.44	6-Pgd-2	3
Изоцитратдегидрогеназа (IDH)	1.1.1.42	Idh	2
Формиатдегидрогеназа (FDH)	1.2.1.2	Fdh	4
Фосфоглюкомутаза (PGM)	2.7.5.1	Pgm-1	4
		Pgm-2	1
Глутаматдегидрогеназа (GDH)	1.4.1.2	Gdh	2
Фосфоенолпируваткарбоксилаза (PEPCase)	4.1.1.31	Pepca	1
Алкогольдегидрогеназа (ADH)	1.1.1.1	Adh-1	2
		Adh-2	4
Сорбитолдегидрогеназа (SDH)	1.1.1.14	Sdh	1

Для оценки воздействия радиации на мелких млекопитающих производился их отлов по общепринятым методикам (Карасева, Тоцигин, 1993). Среди тестовых видов предпочитались оседлые виды с небольшими участками обитания разных трофических групп: зеленоядные, семеноядные, насекомоядные, хищники. Кроме того, не высокая

подвижность, особенно серых полевков, предполагает их постоянное обитание и возможность отследить наследственное накопление изменений, вызванных радиационным воздействием. В Центральной заводской лаборатории ГХК проанализировано 20 образцов мелких млекопитающих. В связи с необходимостью навески большой массы в один образец объединялись несколько особей одного вида близкого возраста. Тушки зверьков подвергались озолению и затем анализировались на гамма-спектрометре 92X SM с GMX 30190-S. Длительность измерения каждого образца составляла 6 часов. Определялись концентрации следующих изотопов: Cs-137, Co-60, Zn-65, Mn-54, Co-58, Ru-106, Cs-134, Ce-144, Eu-152, Eu-154, K-40.

Дополнительно для оценки радиационного воздействия на скелет мелких млекопитающих проведена рентгеновская съемка отловленных зверьков различных трофических групп.

Результаты и обсуждение

Полученные данные проведенных генетических исследований свидетельствуют, что произрастающая в окрестностях ГХК сосна характеризуется достаточно высоким уровнем генетического разнообразия, не отличающимся от других районов Красноярского края (табл. 2).

Таблица 2. Значения основных показателей генетического разнообразия в изученных популяциях сосны обыкновенной

Выборки ГХК	P ₉₅	P ₁₀₀	A	H _o	H _e	n _e
Нижний отстойник: взрослые	55	65	2,1	0,193	0,185	1,3
подрост	50	65	2,1	0,195	0,184	1,3
Верхний отстойник: взрослые	55	60	2,2	0,162	0,170	1,3
подрост	65	70	2,3	0,195	0,191	1,3
Атамановский остров	50	65	2,1	0,183	0,181	1,3
В целом	50	70	2,6 ±0,4	0,186 ±0,044	0,184 ±0,043	1,3 ±0,1
Красноярский край						
Боготол	55	60	1,9	0,161	0,174	1,3
Ирбей	60	65	2,2	0,212	0,197	1,3
Енисейск	60	65	1,9	0,149	0,169	1,3

Примечание: P₁₀₀-процент полиморфных локусов при 100-% критерии значимости; P₉₅-процент полиморфных локусов при 95-% критерии значимости; A-среднее число аллелей на локус; H_o-наблюдаемая гетерозиготность; H_e- гетерозиготность, ожидаемая в соответствии с законом Харди-Вайнберга; n_e – эффективное число аллелей.

В районе воздействия ГХК наибольшее аллельное разнообразие и гетерозиготность наблюдаются у подростка сосны около «Верхнего отстойника», а наименьшие значения этих показателей здесь же у взрослых деревьев. Для сосняков «Нижнего отстойника» такой закономерности не выявлено. На наш взгляд увеличение аллельного разнообразия и частоты гетерозиготных генотипов у подростка сосны по сравнению с взрослыми деревьями «Верхнего отстойника» может быть результатом радиационного воздействия. Для уточнения этого вывода требуются дополнительные исследования подростка сосны, образовавшегося от деревьев и из семян испытывавших облучение с более высоким уровнем радиации, а также использование более современных молекулярно-генетических маркеров.

Анализ степени подразделенности популяций с помощью индексов фиксации С. Райта (Wright, 1965; Guries, Ledig, 1982), показал, что невысокие средние значения коэффициентов инбридинга особи относительно популяции (F_{is} = -0,0368) и инбридинга особи относительно вида (F_{it} = -0,0126), свидетельствуют о том, что изученные выборки

сосны находятся в состоянии, близком к равновесному. Большая часть генетической изменчивости, выявленной у сосны в исследованном районе реализуется внутри выборки и только 2,3% ($F_{st}=0,0233$) изменчивости распределяется между выборками, что свидетельствует о низком уровне генетических различий между ними.

Таким образом, генетическая дифференциация изученных выборок сосны характеризуется как слабая. Несмотря на выявленные различия в уровнях аллельного разнообразия и гетерозиготности, изученные выборки сосны около «Верхнего отстойника», обладают сходной генетической структурой. Наблюдаемые между ними различия в частотах аллелей статистически недостоверны.

В результате проведения более длительных и системных исследований наиболее полная информация получена для группы мелких млекопитающих. В меньшей степени охвачены исследованиями птицы, поскольку не большие площади отстойников не могут оказывать на них существенного влияния за исключением водоплавающих и околоводных видов.

Мелкие млекопитающие. Среди техногенных объектов наибольшее видовое богатство отмечено на «Верхнем отстойнике», где высокое разнообразие условий обитания (прибрежная часть отстойников, луговые и лесные участки) (табл. 3). Наименьшее видовое разнообразие отмечено на золоотвале – радиационно безопасном техногенном объекте.

Таблица 3. Зоомасса мелких млекопитающих (гр. на 100 ловушко-суток) и индекс видового богатства

Объект	Индекс видового разнообразия	Зоомасса мелких млекопитающих		
		июль	август	сентябрь
Нижний отстойник	0,46	0	164,0	
Верхний отстойник	1,54	0	192,9	54,5
Остров Б. Балчуг	3,4	170,8	206,6	127,5

В ходе исследований выявлена специфическая сезонная динамика зоомассы мелких млекопитающих. На объектах с повышенным радиационным фоном в начале сезона размножения зверьки не были отловлены. В середине вегетационного сезона происходит значительное увеличение зоомассы со значительным снижением в конце. При этом на контрольных участках указанные колебания не выражены. Такая сезонная динамика, противоречащая естественным природным циклам размножения, вызвана только не пригодностью условий для сохранения маточного поголовья в зонах радиационного воздействия и формированием населения мышевидных за счет мигрантов с соседних участков.

Техногенное воздействие в большей степени отражается на физиологическом состоянии животных, что проявляется на состоянии внутренних органов. В естественных условиях индекс сердца полевок уменьшается с возрастом, что связано с меньшей подвижностью и со снижением интенсивности обмена веществ. Для землероек наблюдается постепенное увеличение индекса до взрослого состояния, а потом – постепенное снижение. Индекс печени у полевок от рождения до перехода на зеленый корм увеличивается, а затем снижается. Взрослые особи землероек обладают большим индексом печени, чем молодые (Шварц, 1968).

По нашим данным, полученным на различных техногенных объектах, индекс печени растет с увеличением степени радиационного воздействия, что указывает на напряженность физиологических процессов мышевидных. Индекс сердца менее изменчив, но также увеличивается, что свидетельствует о высокой двигательной активности зверьков на техногенных территориях и стабильной не комфортности. Установлена большая изменчивость физиологических показателей по видам и возрастным группам

мелких млекопитающих, что свидетельствует об избирательности радиационного воздействия и неоднородности населения со значительным колебанием в его составе аборигенных особей и мигрантов.

Хорошо известно, что у высших позвоночных животных компоненты системы кроветворения и сама кровь с ее форменными элементами в первую очередь реагируют на повышение радиационного фона [Ярмоненко, Вайнсон, 2004]. Одним из таких органов является селезенка. В выборках животных из импактной зоны, обитающих в условиях слабого, хронического γ -облучения, распределения индексов селезенки у всех трех видов трансформированы из нормальных – в резко асимметричные кривые, что согласуется и с различиями выборочных параметров. Асимметрия сопровождается накоплением частот в крайних левых классах, содержащих минимальные или близкие к ним значения индексов. Все это в совокупности свидетельствует о достаточно мощном воздействии радионуклидов на относительную массу селезенки (Екимов, Шишкин, 2010).

Проведено сравнение содержания радионуклидов в тушках зверьков отловленных на модельных объектах с санитарными нормами (для Cs-137 в мясе 160 Бк/кг) принятыми в ФГУ «Центр государственного санитарно-эпидемиологического надзора в Красноярском крае» (табл. 4).

Таблица 4. Содержание гамма-излучающих радионуклидов у позвоночных, кБк/кг (Бк/г) и отклонение их содержания от санитарных норм по Cs-137

Объект и место отбора	Вид	Cs-137	Co-60	Zn-65	K-40	Отклонение от нормы
Верхний отстойник: зона выноса;	Бурозубки	1,04±0,10			< 0,01	6,5
	Мышовка	0,31±0,03			< 0,01	1,9
	Лягушка	2,4±0,3			0,74±0,07	15,0
	Погадки	0,06±0,01			< 0,01	0,4
обваловка;	Мышовка	0,37±0,04	0,10±0,04		< 0,01	2,3
	Полевки	0,05±0,01			< 0,01	0,4
	Синицы	0,12±0,012			< 0,01	0,8
рекультивированный.	Бурозубки	9,6±0,9	0,029±0,003	0,88±0,09	0,41±0,05	60,0
	Полевки	3,2±0,3	0,055±0,006	1,64±0,16	< 0,08	20,0
Нижний отстойник: обваловка;	Бурозубки	0,10±0,01			< 0,041	0,6
	Жужелицы	0,37±0,04			0,15±0,04	2,3
наружная часть обваловки;	Бурозубки	0,02±0,005			< 0,1	0,1
	Мыши	0,02±0,005			0,19±0,05	0,1
внутренняя часть обваловки	Бурозубки	1,12±0,11			< 0,01	7,0
	Мыши	0,04±0,004			0,41±0,06	0,3
Балчуг: берег Енисея;	Бурозубки	0,09±0,01			0,15±0,07	0,6
	Полевки	0,19±0,02	0,07±0,01		0,49±0,06	1,2
терраса Енисея.	Крот	0,39±0,04		0,46±0,06	< 0,01	2,4

Резко выделяется по превышению допустимой дозы образцы с верхнего отстойника. Наибольшее содержание нуклидов обнаружено в тушках мелких млекопитающих на рекультивированном верхнем отстойнике и на внутренней части обваловок нижних отстойников. Повышенные концентрации радионуклидов в тканях зверьков установлены в зоне выноса и распространения водной пыли с верхнего отстойника.

По трофическим группам проявилась известная закономерность нарастания содержания нуклидов от растительоядных, семеноядных, насекомоядных до хищников.

Среди насекомоядных у долгоживущих видов (крот) концентрация возрастает в четыре раза относительно бурозубок с жизненным циклом 1,5 года, что свидетельствует об аккумуляции радионуклидов.

Несмотря на превышение доз облучения, не были обнаружены стандартные морфофизиологические изменения тела и органов животных, а также строения их скелетов по данным рентгеновской съемки.

Выводы. Воздействие объектов ФГУП «ГХК» на генетическую изменчивость сосны обыкновенной не выявлено, что вероятнее всего связано с более высокой устойчивостью к радиационному воздействию этой древесной породы. Кроме того, за время функционирования комбината сосна способна дать только 1-2 поколения, которое могло бы испытывать радиационное воздействие. Эти факторы не позволили накопить достаточного количества мутаций для улавливания их методом молекулярного электрофореза. В тоже время по морфологическим показателям (прирост) для сосны и осины произрастающих около «Верхнего отстойника» характерно проявление гигантизма и последующее обламывание годичных побегов не успевающих одревеснеть. В результате кроны сосны имеют шаровидную форму, а осины пирамидальную. Выращивание семян собранных с деревьев в зоне воздействия также показали мутационные отклонения. Эти эпизодические исследования требуют более системного продолжения.

В сезонной динамике населения мелких млекопитающих на техногенных объектах отмечено снижение зоомассы в сентябре не характерное для естественных условий. Исследования патологических изменений мышевидных не выявило статистически достоверных отличий по большинству показателей. Изменения индексов внутренних органов отмечено лишь для селезенки. При радиационном воздействии, которое подтверждено данными содержания радиоактивных веществ в тканях животных, вес селезенки снижается, что приводит к понижению иммунитета. Основные изменения населения мелких млекопитающих происходят преимущественно на популяционном уровне, что проявляется в отклонениях половозрастного состава и динамике численности.

Литература

1. Бочков Н.П., Чеботарев А.Н. Наследственность человека и мутагены внешней среды. М.: Медицина, 1989.- 270 с.
2. Булдаков Л. А., Калистратова В. С. Радиактивное излучение и здоровье. М. Информ-Атом, 2003. – С. 165.
3. Ермакова О. В. Структура перестройки периферических эндокринных желез мышевидных грызунов в условиях хронического облучения в малых дозах, автореф. дисс. докт. биол. наук. – М., 2008. – 42 с.
4. Екимов Е.В., Шишкин А.С. Относительный вес селезенки мелких млекопитающих как тестовый показатель загрязнения среды радиоактивными веществами. Вестник КрасГАУ. Вып. 10. Красноярск, 2010. с. 87-91.
5. Карасева Е.В., Тоцигин Ю.В. Грызуны России. - М.: Ин-т морфологии животных им. А.Н. Северцова РАН, 1993. - 166 с.
6. Радиационная безопасность. Рекомендации МКРЗ 1990 г. Публикация 60 МКРЗ. Ч.2. - М.: Энергоатомиздат, 1994. - 208 с.
7. Шварц С.С., Смирнов В.С., Добринский Л.Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных // Труды Ин-та биологии УФАН СССР. - Свердловск, 1968. - Вып. 58. - 395 с.
8. Эколого-генетический анализ отдаленных последствий Тоцкого ядерного взрыва в Оренбургской области в 1954 г. (факты, модели, гипотезы) / А. Г. Васильев, В. М. Боев, Э. А. Гилева и др. — Екатеринбург, Изд-во «Екатеринбург», 1997. — 192 с.

9. Яблоков А.В. "Атомная мифология. Заметки эколога об атомной индустрии". М., 1997.
10. Ярмоненко С.П., Вайнсон А.А. Радиобиология человека и животных. М., 2004. – 549 с.

ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИИ ЭРИТРОЦИТОВ И ЛЕЙКОЦИТАРНОЙ ФОРМУЛЫ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ РЫБ В ВОДОЕМАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Н.А. Поморцева¹, Д.И. Гудков¹, Н.К. Родионова², А.Е. Каглян¹, А.Б. Назаров³

¹Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев,

²Институт экспериментальной патологии, онкологии и радиобиологии
им. Р.Е. Кавецкого НАН Украины, г. Киев,

³ГСП «Чернобыльский спецкомбинат» МЧС Украины, г. Чернобыль

Анализ гематологических показателей рыб является одним из важнейших аспектов оценки иммунно-физиологического состояния организма. Кроветворная система является наиболее чувствительной к действию ионизирующего излучения, а структурно-функциональные изменения форменных элементов крови при хроническом радиационном воздействии могут быть причиной нарушения кроветворения на различных этапах онтогенеза рыб, однако исследования в этой области крайне немногочисленны. Изучение морфологических нарушений элементов крови, а также оценка их цитофизиологических изменений является необходимым элементом мониторинга состояния популяций рыб, как в рыбоводной практике, так и при прогнозировании последствий антропогенного воздействия на аборигенную ихтиофауну природных водоемов. Таким образом, всесторонние исследования в данной области позволят выявить ряд интегральных показателей для оценки физиологического состояния организма при диагностике и прогнозировании развития патологии у рыб в условиях хронического воздействия малых доз ионизирующего излучения.

Целью настоящей работы была оценка количественных и качественных показателей периферической некоторых аборигенных видов рыб, обитающих в наиболее загрязненных радионуклидами водоемах Чернобыльской зоны отчуждения

Материал и методика. Объектом исследований были карась обыкновенный *Carassius carassius* L. и окунь обыкновенный *Perca fluviatilis* L. Сбор материала проводили в августе 2010 г. в оз. Глубокое, оз. Азбучин и Яновском затоне, расположенных в ближней (10-километровой) Чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО). Контролем служили рыбы тех же видов, отобранные в этот же период в Каневском водохранилище (р. Днепр), затоне «Щепочка» (р. Припять), а также в озерах Таращанского района Киевской области с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. В рыбе измеряли удельную активность основных дозообразующих радионуклидов, в мазках крови определяли лейкоцитарную формулу, состояние эритроцитарного звена, а также цитогенетические и морфологические нарушения клеток.

Измерение удельной активности ¹³⁷Cs в пробах проводили при помощи γ-спектрометрического комплекса в составе детектора PGT IGC-25 (Франция), анализатора «Nokia LP 4900 B» («Nokia», Финляндия), источника низковольтного питания – крейт NIM BIN, усилителя NU 8210 («Elektronikus Merokeszulekek Gyara», Венгрия) и свинцовой защиты толщиной 100 мм. Для определения удельной активности ⁹⁰Sr использовали низкофоновый β-радиометр NRR-610 («Tesla» Чехия). Минимальная детектируемая прибором активность составляет 0,04 Бк при экспозиции препарата 1000 сек. Определение удельной активности ²³⁸Pu и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в электролитически приготовленных препаратах осуществляли с использованием α-спектрометрического тракта, в составе камеры с детектором, системы электропитания, вакуумной системы и

анализатора импульсов NUC-8192 («Elektronikus Merokeszulekek Gyara», Венгрия), собранного из электронных блоков в составе «NIM». Для измерения удельной активности ^{241}Am использовали рентгено-спектрометрический тракт в составе рентгеновского детектора EG&G Ortec LOAX-51370/20 CFG-SU-GMX («EG&G Ortec», США) и анализатора «Nokia LP 4900 B». Основные измерения удельной активности радионуклидов проведены в отделе лабораторных исследований Государственного специализированного научно-производственного предприятия «Чернобыльский радиоэкологический центр» МЧС Украины. Серию параллельных измерений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в тканях и органах рыб выполняли в отделе пресноводной радиоэкологии Института гидробиологии НАН Украины при помощи радиохимических методов выделения радионуклидов с последующим измерением на установке УМФ-2000 («Доза», Россия). Результаты измерений удельной активности радионуклидов приведены в беккерелях на килограмм (Бк/кг) массы при естественной влажности.

Оценку мощности поглощенной дозы от инкорпорированных ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , и ^{241}Am проводили по методике [9] с использованием дозовых пересчетных коэффициентов (dose conversion coefficients). Расчет дозы внутреннего облучения выполняли для двух основных групп – бентосных и пелагических видов рыб. Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 20–25%.

Исследования гематологических показателей проводили на живых, внешне здоровых неповрежденных особях. Кровь отбирали из гемального канала хвостового стебля. Препараты периферической крови изготавливали на месте вылова рыб, высушивали на воздухе и фиксировали в 99,8% метаноле. Мазки окрашивали азур-эозином по Паппенгейму. Дальнейший анализ заключался в определении морфологического состава крови методами световой иммерсионной микроскопии (увеличение 90×10). В мазке проводили подсчет лейкоцитов (молодых форм гранулоцитарного ряда – миелобластов, промиелоцитов, метамиелоцитов, миелоцитов; нейтрофилов палочко- и сегментоядерных; псевдоэозинофилов, псевдобазофилов, а также агранулоцитов – моноцитов, лимфоцитов, пенистых клеток), эритроцитов различной степени зрелости, а также различных форм тромбоцитов. Клетки крови и их патологические изменения идентифицировали по [2, 4]. Лейкоцитарную формулу определяли при подсчете 200 клеток белой крови. Количество лейкоцитов и тромбоцитов рассчитывали на 1000 эритроцитов в мазке крови. Тромбоциты разделяли на круглые и овальные. Также оценивали частоту встречаемости микроядер в эритроцитах и число эритроцитов с деформированными ядрами.

Результаты исследований и их обсуждение. У рыб, обитающих в озерах Глубокое и Азбучин, выявлена высокая удельная активность основных дозообразующих радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs . В оз. Глубокое удельную активность ^{90}Sr у карася регистрировали в диапазоне 4200–31000 (18300), а ^{137}Cs – 2600–5700 (3900) Бк/кг. У окуня в оз. Глубокое удельная активность ^{90}Sr отмечена в диапазоне 1500–16000 (9400), а ^{137}Cs – 5000–19000 (10600) Бк/кг. Содержание радионуклидов в карасе оз. Азбучин в период исследований отмечали в пределах 2300–46000 (20400) для ^{90}Sr и 1900–11000 (4100) Бк/кг для ^{137}Cs . Удельная активность трансурановых элементов в тканях рыб была на уровне 3–9 (7) Бк/кг. Окунь Яновского затона характеризовался существенно меньшими показателями удельной активности радионуклидов. Так содержание ^{90}Sr у рыб этого водоема составило 1300–2500 (1900), а ^{137}Cs – 2200–3400 (2700) Бк/кг. У исследуемых видов рыб из водоемов, которые были использованы нами в качестве контрольных, удельная активность радионуклидов была на уровне 2–6 (3) Бк/кг для ^{90}Sr и 5–25 (10) Бк/кг для ^{137}Cs .

Анализ усредненных показателей мощности поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов свидетельствует, что в настоящее время в замкнутых водоемах ЧЗО около 80–90% дозы внутреннего облучения рыб приходится на долю ^{90}Sr .

Максимальными значениями этого показателя характеризуются рыбы оз. Азбучин, для которых доза облучения от внутренних источников составляет в среднем 17 мкГр/ч, а вклад ^{90}Sr в мощность поглощенной дозы, благодаря высокой удельной активности радионуклида в воде и особенностям гидрохимического режима, превышает 90%. В оз. Глубокое ^{90}Sr формирует до 80% дозовой нагрузки от инкорпорированных радионуклидов, при общей дозе внутреннего облучения рыб около 15 мкГр/ч. В контрольных водоемах вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения рыб составлял около 40%, а средняя мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов не превышала 0,01 мкГр/ч. Однако в данном случае речь идет о дозе, которую рыбы получают только от инкорпорированных радионуклидов. Известно, что карась является бентофагом, значительную часть времени в период нагула и зимовки, проводящий вблизи донных отложений. Таким образом, рассчитанная мощность поглощенной дозы от инкорпорированных радионуклидов для рыб озер Азбучин и Глубокое, согласно [8, 10], обуславливает дозовые нагрузки, при которых у рыб наблюдаются изменения кроветворной и иммунной систем, а учитывая высокие уровни загрязнения донных отложений исследованных озер, можно предположить, что внешняя доза облучения придонных видов рыб может существенно превышает дозу от инкорпорированных радионуклидов. Соответственно, общая мощность поглощенной дозы для рыб будет в несколько раз выше, и приблизится к дозовым нагрузкам, при которых проявляются негативные эффекты для репродуктивной системы рыб.

При проведении гематологических исследований установлено, что у рыб, обитающих в исследованных озерах ЧЗО, отмечаются значительные количественные и качественные изменения во всех ростках кроветворения. Результаты анализа содержания тромбоцитов и лейкоцитов приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови окуня обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	3,7±0,13	14,3±3,60	44,5±0,56
Яновский затон	7,4±1,86	2,6±0,61	42,2±9,30
Затон «Щепочка» (контроль)	8,2±1,04	1,0±0,03	67,6±8,25
Каневское водохранилище (контроль)	3,9±0,04	0,4±0,01	68,9±8,43

Таблица 2. Количество лейкоцитов и тромбоцитов (на 1000 эритроцитов) в периферической крови карася обыкновенного, ‰ (M±m)

Водоем	Тромбоциты		Лейкоциты
	круглые	овальные	
Озеро Глубокое	8,0±2,16	4,0±0,22	34,8±8,48
Озеро Азбучин	3,2±1,44	0,1±0,02	33,8±4,41
Таращанские озера (контроль)	7,5±3,20	0,6±0,10	52,6±7,40

Отмечено, что у рыб из водоемов с высоким уровнем радионуклидного загрязнения содержание лейкоцитов существенно ниже их уровня, по сравнению с рыбами контрольных водоемов. При этом общее количество тромбоцитов у рыб из загрязненных водоемов, выше контрольных данных. Следует также отметить, что у окуня из оз. Глубокое отмечается увеличенное содержание овальных форм тромбоцитов. Известно, что при развитии заболеваний у рыб, вызванных интоксикацией и сопровождающихся гемолизом эритроцитов, количество овальных преобладает над круглыми тромбоцитами [3]. Возможно, что в наших исследованиях, регистрируемые эффекты обусловлены в определенной мере эндогенной интоксикацией, развивающейся при действии

ионизирующего излучения, особенно с учетом высоких уровней содержания радионуклидов в органах и тканях рыб.

У исследуемых видов рыб были распространены следующие патологические изменения в морфологии клеток крови согласно [2] (табл. 3 и 4):

1. Деформация ядра. Ядро имеет неправильную форму при сохранении нормальных размеров. Структура хроматина ядра и размеры самой клетки также соответствует норме.

2. Пристеночное ядро. Ядро располагается не в центре, как в нормальной клетке, а смещено к краю цитоплазмы, иногда соприкасается с оболочкой.

3. Микроцит. Клетка эритроцита с уменьшенным диаметром, ядро окружено узким слоем цитоплазмы. Такой микроцит обречен на быструю гибель. Образование микроцитов возможно при наличии различных загрязнителей в среде.

4. Шистоцит. Безъядерный эритроцит. Образование шистоцитов – результат цитокенеза, когда ядро перемещается к одному из полюсов клетки, от которой отпочковывается микроцит, оставляя большую часть цитоплазмы как безъядерную клетку.

5. Ядро вакуолизированное. Наличие вакуоли в ядре. Обнаружены нами в единичных случаях.

6. Цитоплазма вакуолизированная. Во время наших исследований обнаружена сильная вакуолизация цитоплазмы как в лейкоцитах так и в эритроидных клетках.

7. Лизис. Процесс, заключающийся в распаде клетки. Ядро теряет свою структуру, цитоплазма часто отсутствует.

8. Пикноз. Уплотнение базихроматина ядра, которое при этом становится темным и бесструктурным. Размер клетки уменьшается.

9. Кариолиз. Растворяется часть ядра с сохранением его нормальной структуры.

10. Двухъядерный эритроцит. Внутри нормальной по размеру клетки находятся 2 ядра. Размеры и форма ядер не соответствуют норме, тогда как структура хроматина визуально обнаруживаемых отклонений не имеет. Также в мазках крови окуня нами были обнаружены такие нарушения ядра как протуберанцы – выросты в виде хроматиновых нитей.

Таблица 3. Нарушения морфологии эритроцитов окуня обыкновенного, % (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское в-ще (контроль)
Деформация ядра	11,20±3,69	3,00±1,42	1,20±0,06	3,30±0,2
Пристеночное ядро	5,80 ±0,14	5,26±1,57	0,23±0,01	2,70±0,08
Микроцит	0,05±0,001	0,73±0,04	0,13±0,01	0,18±0,06
Шистоцит	0,22±0,01	0,20±0,05	–	0,08±0,001
Вакуолизированное ядро	–	0,06±0,05	–	–
Вакуолизированная цитоплазма	1,21±0,11	0,13±0,04	–	0,02±0,001
Лизис	1,44±0,01	4,09±0,61	0,27±0,02	2,39±0,02
Пикноз	2,22±0,01	0,36±0,08	0,12±0,01	0,39±0,001
Протуберанцы	0,27±0,08	–	–	0,02±0,001
Двухъядерный	0,11±0,04	–	–	–
Общее количество нарушений	22,55±4,09	13,83±3,86	1,95±0,11	9,08±0,36

В приведенных таблицах видно, что эритроциты карася и окуня из оз. Глубокое наиболее подвержены патологическим изменениям как ядра, так и самой клетки. Общее количество нарушений клеток в этом водоеме регистрировали на следующем уровне: для карася обыкновенного 59,5 %, а для окуня 22,6 %, что значительно превышает показатели нарушений для рыб из контрольных водоемов. Среди исследованных рыб, особи без клеточных патологий нами не обнаружены. По литературным данным, увеличение частоты нарушений морфологии клетки оценивается как дегенеративные изменения,

возникающие в результате негативного воздействия факторов внешней среды на организм рыб [6], а дегенеративные формы ядра эритроцитов у здоровых рыб встречается с частотой не более 0,4 % [5]. Исследования, выполненные на водоемах-хранилищах жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» (Российская Федерация), которые характеризуются значительно более высокими уровнями радионуклидного загрязнения биотических и абиотических компонентов по сравнению с озерами ЧЗО, показали, что уровень патологических изменений ядер эритроцитов в периферической крови плотвы достигал величины 180 % [7].

Таблица 4. Нарушения морфологии эритроцитов карася обыкновенного, % (M±m)

Вид нарушений	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Деформация ядра	21,99±7,59	7,86±1,86	1,41±0,10
Пристеночное ядро	20,86±10,2	3,46±0,87	2,20±1,70
Микроцит	0,66±0,2	0,53±0,02	—
Шистоцит	2,73±0,41	0,33±0,001	—
Вакуолизированная цитоплазма	0,66±0,11	0,73±0,001	—
Амитоз	3,79±0,25	1,79±0,04	0,20±0,01
Лизис	1,13±0,01	0,20±0,001	0,25±0,01
Пикноз	0,86±0,01	—	—
Кариолиз	1,53±0,08	—	—
Двуядерный	5,26±0,36	1,59±0,03	—
Общее количество нарушений	59,47±19,2	16,49±2,82	4,06±1,82

Известно, что в периферической крови рыб присутствуют клетки всех генераций по уровню дифференцировки и стадии созревания [4]. И в наших исследованиях мы наблюдали аналогичную картину (табл. 5 и 6).

Таблица 5. Показатели лейкограмм периферической крови окуня, % (M±m)

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Яновский затон	Затон «Щепочка» (контроль)	Каневское водохранилище (контроль)
Бластные клетки	3,0±0,1	0,2±0,1	1,3±0,01	1,2±0,02
Лимфоциты	71,0±6,6	70,3±12,7	89,9±6,8	93,4±1,07
Моноциты	1,7±0,01	0,3±0,01	0,7±0,02	0,8±0,02
Эозинофилы	0,2±0,01	0,6±0,09	0,3±0,01	0,1±0,01
Базофилы	—	—	—	—
Нейтрофилы	24,1±9,4	28,6±6,3	7,9±1,8	4,5±1,8
Пенистые клетки	—	—	—	—

Таблица 6. Показатели лейкограмм периферической крови карася, % (M±m)

Форменные элементы крови	Озеро Глубокое	Озеро Азбучин	Таращанские озера (контроль)
Бластные клетки	0,2±0,1	1,4±0,1	0,6±0,1
Лимфоциты	49,8±12,5	45,8±9,5	79,6±7,8
Моноциты	1,4±0,2	3,0±0,6	4,8±2,5
Эозинофилы	26,4±5,9	14,2±2,7	9,0±4,8
Базофилы	3,0±0,5	1,8±0,2	0,5±0,1
Нейтрофилы	18,8±0,5	33,4±1,7	5,5±2,9
Пенистые клетки	0,4±0,02	0,4±0,02	—

Обращает на себя внимание снижение процентного содержания лимфоцитов (функция которых заключается в реализации иммунологических реакций) в периферической крови карася и окуня, обитающих в озерах ЧЗО, по сравнению с контрольными водоемами. В случае развития лимфопении (при тяжелых вариантах токсикозов) у рыб параллельно развивается тромбоцитопения, главным образом за счет круглых тромбоцитов [2]. При этом увеличивается количество гранулоцитов. Так, в гемограмме окуня, наиболее высокое относительное содержание гранулоцитарных элементов – нейтрофилов и псевдоэозинофилов (выполняющих фагоцитарную функцию и участвующих в аллергических и аутоаллергических реакциях) отмечали в крови рыб из оз. Глубокое и Яновского затона по сравнению с контрольными водоемами. В тоже время, наблюдали отсутствие псевдобазофилов в крови окуня из всех исследуемых водоемов. Относительно высокий процент моноцитов (фагоцитирующих клеток, поглощающих бактерий, а также продукты распада клеток и тканей) у окуня из оз. Глубокое, свидетельствует об увеличении количества поврежденных клеточных элементов. Обычно нарастание моноцитов в крови совпадает с усилением распада не только клеток красной крови, но и с гибелью самих лейкоцитов.

Анализ гемограммы карася показал аналогичную дозовую зависимость между высоким содержанием гранулоцитов и низким содержанием агранулоцитов в крови рыб из водоемов ЧЗО. При этом в крови рыб из оз. Азбучин, характеризующихся наиболее интенсивным накоплением ^{90}Sr , относительное количество лимфоцитов и моноцитов составляло 48,8 %, что 1,6 раза меньше по сравнению с данными для рыб из контрольных водоемов. Высокий процент эозинофилов в периферической крови карася обыкновенного из оз. Глубокое, может свидетельствовать о физиологическом неблагополучии рыбы, проявившемся в аллергической реакции. Необходимо отметить, что сочетание эозинофилии с лимфопенией является неблагоприятным признаком, свидетельствующим о хроническом стрессе у рыб [1]. Часто встречающиеся на мазках бластные формы белой крови, являются свидетельством интенсивной деятельности кроветворных органов. Высокое содержание нейтрофилов в крови рыбы, обитающей в водоемах ЧЗО, указывает на зараженность рыбы гельминтами. При этом инвазия, в данном случае, является не первопричиной, а лишь фактором, усиливающим повреждающее воздействие на фоне снижения иммунных реакций организма. Данное предположение подтверждают литературные данные, согласно которым у рыб, выловленных в чистых районах и сильно зараженной паразитическими простейшими, подобных сдвигов в крови не наблюдали, а следовательно, обнаруженные патологические отклонения в крови могут быть токсикологического происхождения [2]. Вышеизложенное позволяет заключить, что характер изменений в крови исследуемых видов рыб ЧЗО близок к тем, которые возникают обычно при токсических заболеваниях.

В качестве показателя, в определенной степени подтверждающего неблагополучие среды обитания исследованных видов рыб в водоемах ЧЗО, использовали индекс сдвига лейкоцитов (ИСЛ), являющегося отношением количества гранулоцитов и агранулоцитов, и отражающего степень отклонения гематологических параметров от нормы. У различных видов рыб допустимое значение ИСЛ может отличаться. В частности, у большинства карповых рыб значение ИСЛ составляет 0,30 [3]. По нашим данным, индекс сдвига лейкоцитов у рыб Яновского затона, оз. Азбучин и оз. Глубокое составлял 0,23, 0,13 и 0,12, соответственно. По данным [2], отклонение ИСЛ от нормы в сторону уменьшения является одним из признаков кумулятивного токсикоза. Наименьший показатель ИСЛ был зарегистрирован у рыб оз. Глубокое и оз. Азбучин, характеризующихся наибольшими уровнями дозовых нагрузок среди водоемов ЧЗО.

Таким образом, зарегистрированные отклонения показателей периферической крови окуня и карася обыкновенного в водоемах ЧЗО, проявляющиеся, в первую очередь, в разнообразных нарушениях морфологии ядер эритроцитов, а также в изменениях

лейкоцитарной формулы крови рыб, указывают на существенные изменения гематологических показателей рыб, обитающих в условиях хронических доз ионизирующего излучения и свидетельствуют о негативном воздействии факторов внешней среды на организм рыб. Поскольку карась обыкновенный является бентофагом и большую часть жизни проводит вблизи донных отложений, являющихся источником повышенных доз ионизирующего излучения, это вид находится в более радиационно-неблагоприятных условиях обитания по сравнению с окунем, что отражается на его гематологических показателях.

Литература

1. Гаркави Л.Х., Квакина Е.Б., Уколова М.А. Адаптационные реакции на резистентность организма. – Ростов-на-Дону: АЗНИИРХ, 1977. – 224 с.
2. Житенева Л.Д., Полтавцева Т.Г., Рубницкая О.А. Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб. – Ростов-на-Дону: Ростовское книжное издательство, 1989. – 111 с.
3. Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Тромбоциты рыб и других групп позвоночных. – Ростов-на-Дону, 2003. – 72 с.
4. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
5. Калинина М.В. Картина крови молодых кеты как индикатор загрязнения водоемов тяжелыми металлами // Международная научная конференция «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах», 27–29 мая, 2002 г., Москва. – М., 2002. – С. 123.
6. Лугаськова Н.В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема // Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
7. Тряпицына Г.А. Реакции биоценозов водных экосистем на хроническое радиационное воздействие. Автореф. дис... д-ра биол. наук: 2011 / Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова. – М., 2011. – 46 с.
8. Шеханова И.А. Радиоз экология рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 204 с.
9. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Eds. J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. Stockholm: Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. 395 p.
10. Sazykina T.G., Kryshev A.I. Effects of ionizing radiation to aquatic organisms. The EPIC database // Contributed Papers of the International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation, 6–10 October 2003, Stockholm, Sweden. – Stockholm, 2003. – P. 91–94.

ПОДГОТОВКА СПЕЦИАЛИСТОВ ЭКОЛОГОВ-РАДИОБИОЛОГОВ В МГЭУ ИМ. А.Д. САХАРОВА

*И.В. Пухтеева, Н.В. Прокопенко, Н.В. Герасимович
Международный государственный экологический университет
имени А.Д. Сахарова, Беларусь, г. Минск*

Важнейшей задачей высшей школы в современном обществе является совершенствование профессиональной подготовки специалистов и формирование у них широкого кругозора, позитивных философских взглядов и прочной специальной базы знаний для дальнейшей успешной профессиональной деятельности.

Учебный план подготовки студентов факультета экологической медицины МГЭУ им. А.Д. Сахарова предусматривает целый перечень дисциплин специализаций, в основе которого лежит принцип университетского междисциплинарного экологического образования медико-биологического профиля.

В процессе подготовки студентов старших курсов, специализирующихся на кафедре экологической медицины и радиобиологии, читается большое количество специальных курсов, способствующих углублению и расширению знаний в области радиобиологии, радиационной медицины, радиационной безопасности.

Особое значение на данном этапе приобретают знания молекулярных механизмов действия на организм факторов лучевой и нерадиационной природы. В связи с этим, лекционные курсы по дисциплинам «Молекулярная и клеточная радиобиология», «Радиационная биохимия» раскрывают, в первую очередь, сложную картину молекулярных механизмов известных ранее феноменов.

Молекулярная и клеточная радиобиология – современная междисциплинарная наука. Целью преподавания дисциплины специализации «Молекулярная и клеточная радиобиология» является формирование у студентов современных научных знаний и представлений об эффектах ионизирующих излучений на молекулярном и клеточном уровнях, закономерностях функционирования клетки, регуляции клеточного цикла, различных форм клеточной гибели.

Учебным планом отведено 112 часов на изучение спецкурса «Молекулярная и клеточная радиобиология», аудиторная часть включает в себя лекционный курс в количестве 30 часов, 10 часов практических занятий и 24 часа для проведения лабораторных работ.

В лекционном курсе рассматриваются проблемы теоретической радиобиологии, а также современные проблемы экспериментальной молекулярной и клеточной радиобиологии: вопросы причины возникновения и механизмов реализации апоптоза, нестабильности генома, блокировки клеточного цикла, «эффекта свидетеля» и т.д. Лекции сопровождаются мультимедийными презентациями.

На практических занятиях, которые проводятся с использованием современных интерактивных технологий обучения в высшей школе, обсуждаются актуальные вопросы радиобиологии на молекулярном и клеточном уровне по темам, которые предлагают студенты в рамках своих дипломных работ: студенты знакомятся с методом оценки репродуктивной гибели клеток, расчета и построения кривых «доза-эффект», оценки антиоксидантной системы плазмы крови. Контроль знаний проводят путем устных и письменных опросов на текущих занятиях. Формой итогового контроля знаний по дисциплине является экзамен.

Важную роль при изучении данных дисциплин играет самостоятельная работа студентов, которая включает подготовку докладов и презентаций по актуальным проблемам молекулярной и клеточной радиобиологии и радиационной биохимии.

Говоря о перспективах развития радиобиологического образования в нашем вузе, хотелось бы, в первую очередь, отметить его тесную связь с ведущими научно-исследовательскими институтами и учреждениями академического и медицинского профиля в рамках совместного выполнения радиобиологических исследований, направленных на решение ряда важнейших экологических проблем. Предполагается, что именно такой подход, будет способствовать формированию у будущих специалистов навыков решения конкретных практических задач.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИНФОРМАЦИОННЫХ КОНТРМЕР ПРИ ОРГАНИЗАЦИИ РАДИАЦИОННО-БЕЗОПАСНОГО ВЕДЕНИЯ ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА В ЗОНАХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А.Н. Раздайковин, А.И. Радин, Д.Ю. Ромашкин

Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства (ФБУ ВНИИЛМ), г. Пушкино

Радиоактивному загрязнению вследствие радиационных аварий и катастроф в Российской Федерации подверглись густонаселенные территории, где леса имеют важное экологическое, социальное и экономическое значение. В связи с включением радиоизотопов в биологический круговорот веществ, поступлением радионуклидов в растительность и компоненты лесных экосистем, самоочищение загрязненных лесов происходит лишь за счёт естественного радиоактивного распада радионуклидов. Поэтому лесной фонд, подвергшийся радиоактивному загрязнению, будет многие десятилетия относиться к территориям радиационно-экологической опасности.

Однако полностью прекратить хозяйственную деятельность в загрязненных лесах не представляется возможным не только по причине важности их социально-экономического значения в густонаселенных регионах, но и в связи с необходимостью поддержания биологической и противопожарной устойчивости лесных экосистем.

Проблема преодоления последствий радиационных аварий и катастроф в лесах носит долговременный характер. Период полураспада основных дозообразующих радионуклидов (цезий-137 и стронций-90) сопоставим со временем жизни древостоя, что требует осуществления комплекса защитных мер (контрмер) с целью обеспечения устойчивого ведения хозяйства в лесах, загрязненных радионуклидами [1].

Основной задачей защитных мер радиационной безопасности в лесном хозяйстве является исключение необоснованного облучения и снижение до приемлемого уровня доз облучения работников лесного хозяйства и населения. Исключительно важной остается защитная функция самих лесных экосистем. Лес является естественным биогеохимическим барьером на пути распространения радионуклидов и любые негативные изменения древостоев, снижающие эту функцию (ослабление и гибель насаждений, лесные пожары, масштабные вырубki и т.п.), могут привести к вторичному загрязнению территорий теми радионуклидами, которые удерживались в компонентах лесного биогеоценоза. Загрязненные леса при правильном ведении в них лесного хозяйства не теряют способность выполнять присущие им биосферные функции. Параллельно лесным хозяйством решается задача реабилитации загрязненных территорий путем получения нормативно чистой продукции леса и возвращения в хозяйственный оборот лесных участков в зонах радиоактивного загрязнения.

Система защитных мер радиационной безопасности в лесном хозяйстве в настоящее время представляет собой комплекс профилактических и реабилитационных мероприятий, включающий в себя:

- 1) профилактические защитные мероприятия:
 - радиационный мониторинг лесов;
 - ограничительные и запретительные защитные мероприятия по обеспечению режима пребывания в загрязненных лесах и режима хозяйственной деятельности (государственный лесной надзор за исполнением требований законодательства в области радиационной безопасности в лесах, загрязненных радионуклидами);
 - информационные защитные мероприятия по обеспечению режима пребывания в загрязненных лесах и режима хозяйственной деятельности (информирование органов исполнительной власти и населения о радиационной обстановке в

лесах; обучение лиц, осуществляющих использование, охрану, защиту и воспроизводство лесов в зонах радиоактивного загрязнения);

- проведение профилактических противопожарных мероприятий, предотвращение радиоактивных лесных пожаров;
- профилактические мероприятия по защите лесов от вредителей и болезней в зонах радиоактивного загрязнения;

2) реабилитационные защитные мероприятия:

- радиационный контроль при использовании, охране, защите и воспроизводстве лесов;
- регламентация лесохозяйственных мероприятий по зонам радиоактивного загрязнения и лесным районам, с целью обеспечения радиационно-безопасного использования, охраны, защиты и воспроизводства лесов;
- санитарно-оздоровительные мероприятия, направленные на увеличение биологической и противопожарной устойчивости насаждений;
- обнаружение и тушение лесных пожаров в зонах радиоактивного загрязнения, ликвидация последствий лесных пожаров, предотвращение переноса радионуклидов за пределы зон радиоактивного загрязнения;
- уход за лесами, приведение лесных участков в радиационно-безопасное состояние с целью вовлечения их в хозяйственный оборот и получения нормативно-чистой продукции леса;
- организация радиационно-безопасного использования лесов, восстановление социально-экономической роли лесов в регионах, пострадавших от радиационных аварий и катастроф;

В связи с реорганизацией системы ведения лесного хозяйства и изменением его правовой основы в процесс освоения лесов на территориях, загрязненных радионуклидами, оказалось вовлечено большое количество граждан, не имеющих необходимой квалификации, как в вопросах ведения лесного хозяйства, так и в вопросах обеспечения радиационной безопасности при работе в лесах. Сложившаяся ситуация приводит к невыполнению ряда требований федерального законодательства в области радиационной безопасности.

В регионах, имеющих на своей территории леса, загрязненные радионуклидами, возникла острая необходимость обучения специалистов, осуществляющих радиационный контроль в лесном хозяйстве, освоение лесов и управление лесными территориями основам лесной радиационной экологии и радиационной безопасности.

Явное превышение спроса над предложением сложилось и в вопросах предоставления населению и органам исполнительной власти взвешенной и достоверной информации о радиационной обстановке в лесном фонде. Население, проживающее на загрязненных территориях, испытывает психологический стресс, связанный с недостатком информации о возможности безопасного проживания и ведения хозяйственной деятельности в условиях радиоактивного загрязнения лесов, а информационный вакуум в этом вопросе заполняется недостоверной информацией, усиливающей радиофобию.

Очень важно понимание того, что информация как таковая (даже полученная из квалифицированных источников) не может быть адекватно воспринята гражданами, если будет предоставлена без обязательного дополнения в виде базовых знаний в области лесной радиоэкологии, изложенных в доступной для неспециалистов форме.

Таким образом, учебно-информационная деятельность в области повышения уровня радиоэкологических знаний, информированности граждан в вопросах радиационной безопасности является одной из наиболее важных составных частей социально-экономической реабилитации загрязненных территорий.

В период действия Федеральной целевой программы «Преодоление последствий радиационных аварий и катастроф на период до 2010 года» ФБУ ВНИИЛМ (на тот

момент ФГУ ВНИИЛМ) осуществлял научное и методическое обеспечение мероприятий программы в части лесного хозяйства [2]. В ходе такой деятельности происходил отбор и отработка наиболее эффективных информационных контрмер, направленных на информирование населения, повышение уровня подготовки в области лесной радиозэкологии и радиационной безопасности различных категорий граждан.

Для развития информационной и учебно-методической деятельности в указанной сфере на базе ФБУ ВНИИЛМ в 2011 году создан Учебно-информационный центр радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения.

В ходе выполнения программных мероприятий ФЦП «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года» ФБУ ВНИИЛМ разрабатывал тему «Развитие системы обучения специалистов по вопросам радиационной безопасности с учетом накопленного опыта преодоления последствий радиационных аварий» [3]. На основе опыта многолетней учебно-методической деятельности в сфере информирования населения, органов власти, обучения специалистов по вопросам радиационной экологии леса и радиационной безопасности коллективом института были разработаны оригинальные учебно-информационные продукты:

- базовая учебная программа для центра обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения для проведения выездных практических семинаров на территории субъектов РФ, пострадавших от радиационных аварий и катастроф с использованием передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий);

- тестовая версия обучающего программно-аппаратного комплекса (ПАК) совместимая с ПО основных моделей радиометрического, спектрометрического и другого оборудования, используемого в системе радиационного контроля Рослесхоза, для развития центра обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения.

Учебно-информационные продукты, разработка которых проведена в рамках данной темы, адаптированы к новой системе ведения лесного хозяйства и правового регулирования лесных отношений, созданы с учетом как имеющихся, так и перспективных технических возможностей, совместимы с программно-аппаратной базой систем радиационного контроля и радиационного мониторинга Рослесхоза.

Базовая учебная программа «Радиационная безопасность в лесах, загрязненных радионуклидами. Основы лесной радиационной экологии» (далее – Программа) разработана на основе принципов, установленных Федеральным законом «Об образовании», рекомендациями учебного центра «Микроинформ» и других учебных центров[4].

Программа предназначена для следующих категорий обучаемого контингента:

- специалисты-радиологи системы радиационного контроля Рослесхоза и других организаций, выполняющих работы по радиационному контролю и радиационному мониторингу леса;

- специалисты органов исполнительной власти субъектов Российской Федерации в области лесных отношений, на территории которых имеются радиоактивно загрязненные лесные территории;

- специалисты предприятий и организаций всех форм собственности, индивидуальные предприниматели и физические лица, осуществляющие в соответствии с действующим законодательством работы по использованию, охране, защите, воспроизводству лесов в зонах радиоактивного загрязнения;

- специалисты органов исполнительной власти, учреждений и организаций, осуществляющие деятельность в области информирования населения, проживающего на радиоактивно загрязненных территориях.

В Программе предусмотрена модульная структура, включающая общие вопросы радиологии, радиоэкологии и радиационной защиты; сведения об основных источниках формирования радиоактивного загрязнения лесных экосистем, радиационных авариях и инцидентах; вопросы дозиметрии и радиоспектрометрии; радиобиологии лесных видов; биогеохимии основных дозообразующих радионуклидов, поведения их в системе почва-растение, принципы и методы радиационного контроля и радиационного мониторинга леса, особенности использования, охраны, защиты, воспроизводства лесов, разработки и осуществления профилактических и реабилитационных мероприятий в зонах радиоактивного загрязнения лесов; требования основных нормативно-правовых документов в области радиационной безопасности и ведения хозяйственной деятельности в условиях радиоактивного загрязнения.

Программа разработана в качестве основы для динамического формирования рабочих учебных программ и учебных планов обучающих мероприятий по рассматриваемой тематике в зависимости от формата мероприятий, объема и сроков проведения, целевой аудитории.

Обучающие мероприятия Программы базируются на использовании современных технических средств и программных продуктов.

В частности, охват целевой аудитории достигается применением передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий), включающих:

- передвижную радиологическую лабораторию на базе автомобиля повышенной проходимости, оснащенную штатным спектрометрическим, радиометрическим, лесотаксационным, геодезическим, вспомогательным и др. оборудованием (ПРЛ «Эксперт» в соответствующей комплектации, используемые в системе радиационного контроля Рослесхоза);
- передвижной класс на базе пассажирского микроавтобуса, позволяющий развернуть специализированный программно-аппаратный комплекс для групповых занятий.

В качестве основной формы практических занятий с целевой аудиторией предусмотрены выездные практические семинары-тренинги, в ходе которых обучаемые специалисты проходят стажировку в условиях максимально приближенных к полевым. Выезд передвижного радиометрического комплекса и передвижного учебного класса для проведения семинаров планируется в удобное для слушателей время непосредственно в загрязненный регион. При этом используется штатная приборная база передвижных лабораторий, а занятия проходят в условиях реального радиоактивного загрязнения территории. Выездные семинары позволяют также организовать занятия без отрыва от производства в течение короткого полевого сезона.

Для реализации учебного процесса в соответствии с базовой учебной программой «Радиационная безопасность в лесах, загрязненных радионуклидами. Основы лесной радиационной экологии» коллективом ФБУ ВНИИЛМ разработан специализированный программно-аппаратный комплекс (ПАК).

Тестовая версия ПАК проходит апробацию в рамках деятельности Учебно-информационного центра радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения. Данный ПАК ориентирован на обеспечение учебного процесса в ходе проведения обучающих мероприятий, в том числе выездных, в камеральных, лабораторных и полевых условиях. Программно-аппаратный комплекс позволяет проводить практические занятия с использованием измерительного оборудования, применяемого для задач лесной радиационной экологии, радиационного

контроля и радиационного мониторинга лесов, в том числе передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий).

Основные функции обучающего ПАК:

- Техническое обеспечение администрирования учебного процесса.
- Техническое обеспечение лекционных занятий.
- Техническое обеспечение практических и лабораторных занятий, с учетом совместимости с приборной базой радиационного контроля и радиационного мониторинга Рослесхоза.
- Техническое обеспечение полевых занятий с использованием передвижных радиометрических комплексов (радиологических лабораторий), применяемых подведомственными организациями Рослесхоза.
- Поддержка терминологического справочника.
- Поддержка электронной библиотеки учебной литературы.
- Обеспечение самостоятельной работы слушателей.
- Техническое обеспечение контроля успеваемости.

ПАК формируется на основе универсального рабочего места преподавателя, к которому с помощью средств беспроводной связи могут подключаться рабочие места слушателей. Универсальное рабочее место преподавателя выполняет так же функцию мобильного сервера ПАК и контроллера измерительных приборов.

При выборе программно-аппаратной платформы были учтены следующие факторы:

- Возможность объединения рабочих мест в беспроводную локальную вычислительную сеть.
- Совместимость с современными радиометрическими, спектрометрическими приборами и другим используемым в радиационной лесной экологии оборудованием.
- Возможность эксплуатации в полевых условиях, в том числе с использованием автономных источников электроснабжения.
- Простота освоения, эксплуатации и обслуживания.
- Возможность модернизации.
- Возможность расширения.
- Совместимость с основным парком персональных ЭВМ эксплуатируемых потенциальной целевой аудиторией слушателей.

Разработка программно-аппаратного комплекса проведена методом адаптации существующих проектных, технических и программных решений. Учтена совместимость элементов ПАК с программным обеспечением основных моделей радиометрического, спектрометрического и другого оборудования системы радиационного контроля Рослесхоза. Адаптация проведена в соответствии с задачами обучения специалистов-радиологов для лесного хозяйства, специалистов по освоению лесов и управлению лесными территориями в зонах радиоактивного загрязнения с использованием накопленного опыта преодоления последствий радиационных аварий и катастроф в лесном хозяйстве.

В настоящее время Учебно-информационный центр радиационной безопасности ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения ФБУ ВНИИЛМ проводит апробацию и доработку тестовой версии обучающего программно-аппаратного комплекса совместно с отделами радиологии ФБУ «Рослесозащита».

В целом, подготовленная база позволяет эффективно осуществлять обучение специалистов-радиологов, специалистов по освоению лесов и управлению в зонах радиоактивного загрязнения, существенно повысить информированность специалистов и населения в области радиационно-безопасного использования лесов, обеспечивает

соблюдение конституционного права граждан на достоверную информацию о состоянии окружающей среды.

Литература

1. 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.
2. Постановление Правительства РФ от 29 августа 2001 г. N 637 "О федеральной целевой программе "Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2010 года" (с изменениями от 22 декабря 2006 г., 12 декабря 2007 г., 2 июня 2008 г., 1 апреля, 29 декабря 2009 г., 27 декабря 2010 г.)
3. Постановление Правительства РФ от 29 июня 2011 г. N 523 «О федеральной целевой программе «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2015 года»
4. Федеральный Закон «Об образовании» от 13.01.1996 N 12-ФЗ (с изменениями на 01.01.2011 г.).

АНАЛИЗ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ В ПОЙМЕ Р. ЕНИСЕЙ ПОСЛЕ ОСТАНОВКИ РЕАКТОРА АДЭ-2

*Русанов В.А., Шишлов А.Е., Садырев Д.Ю.
ФГУП ГХК, г. Красноярск*

ВВЕДЕНИЕ

Горно-химический комбинат (ФГУП «ГХК») был создан в начале 50-х годов прошлого века для производства и переработки делящихся материалов и изготовления из них компонентов ядерного оружия. ФГУП «ГХК» - уникальное предприятие ядерно-топливного цикла, основные производства которого размещены в скальных выработках глубоко под землей.

После остановки в 1992 г. двух проточных реакторов АД и АДЭ-1 поступление радионуклидов в реку Енисей со сточными водами предприятия обусловлено было, в основном, водами охлаждения регулирующих каналов системы управления защиты (РК СУЗ) реактора АДЭ-2 и очищенными трапными водами реакторного и радиохимического заводов. После остановки реактора АДЭ-2 в апреле 2010 г. поступление радионуклидов в реку Енисей обусловлено водами от дезактивации оборудования реакторного производства и трапными водами радиохимического производства, очищенными на сооружениях физико-химической очистки.

Выпуск сточных вод предприятия в р.Енисей с 1958 г. по 1968 г. осуществлялся на 85 км (выпуск №2а), с 1969 г. по 1993 г. – на 80 км (выпуск №2), а с 1994 г. по настоящее время - снова через выпуск №2а после бассейна выдержки.

В настоящее время на предприятии осуществляются работы по выводу из эксплуатации реактора АДЭ-2. Продолжают действовать очистные сооружения и радиохимическое производство. Указанные производства практически не оказывают техногенного влияния на радиоэкологическое состояние р. Енисей.

Несмотря на значительное сокращение сбросов радиоактивных веществ в р.Енисей в связи с остановкой и процессом вывода из эксплуатации реакторов, ФГУП «ГХК» по-прежнему обеспечивает контроль радиационного загрязнения поймы р. Енисей в целях изучения миграции радионуклидов, накопленных за время работы реакторов.

Для обеспечения контроля радиационного загрязнения р. Енисей контролируется содержание радионуклидов в воде, аллювиальных и донных отложениях, растительности, пищевых продуктах, рыбе. Кроме того, в районах прибрежных населенных пунктов проводится контроль радиационной обстановки. В данном докладе рассматривается период до и после остановки реактора АДЭ-2 (2008-2011 годы).

1. Контроль содержания радионуклидов в воде реки Енисей

В воде р.Енисей содержание радионуклидов определяется в двух контрольных створах у правого берега ниже выпуска: в 250 м ниже выпуска № 2а на 86 км и в 10 км ниже выпуска № 2а на 95 км (1 км выше первого населенного пункта с. Б.Балчуг). Фоновое значение стронция-90 и цезия-137 в воде р.Енисей определяется в 17 км выше выпуска № 2а в районе д. Додоново.

В связи с остановкой реактора АДЭ-2 в апреле 2010 года сброс натрия-24, фосфора-32, скандия-46, хрома-51, марганца-54, железа-59, кобальта-58, цинка-65, сурьмы-124, бария-140, европия-152 и европия-154 прекращен. Изменения содержания основных радионуклидов в воде р.Енисей за период с 2002 г. по 2011 г. приведены на рисунке 1.

Следует отметить, что после остановки реактора АДЭ-2 в апреле 2010 г. анализ проб воды на короткоживущие радионуклиды наведённой активности не проводился. За 2010 г. результаты измерений по этим радионуклидам представлены по первым четырем месяцам года.

Анализ содержания средне- и долгоживущих изотопов наведённой активности в сточных водах предприятия проводится в связи с проведением работ по демонтажу оборудования остановленного реактора АДЭ-2. Наличие в сбросных водах предприятия в 2011 г. стронция-90 и цезия-137 обусловлено работой радиохимического производства. Содержание этих радионуклидов находится на уровне предыдущих лет.

Суммарный сброс радионуклидов в р.Енисей в 2010 г. по сравнению с 2009 г. уменьшился на 30,2%. Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2011 г. по сравнению с 2010 г. без учета короткоживущих радионуклидов натрия-24, фосфора-32, мышьяка-76, йода-131, нептуния-239 уменьшился на 76,6%. Активность данных радионуклидов ниже предела обнаружения.

Превышений норм разрешенных годовых сбросов в анализируемый период с 2008 года по 2011 год не было.

Мощность дозы гамма-излучения от водной поверхности на р. Енисей при работе прямоточных реакторов АД и АДЭ-1 была обусловлена, в основном натрием-24 и марганцем-56. После остановки прямоточных реакторов мощность дозы от поверхности воды ниже выпуска сточных вод практически не отличалась от фонового уровня.

Значения мощности дозы гамма-излучения от водной поверхности р. Енисей вблизи места сброса сточных вод в период с 2008 года по 2011 год приведены в таблице 1.1.

Таблица 1.1. Мощность дозы гамма-излучения от водной поверхности р. Енисей

Наименование пункта контроля	Мощность амбиентной дозы, мкЗв/час			
	2008 г.	2009 г.	2010 г.	2011 г.
Река Енисей у правого берега в 250м ниже выпуска № 2а (86 км ниже г. Красноярск)	0,098±0,023	0,10±0,02	0,087±0,020	0,076±0,017

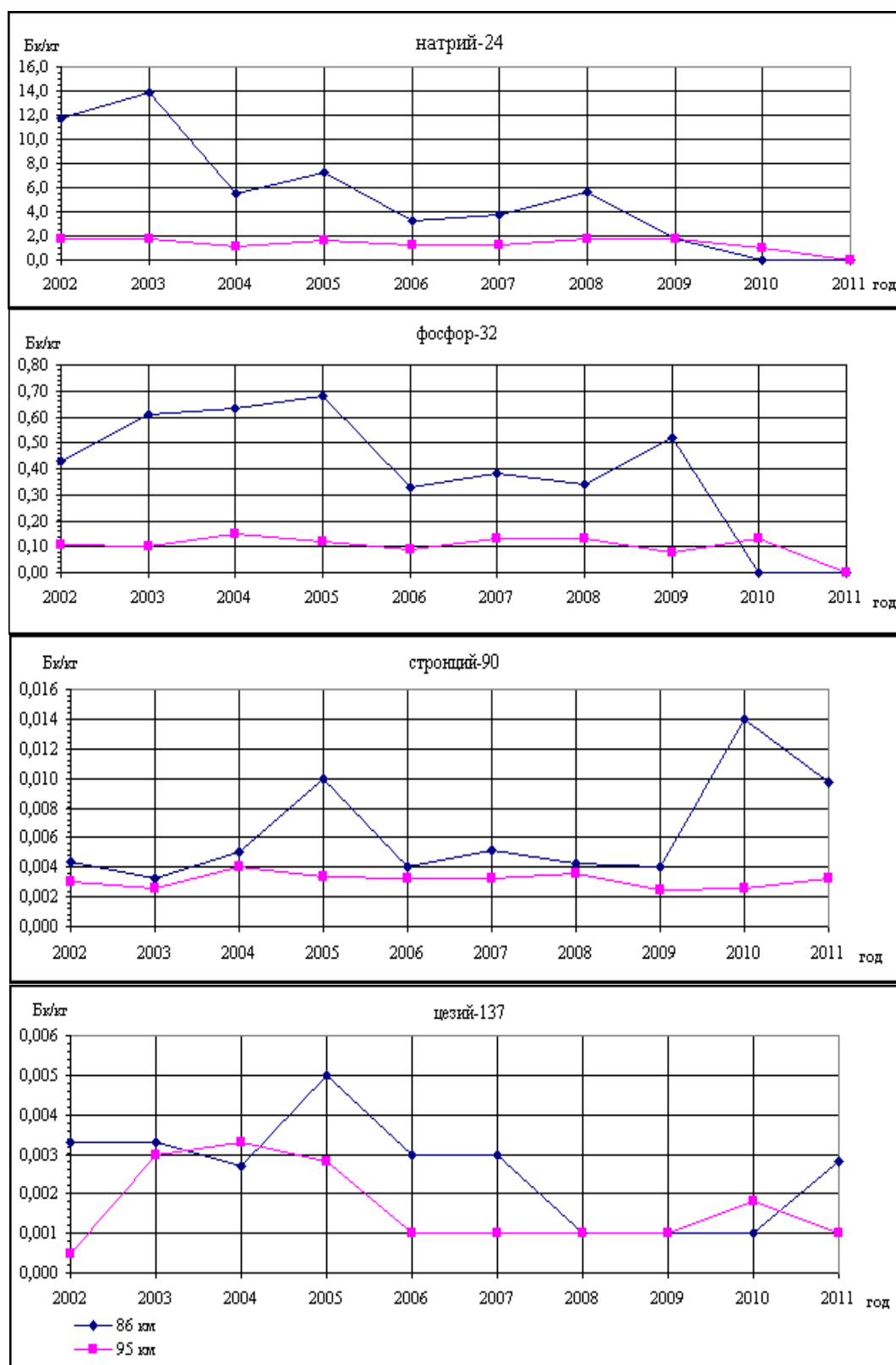


Рис.1. Содержание радионуклидов в воде р.Енисей в период с 2002 по 2011 годы

1. Контроль содержания радионуклидов в донных отложениях поймы р.Енисей

Загрязнение радионуклидами донных и аллювиальных отложений в пойме р. Енисей происходило в результате следующих основных процессов:

- прямого сброса воды охлаждения проточных реакторов АД и АДЭ-1;

- наблюдавшихся до 1972 г. протечек трапной воды реакторного производства из-за проектного конструкционного несовершенства линии спецканализации;
- повышенного сброса с трапной водой радионуклидов осколочного происхождения в 1965-1966 годах в связи с неудовлетворительной работой проектной схемы очистных сооружений в период пуска радиохимического завода;
- повышенных сбросов радионуклидов осколочного происхождения в процессе образования и разделки «козловых» ячеек на ранней стадии эксплуатации промышленных реакторов;
- несанкционированных протечек вод охлаждения бассейнов выдержки облученных урановых блоков.

Характер и уровень накопления радионуклидов в донных и аллювиальных отложениях формировался под влиянием многих факторов, в т.ч. в результате колебания состава и количества сбрасываемых радионуклидов; места выпуска сточной воды предприятия; гидрологических особенностей р. Енисей; загрязнения воды в реке механическими примесями, сбрасываемыми предприятиями г. Красноярска; а также геологического строения земной коры вдоль русла реки.

На основании проведенных в 1990-2000-х годах исследований распределения радионуклидов по глубине в аллювиальных отложениях в пойме р. Енисей, получены данные, позволяющие провести анализ процессов формирования полей радиоактивного загрязнения пойменных участков р. Енисей. По характеру накопления радионуклидов в донных отложениях и распределения радионуклидов по глубине в аллювиальных отложениях, в пойме реки можно выделить три зоны.

Первая зона – участок р. Енисей от места выпуска сточных вод комбината до устья реки Ангара (330 км по лоцманской карте). Вторая зона - участок реки Енисей от Ангара до Подкаменной Тунгуски и третья зона – ниже реки Подкаменная Тунгуска.

В настоящее время донные и аллювиальные отложения загрязнены, в основном, тремя радионуклидами: кобальтом-60 ($T_{1/2} = 5,27$ лет), цезием-137 ($T_{1/2} = 30$ лет) и европием-152 ($T_{1/2} = 13,3$ лет). Радионуклиды с периодом полураспада менее одного года распались.

Анализ многолетних наблюдений позволяет сделать следующие выводы. Максимальное содержание техногенных радионуклидов в донных отложениях находится у правого берега на участке реки от мест сбросов до впадения р. Кан (28 км ниже от места выпуска №2). Ниже впадения р. Кан значения содержания радионуклидов в донных отложениях заметно меньше за счет разубоживания и переноса «чистых» донных отложений с участков р.Енисей выше мест выпуска сточных вод и с поймы р.Кан.

Через год после остановки реактора АДЭ-2 значительных изменений в содержании радионуклидов в донных отложениях в ближней зоне не отмечается. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора и большим периодом полураспада основных загрязняющих радионуклидов цезия-137, кобальта-60, европия-152.

2. Радиационная обстановка в районах прибрежных населенных пунктов

В 1993 г., когда прямоточные реакторы были уже остановлены, а уровень накопления радионуклидов во влекомых наносах достигал максимального значения, было обследовано радиационное состояние прибрежных зон в 23-х населенных пунктах, расположенных на расстоянии от 5 до 1320 км ниже сброса радионуклидов ГХК. Обследование проводилось путем измерения мощности дозы приборами типа ДРГ-01Т. Обследования показали, что в границах жилых зон значения МЭД находились в пределах от 8 до 14 мкР/час, что соответствует уровню естественного фона для местности.

Значения МЭД на береговых зонах во всех населенных пунктах, за исключением с. Б.Балчуг, расположенной по правому берегу р. Енисей в 16-17 км ниже места бывшего сброса ГХК (выпуска №2), находились в пределах от 8 до 40 мкР/час. Наибольшие значения МЭД наблюдались на участках, покрытых растительностью, где происходит задержка влекомых наносов. В районе с. Б.Балчуг на береговой полосе шириной 20-40 м, заросшей травой и кустарником, МЭД достигала значений 70 мкР/час.

В 2004 г. была проведена пешеходная гамма-съемка береговых полос в районе с. Б.Балчуг, приверха о. Березовый (в районе с. Б.Балчуг), о. Березовый со стороны протоки, с. Атаманово, с. Казачинское, п. Стрелка со стороны р. Енисей. Исследования показали, что спустя 10-12 лет после остановки прямоточных реакторов значения мощности амбиентной дозы (МАД) на загрязненных участках снизились ~ в 2 раза (максимум - $0,31 \pm 0,06$ мкЗв/час в районе с. Б.Балчуг). Дальнейшие ежегодные обследования береговых полос в районах населенных пунктов показали, что «проблемной» зоной остается лишь береговая полоса с. Б.Балчуг (в 2011 году максимальная МАД составляла $0,38 \pm 0,07$ мкЗв/час). Следует учесть, что в 2006 году в результате аномального паводка на прибрежную зону в районе села Б.Балчуг произошел вынос донных отложений, загрязненных радионуклидами за счет их сбросов со сточными водами предприятия.

Обследования показали, что изменений МАД на береговой полосе в период до и после остановки реактора АДЭ-2 практически не произошло. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора и большим периодом полураспада основного загрязняющего радионуклида цезия-137.

Ожидать заметных изменений радиационной обстановки в прибрежных районах населенных пунктов следует не ранее чем, через 10-15 лет. Повышенные значения МАД на береговых участках реки Енисей обусловлены загрязнением радионуклидами аллювиальных отложений. Дальнейшее постепенное снижение значений МАД со временем можно связывать лишь с наносом на береговые полосы «чистых» отложений и распадом радионуклидов.

3. Содержание радионуклидов в растительности

Содержание радионуклидов в траве в 20 километровой зоне контролируется постоянно, а в пойме р. Енисей периодически - в период экспедиционных обследований. В местах, подвергавшихся постоянному затоплению паводковыми водами, из всех сбрасываемых радионуклидов в траве обнаруживается только цезий-137 и стронций-90.

Содержание цезия-137 в траве, произрастающей на этих участках, превышает уровень, обусловленный глобальными выпадениями в 2....25 раз. Содержание стронция-90 с учетом возможного влияния вида травы и физико-химических свойств почвы находится практически на фоновом уровне на всех участках поймы р. Енисей.

Учитывая то, что интерес представляет воздействие радиоэкологической обстановки на население, проживающее в прибрежной пойменной части р. Енисей, рассмотрим участки, подвергающиеся периодическому затоплению и используемые населением для сенокосов. В 20 километровой зоне наблюдения такой участок один - район с. Б.Балчуг. Остальные участки расположены в дальней зоне наблюдения и обследованы в период проведения экспедиций.

Анализ данных, полученных в период 2008-2011 годы, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания цезия-137 в растительности после остановки реактора АДЭ-2 не произошло. Это опять же объясняется отсутствием в рассматриваемый период до и после остановки реактора больших паводков на р. Енисей, заливающих сенокосные угодья.

4. Содержание радионуклидов в пищевых продуктах

В 20 километровой зоне постоянно контролируется содержание радионуклидов в молоке, картофеле, капусте и говядине. Пробы для анализа приобретаются в населенных пунктах у частных лиц, что позволяет более объективно получить данные, характеризующие уровень радиоактивного загрязнения обследуемого района. Что касается населенных пунктов, расположенных на берегах р.Енисей на расстоянии до 800 километров от места сбросов сточных вод предприятия, контроль за содержанием радионуклидов ведется только в пробах молока и картофеля (реже - мяса), периодически отбираемых в период проведения экспедиционных работ. Анализ данных, полученных в период 2008-2011 годы, позволяет сделать вывод о том, что значительных изменений значений содержания радионуклидов в пищевых продуктах после остановки реактора АДЭ-2 не произошло. Содержание йода-131 в молоке во всех пробах не превышает значения нижнего предела обнаружения 0,05 Бк/кг. Максимальные содержания радионуклидов в пищевых продуктах, производимых населением, на всем протяжении зоны наблюдения поймы р. Енисей представлены в таблице 5.1.

Таблица 5.1.Максимальные содержания радионуклидов в пищевых продуктах

Радионуклид	Максимальное содержание, Бк/кг	Допустимые уровни (ДУ), Бк/кг [3]	В долях от ДУ
Молоко			
Стронций-90	0,14±0,03	25	6,8E-03
Цезий-137	0,53±0,07	100	6,0E-03
Картофель			
Стронций-90	0,13±0,02	40	3,8E-03
Цезий-137	0,61±0,10	80	8,9E-03
Капуста			
Стронций-90	0,22±0,04	40	6,5E-03
Цезий-137	1,7±0,2	80	2,4E-02
Мясо (говядина)			
Стронций-90	<0,1	не нормируется	-
Цезий-137	0,43±0,07	200	2,5E-03

6. Содержание радионуклидов в рыбе

До остановки реактора АДЭ-2 основным радионуклидом, создающим дозу внутреннего облучения при употреблении рыбы являлся фосфор-32 ($T_{1/2}=14,3$ суток), концентрация которого зависела от вида рыбы, сезона отлова и места отлова. Кроме того, в пробах рыбы обнаруживались другие техногенные радионуклиды, такие как натрий-24 и цезий-137.

После остановки реактора АДЭ-2 наблюдается качественные изменения содержания радионуклидов в рыбе. В настоящее время обнаруживается только цезий-137 в следовых количествах. Максимальное содержание цезия-137 в рыбе, отлавливаемой вблизи места сброса ФГУП «ГХК» в 2011 году, составляло $9,5\pm1,2$ Бк/кг, что не превышает предельно-допустимых уровней (130 Бк/кг) в соответствии с требованиями санитарно-эпидемиологических норм и правил СанПиН 2.3.2.1078-01 [3]. Наибольшие значения отмечаются в районе 86 км. В рыбе, отобранной ниже 86 км, содержание цезия-137 значительно падает и составляет ≤ 1 Бк/кг.

Выводы

1. После остановки реактора АДЭ-2 в реку Енисей прекратился сброс сточных вод, содержащих короткоживущие радионуклиды наведенной активности с относительно малыми периодами полураспада, которые определяли радиационную обстановку в бассейнах выдержки, куда осуществлялись сбросы. Наличие в сбросных водах предприятия в 2011 г. стронция-90 и цезия-137 обусловлено работой радиохимического производства. Содержание этих радионуклидов находится на уровне предыдущих лет.

Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2010 г. по сравнению с 2009 г. уменьшился на 30,2%. Суммарный сброс радионуклидов в р. Енисей в 2011 г. по сравнению с 2010 г. без учета короткоживущих радионуклидов натрия-24, фосфора-32, мышьяка-76, йода-131, нептуния-239 уменьшился на 76,6%. Активность данных радионуклидов ниже предела обнаружения. Превышений норм разрешенных годовых сбросов в период с 2008 года по 2011 год не было.

2. Значительных изменений в содержании радионуклидов в донных отложениях, растительности, пищевых продуктах, а также изменений МАД на прибрежной полосе населенных пунктов через год после остановки реактора АДЭ-2 практически не произошло. Это объясняется малым промежутком времени с момента остановки реактора, большим периодом полураспада основных загрязняющих радионуклидов и наличия серьезных паводков на р. Енисей в анализируемый период.

3. До остановки реактора АДЭ-2 основным радионуклидом, создающим дозу внутреннего облучения при употреблении рыбы являлся фосфор-32. Кроме того, в пробах рыбы обнаруживались другие техногенные радионуклиды, такие как натрий-24 и цезий-137. После остановки реактора АДЭ-2 наблюдается качественные изменения содержания радионуклидов в рыбе. В настоящее время обнаруживается только цезий-137 в следовых количествах.

4. Значительные изменения радиационной обстановки в пойме реки Енисей произошли после остановки в 1992 году реакторов АД и АДЭ-1, работавших в прямоточном режиме. Работа реактора АДЭ-2 оказывала гораздо меньшее влияние на радиационную обстановку ввиду наличия замкнутого контура охлаждения. Ожидать же заметных изменений радиационной обстановки в пойме р. Енисей после остановки АДЭ-2 следует не ранее чем, через 10-15 лет.

СОДЕРЖАНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ СИБИРИ

*В.Д. Страховенко², И.Н. Маликова², Л.П. Рихванов¹, Б.Л. Щербов², Ф.В. Сухоруков²,
Н.В. Барановская¹, В.П. Атурова³*

¹ *Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск*

² *Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск*

³ *ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», г. Красноярск*

В процессе многолетних исследований получен и обобщён большой материал по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в почвах некоторых регионов Сибири (Алтайский и Красноярский края, Республики Алтай, Бурятия, Якутия, Хакасия, Иркутская, Новосибирская, Томская области и ряд других регионов Сибири) [Сухоруков и др., 2000; Сухоруков и др., 2001; Страховенко и др., 2010; Маликова и др., 2011].

Изучение радионуклидного состава отобранных образцов почв проводилось на базе инструментальных анализов при помощи аналитиков и на оборудовании лаборатории геохимии редких, радиоактивных и благородных элементов и экогеохимии ИГМ СОРАН, ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета и ряда

других аккредитованных лабораторий. Использовался комплекс ядерно-физических методов анализа, включающий лабораторную полупроводниковую γ -, α -спектрометрию и β -радиометрию, полевую гамма-спектрометрию лабораторные методы запаздывающих нейтронов и нейтронно-активационного анализа, База данных по U, Th, K содержит примерно по 20 000 тысяч проб, по Sr, Pu по 1000 проб.

Уровень содержания U(Ra), Th и K в почвах изученных территорий находится в ранге значений, полученных для почвенного покрова других областей России и Мира (таблица 1).

Средние содержания естественных радионуклидов в почвенных профилях определяются, прежде всего, радиоактивностью почвообразующих пород. Согласно работам многих авторов для разных регионов, содержание тория в почвах устойчиво, а содержание урана возрастает в условиях аридного климата. Они составляют в Европейской части России и Западно-Сибирской низменности – Th 6,5 г/т; U 1,5 г/т; (Th/U=4,4); Восточной Сибири – Th 6,4 г/т; U 1,4 г/т; (Th/U=4,6), в Средней Азии и Казахстане – Th 6,7 г/т; U 2,3 г/т (Th/U=2,9) [Болтнева, 1977; Арбузов, Рихванов, 2010].

Таблица 1. Содержание естественных радионуклидов и величина торий-уранового отношения в почвах различных регионов Сибири

Регион	U(Ra), г/т	Th, г/т	K %	Th/U
Республика Бурятия	2,2	7,0	1,9	3,1
Иркутская обл.	2	6,2	1,5	3,1
Читинская обл.	2,4	8,5	2,2	3,5
Томская область, в т.ч.	2,5	10,8	1,7	4,6
в зоне влияния ПЯТЦ	2,6	9,6		3,7
Новосибирская обл	2,2	7	1,6	3,2
Алтайский край	2	7,2	1,8	3,6
Республика Алтай	2,4	6,7	1,6	2,8
Республика Тува	1,6	4,5	1,6	2,8
ЯНАО	0,8	1,9	0,6	2,5
Республика Саха	1,3	4,4	1,8	3,4
Усредненные значения по почвам Сибири (3605 проб)	1,9	6,0	1,7	3,2
В т.ч. усредненные значения по почвам степной зоны Сибири	<u>1,8</u> 0,7-2,8	<u>7,3</u> 3,0-17	<u>1,9</u> 1,3-2,7	4,1
Усредненные значения по почвам горно-степной зоны Сибири	<u>1,9</u> 0,0-13,5	<u>5,7</u> 0,0-12,9	<u>1,7</u> 0,0-5,3	3,0
Усредненные значения почвам таежной зоны Сибири	<u>2,0</u> 0,4-3,1	<u>5,7</u> 1,7-8,1	<u>1,6</u> 1,3-2,1	2,9
Усредненные значения по почвам горно-таежной зоны Сибири	<u>2,2</u> 0,0-6,4	<u>7,6</u> 0,0-17,7	<u>1,7</u> 0,0-2,9	3,5

На примере нами изученных почв Сибири, подтверждается ранее отмеченная И.М.Назаровым и др. (Назаров и др., 1983) общая тенденция увеличения содержания U и Th в генетическом ряду почв бывшего СССР от болотных, к подзолистым - дерново-подзолистым - серым лесным- чернозёмам- каштановым- серозёмам (по классификации почв принятой в СССР).

Полученные авторами значения соответствуют данным других исследователей по соседним регионам и в целом близки к значениям для почв континентов [Ярошевский, 2004] и континентальных почв США (Shacklette, Hansford T., 1984). Таким образом, на представительном материале в почвах различных регионов Сибири устанавливается достаточно однообразное содержание тория, калия и во многих случаях урана. В основном на изученных территориях преобладают почвы, в которых содержания урана, тория, калия унаследованы от четвертичных суглинков и лёссов. На этом фоне четко выделяются аномальные участки с повышенной и пониженной радиоактивностью.

Наиболее высокая естественная радиоактивность обнаруживается в почвах, которые формировались на высокорadioактивных гранитах, а пониженная - характерна для почв, субстратом которых являются кварцевые пески. В вертикальных разрезах почв характерно стабильное распределение естественных радионуклидов (с равномерным их содержанием во всех горизонтах и подстилающем субстрате).

В районах действия предприятий ядерно-топливного цикла (ПЯТЦ) или прилегающих к полигонам испытания ядерного оружия (ПИЯО) могут отмечаться более высокие концентрации урана (Рихванов, 2009). При этом, на таких участках изменяются величина торий-уранового отношения ($<2-2,5$) и изотопные характеристики (U^{238}/U^{235}), которые, как правило, меньше, а иногда выше сегодняшнего показателя в норме (137,8).

Общеизвестно, что начиная с 1945 года из-за испытания ядерного оружия в атмосфере, в окружающей среде, прежде всего в почве, появились чуждые биосфере техногенные радионуклиды. Радиоактивный распад, распашка земель, процессы дефляции и литогеохимической миграции привели к трансформации первичных геохимических полей их распределения и, в ряде случаев, загрязнению ландшафтов искусственными радионуклидами. Выпадение этих радионуклидов как от ядерных испытаний (глобальные выпадения), так и от штатной работы ПЯТЦ (локальные выпадения), а также аварийных ситуаций на них, имело и имеет крайне неравномерный характер распределения на поверхности, особенно почв, что создаёт определённые методические проблемы изучения уровня их накопления.

На сегодняшний день, в Мировом накоплен значительный материал по активности радиоцезия (Cs^{137}), в меньшей мере радиостронция (Sr^{90}) в почвах. Значительно меньше, особенно в России, есть информации по альфа-излучающим радионуклидам (Pu , Am) в почвах, которые, в силу своих ядерно-физических свойств, будут представлять основную радиоэкологическую опасность в будущем. Практически в литературе нет данных по активности в почвах изотопа I^{129} , имеющего период полураспада около 14 млн. лет.

Авторами наиболее полно на представительном материале изучен суммарный уровень удельной активности ^{137}Cs в почвах различных регионов Сибири (таблица 2). Поскольку данные получены в различные годы, значение суммарного запаса радиоцезия в почвах пересчитаны на 2000 год. Распределение суммарного уровня площадной активности ^{137}Cs изученных территорий носит мозаичный характер и его причины и масштабы различны (характер выпадения осадков, режимы работы ПЯТЦ и др.). Кроме ^{137}Cs определены (в значительно меньшем количестве проб) другие радиоактивные изотопы: ^{134}Cs , $^{239,240}Pu$, ^{90}Sr . Результаты их измерений представлены в таблице 2.

Для большинства изученных регионов суммарные уровни загрязнения ^{137}Cs в почвах Сибири превышают уровень глобального фона. В целом современная радиационная обстановка от былых выпадений техногенных радионуклидов на территории Сибири не представляет опасности для здоровья населения. Но практически во всех ландшафтных зонах Сибири обнаруживаются участки локальных выпадений, при превышении в них глобального фона в 2-3 раза и высоком $^{137}Cs/^{90}Sr$ отношении (исследованиями ряда ученых показано, что для глобальных радиоактивных выпадений соотношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ может быть принято равным около 1,8 на 2000 год [Израэль, 2005]). Наибольшая плотность таких участков от глобальных выпадений (ядерные взрывы в атмосфере на Новой Земле, Лобноре, Семипалатинске и др.) характерна для территории Алтайского края и Республики Бурятия. Повышенный уровень содержания радиоцезия (до 1000 и более Бк/кг) характерен для участков, прилегающих к территории ПЯТЦ (Северск, Железногорск). Неоднородность распределения ^{137}Cs в почвах определяется влиянием многих факторов, из которых первичным является неравномерность выпадения атмосферных осадков в периоды ядерных испытаний. В дальнейшем имело место изменение конфигурации первичных ареалов под влиянием

эрозионно-аккумулятивных процессов и литохимической миграции. Отмечается некоторая тенденция увеличения в 3-4 раза удельной активности $Cs137$ в почвах с севера (~720с.ш.) на юг (~560с.ш.) (Черняго и др., 2004).

Поступивший в почвы, после ядерных испытаний радиоцезий, до сих пор преимущественно аккумулярован в горизонте 5-15 см, а $90Sr$ проникает значительно глубже. Поэтому интервал колебаний цезий-стронцевого отношения по разрезам довольно широк: в почвах колеблется в пределах 0.1- 4.7.

Работами авторов с коллегами на юге Западной Сибири в верхних горизонтах черноземных почв определена доля «чернобыльской» компоненты $137Cs$, которая редко превышала 10% [Гавшин и др., 2000]. Определение $134Cs$ в 12 пробах дернового горизонта почв в центральных районах Республики Саха зафиксировало его активность от 0.12 до 0.19 Бк/кг (на 2000 год). С учетом периодов полураспада, пересчеты на время выпадения показывают, что среднее количество «чернобыльского» радиоцезия в почвах составляет 74.6%. В некоторых пунктах отбора проб доля «чернобыльского» цезия достигала 100% [Сухоруков и др., 2001].

Оценка удельной активности $239,240Pu$ в почвенном покрове севера Западной Сибири, области, наиболее близко расположенной к Новоземельскому полигону, дает значения около 0.3 Бк/кг [Поляков, Мельников, 1998; Плутоний, 1994]. Средний глобальный уровень активности плутония в почвах Сибири мы оцениваем на уровне 0,2 - 0,4 Бк/кг (Атурова, 2001, Рихванов, 2009). Наши данные, полученные по определению плутония в почвах различных регионов Сибири, заметно превышают, оцененный для Сибири его фон (таблица 2).

Особенно высокие уровни накопления Pu в почвах установлены в районах работы ПЯТЦ (Северск, Томская область; Железногорск, Красноярский край, в местах аварийных выбросов при проведении подземных ядерных взрывов Республика Саха-Якутия). В районе Прибайкалья существенное превышение глобального уровня плутония в почвах обусловлены спецификой выпадения атмосферных осадков в высокогорном хребте, находящемся на пути движения радиоактивных облаков, движущихся с Семипалатинского полигона (Медведев и др., 2004).

Вертикальное распределение трансурановых элементов носит ярко выраженный пиковый характер. В районе ПЯТЦ максимум их накопления в аллювиальных почвах приходится на глубину 5-6 см (F. Gauthier-Lafaye a.e., 2007).

Обращает внимание аномально высокое соотношение $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ в почвах Республики Саха, Агинского Бурятского автономного округа, Красноярского края). Одним из информативных показателей, указывающих на происхождение радиоактивного загрязнения, служит соотношение $^{238}Pu/^{239,240}Pu$, – оригинальное для каждого источника радиоактивного загрязнения. Это соотношение в глобальных выпадениях составляет - 0.036, для чернобыльских выпадений - 0.40 – 0.54. Известно что, ^{238}Pu применяется для изготовления атомных электрических генераторов (например, источников энергии на борту космических исследовательских аппаратов, и т.д.). Эти данные дают основание предположить, что почвы на некоторых территориях Сибири могли быть локально загрязнены изотопами плутония от космических аппаратов, по аналогии со спутником SNAP 9^a в 1964 году.

Таблица 2. Содержание некоторых техногенных радионуклидов (Бк/кг) и их отношений в почвах Сибири

Регион	^{239}Pu	^{238}Pu	^{137}Cs	$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
Республика Хакасия	0,34/0,10-0,68					
Алтайский край (36)**	0,36/0,7-3,5	0,02-0,8	70	$\frac{0,04}{(0,04-0,06)}$	$\frac{6-51}{[112]}$ *	$\frac{2,0}{1-6,5}$
Ямало-Ненецкий АО (14)	0,05-10,1	0,01-0,6	18	$\frac{0,32}{(0,06-0,5)}$	0-31 [47]	$\frac{1,01}{0,02-4,7}$
Республика Саха, (13)	0,02-2,85	0,6-3,37	24	$\frac{1,08}{(0,8-1,2)}$	1-44 [34]	$\frac{2,8}{1,5-4,3}$
В т.ч. из районов ПЯВ	1180/18,9-3000					
Кемеровская область	0,36/<0,1-1,74	Н.д				
Иркутская область,	0,04-2,0	0,01-0,06	38	$\frac{0,04}{(0,03-0,05)}$	6-29 [25]	$\frac{2,4}{1,6-3}$
в т.ч. Прибайкалье	2,77/0,41-6,47					
Агинский Бурятский АО (12)	0,4-7,6	0,07-7,8	80	$\frac{1,8}{(0,1 - 4,5)}$	1-25 [31]	$\frac{1,8}{0,1-5,6}$
Томская область,	0,36/<0,1-1,81		20		50	
в т.ч. в зоне влияния ПЯТЦ	3,08/0,93-7,2		40	0,12-0,13	50	
Читинская обл.			55			
Новосибирская обл	0,41/0,11-1,0	Н.д	67			
Республика Алтай	0,41/0,1-1,57	Н.д	69			
Республика Тыва	0,18/< 0,1-0,38	Н.д	62			
Красноярский край,	0,32/0,1-1,98					
В т.ч. в пойме р.Енисей	5,6/0,1-48,8			0,013-0,39		

Литература

1. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С., Цибульчик В.М. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал. – 2000. - т.7. - № 1. - С.31-38.
2. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С. Оценка загрязнения территории Сибири радионуклидами и тяжелыми металлами. // Современные подходы в решении проблем охраны генофонда народов. - Министерство образования Республики Саха (Якутия). – Якутск. - 2001. - С.70-78.
3. Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н., Восель Ю.С. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер различных регионов Сибири // Геологии и Геофизики. - 2010. - т.51. - С.1501-1514.
4. Маликова И.Н., Страховенко В.Д. УРАН, ТОРИЙ И ТН/У ОТНОШЕНИЕ В ПОЧВАХ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ // ж. Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. - 2011. - № 1(15). - С. 26-39.
5. Ярошевский А.А. Проблемы современной геохимии: Конспекты лекций // Новосиб. Гос. Ун-т, Новосибирск, 2004, 194 с.
6. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М., Атомная энергия, 1977, с. 335-360.
7. Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие // Томск: изд-во Томского политехнического университета, 2010, 300 с.
8. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии: учебное пособие. - Томск: STT, 2009. - 430 с.

9. Израэль Ю.А. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: Материалы международной конференции. - Москва, 2005. - С.13-24.
10. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Пархоменко В.С., Страховенко В.Д. и др. Следы Чернобыльской аварии в Западной Сибири // Тез. докл. Междунар. конф. Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Москва, 24-26 апр. 2000г. С.-П. Гидрометеиздат, 2000 - с.65.
11. Поляков В.А., Мельников Е.С. Оценка радиозологической обстановки на территории северной части Западной Сибири // Криосфера Земли. - 1998. - т. 11. - №1. - с. 36-43.
12. Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Под. ред. А.В.Яблокова. - М.: ЦЭПР, 1994. - 143с.
13. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Мясников А.А. и др. Радиационное воздействие ядерных испытаний на территорию и население Байкальского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. - Томск, 2004. - С. 371-374
14. Shacklette, Hansford T. Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. (Geological Survey professional paper ;1270). UNITED STATES GOVERNMENT PRINTING OFFICE, WASHINGTON : 1984 Supt. of Docs. No.: 1 19.16 1. Soil United States A' Composition I. Boerngen, Josephine G. 11. Title. 111. Series
15. Gauthier-Lafaye F, Pourcelot L., Eikenberg J. et al. Radioisotop contaminations from releases from the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia? Russia) // J. Environ. Radioactiv. - 2007.-Vol.98.-P.301-314.
16. Environmental Radioactivity from Natural, Industrial, and Military Sources. 4th Edition. -Academic Press, 1997.
17. Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края : автореф. дис... канд. биол. наук. - Красноярск, 2001.
18. Назаров И.М., Николаев А.Н., Фрицман Т.Д. Основы дистанционных методов мониторинга загрязнения природной среды. - Л.: Гидрометеиздат, 1983.
19. Черняго Б.П. и др. «Глобальный» цезий-137: от Байкала до Северного Ледовитого Океана. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. - Томск, 2004. - С. 637-638.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ Р. ОБЬ (ЛЕСНАЯ И ЛЕСОСТЕПНАЯ ЗОНЫ)

А. В. Салтыков,, А. Ш. Хабидов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, г.Барнаул

Бассейн реки Обь имеет наибольшую площадь среди остальных рек Арктического бассейна, и весьма сложен в орографическом отношении. Западная часть бассейна захватывает восточный склон Урала, южная — Казахский мелкосопочник, юго-восточная — Алтай. Остальная часть бассейна представляет собой плоскую, в центральной части сильно заболоченную равнину. Верхняя часть бассейна относится к степной и лесостепной зоне, большая часть бассейна находится в пределах лесной зоны, а самый север — к зоне тундры и лесотундры.

В лесостепной зоне, ниже Новосибирского водохранилища, река Обь представляет собой ряд рукавов, появляется большое количество островов, пойма расширяется до 5 км и более; русло реки неустойчиво, исключая отдельные участки, где на поверхность выходят коренные породы. Ниже впадения реки Чулым Обь становится большой полноводной рекой: ширина русла увеличивается от 1 до 3 км. Широкая пойма,

изобилующая староречьями, заливаётся во время весенне-летнего паводка. Ниже впадения реки Иртыш долина реки Обь расширяется, и пойма достигает 20-30 км. Ширина русла колеблется от 1,5 до 4,0 км.

Во второй половине XX века речные системы Оби и Енисея подвергались техногенному радиоактивному загрязнению за счёт надземных испытаний атомного оружия, аварийных и технологических сбросов радиоактивных отходов от атомных предприятий по производству плутония. В настоящее время одной из наиболее важных проблем Обь-Иртышского бассейна является анализ возможных последствий попадания радионуклидов в гидросферу с водосборных площадей и из водоемов-отстойников, которые используются для хранения жидких слабоактивных радиоактивных отходов.

Донные отложения являются наиболее информативным компонентом ландшафта при анализе эколого-геохимической обстановки, даже по сравнению с затопляемыми аллювиальными почвами, так как именно в них в большей степени происходит аккумуляция загрязнителей, поступающих с водосборного бассейна в течение длительного промежутка времени. Особенно это прослеживается в среднем и нижнем течении реки Обь, бассейн которой представляет собой практически единую ландшафтно-геохимическую систему, все звенья которой связаны потоками вещества. Это связано с тем, что, во-первых, общий объём донных осадков превосходит объём затопляемых аллювиальных почв береговой зоны и островов, а во-вторых, что донные осадки находятся в постоянном контакте с водами, переносящими радионуклиды, в том числе и сорбированные на взвешях, из которых они в основном и формируются. В аллювиальных почвах островов и береговых зон радионуклиды накапливаются только в периоды паводков за счёт присутствующих в воде радионуклидов и вторичного привноса в составе материала донных осадков. Сорбция радионуклидов на переносимых рекой взвешях и ранее отложившихся частицах в верхних слоях осадков является доминирующим фактором миграции и накопления радиоизотопов в донных отложениях. Особое значение, для накопления радионуклидов в донных отложениях имеет форма поступления их в реку. Заметная доля радионуклидов в донных осадках присутствует в виде тонкодисперсных активных частиц разной природы. Донные осадки легче и в больших масштабах, чем обычно задернованные аллювиальные почвы островов и береговой зоны, вовлекаются в многократное переотложение. Наиболее подвержены этому верхние нелитифицированные их горизонты, а в высокие паводки мигрирует значительная их доля.

Среди естественных радионуклидов наибольшее геохимическое значение имеют ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , так как они являются основными радиоактивными элементами, формирующими естественное γ -излучение территории и родоначальными радиоактивными изотопами.

Отбор проб донных отложений проводили дночерпателем Петерсона на глубину до 10 см от поверхности их залегания, в наиболее представительных участках речной сети:

- Река Обь. В 95 км ниже Новосибирского водохранилища и на 1 км выше с. Дубровино.
- Река Обь. В 240 км от ниже Новосибирского водохранилища и на 1 км выше с. Оськино.
- Устье реки Томь. В 1 км ниже с. Козюлино.
- Река Обь. В 300 км ниже Новосибирского водохранилища, около с. Салтанаково.
- Река Обь. На 410 км ниже Новосибирского водохранилища и в 2 км выше с. Фёдоровка.
- Устье реки Чулым. Напротив села Игреково.
- Река Обь. Около 420 км ниже Новосибирского водохранилища и на 10 км выше с. Могочин.
- Устье реки Парабель.

- Устье реки Кеть.
- Река Обь. Около 700 км ниже Новосибирского водохранилища и в 32 км ниже от устья реки Кеть.
- Устье реки Васюган.
- Река Обь. Около 730 км ниже Новосибирского водохранилища и в 5 км ниже от устья реки Васюган.
- Устье реки Тым.
- Устье реки Вах.
- Река Обь. Около 1050 км ниже Новосибирского водохранилища и в 5 км ниже г. Нижневартовск.
- Река Обь. Около 1300 км ниже Новосибирского водохранилища и в 25 км ниже г. Сургут.
- Устье реки Иртыш. В 10 км ниже г. Ханты-Мансийск.
- Река Обь. Около 1750 км ниже Новосибирского водохранилища и на 5 км выше с. Новый Карым-Кары.

Далее пробы донных отложений высушивались до воздушно-сухого состояния и отправлялись в АЦКП ИГМ СО РАН, где для определения исследуемых радионуклидов применялся гамма-спектрометрический метод анализа. Дополнительно, в лаборатории биогеохимии ИВЭП СО РАН, в пробах определяли содержание гумусовых и глинистых веществ, актуальную кислотность и ёмкость поглощения.

Геохимическая роль донных отложений двояка — они могут, как сорбировать радионуклиды (и тем способствовать самоочищению воды), так и десорбировать (загрязнять воду). Накопление радионуклидов в донных отложениях водоемов происходит в результате: реакций гидролиза; обмена между соединениями, содержащими радионуклиды, с образованием малорастворимых соединений; сорбции на взвешенных в воде частицах с последующим осаждением на дно водоема; сорбции непосредственно на материале донных отложений; поглощение, переработка и перенос на дно с гидробионтами; вынос из рек с обломочным материалом с последующим осаждением на дно или в растворимой форме с последующим действием вышеперечисленных процессов. Сорбционная способность донных отложений по отношению к радионуклидам напрямую связана с их свойствами, к которым относятся содержание гумусовых и глинистых веществ, актуальная кислотность и, конечно же, ёмкость поглощения, которая, в свою очередь, зависит от всех предыдущих свойств.

Основная площадь дна реки Обь сложена песчаными средне- и мелкозернистыми отложениями, для которых характерно незначительное содержание гумусовых веществ (0,1-0,3 %), за редким исключением, связанным в большей степени с антропогенным воздействием (2,4 %), и нейтральная реакция среды (рН 6,6-7,3). Ближе к берегу песчаные отложения могут перекрываться иловато-песчаной супесью, которая имеет немного большую гумусированность (0,6-1,4 %) и слабощелочную реакцию среды (рН 7,6-8,0).

Удельная активность исследуемых радионуклидов в песчаных отложениях варьирует не значительно: ^{238}U — 3,7-9,4 Бк/кг, ^{232}Th — 3,5-8,6 Бк/кг, ^{40}K — 161-433 Бк/кг. В отличие от них супесчаные отложения имеют повышенную удельную активность ^{238}U (23,9-34,1 Бк/кг) и ^{232}Th (17,2-23,5 Бк/кг). В более дисперсных легко- и среднесуглинистых отложениях удельная активность всех исследуемых естественных радионуклидов увеличивается в 2-3 раза по сравнению с песчаными.

Устья основных притоков р. Обь сложены в основном песчаными среднезернистыми отложениями, за исключением устья р. Васюган, где в качестве донных отложений представлены супесью. Устье р. Парабель отличается наибольшим содержанием гумусовых веществ (5,9 %). Даже такие реки как Васюган, Тым и Вах, водосборные бассейны которых представляют собой болотистую местность, не приносят

достаточного количества органического материала, чтобы повлиять на гумусированность не только донных отложений р. Обь, но и самих устьев этих притоков.

Радионуклидный состав песчаных отложений в устьях основных притоков схож с аналогичными отложениями р. Обь. Наибольшее содержание ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K наблюдается в донных отложениях устьев р. Кеть и р. Васюган, а ^{238}U ещё и в донных отложениях р. Парабель.

Единственный исследуемый искусственный радионуклид ^{137}Cs в донных отложениях р. Оби и устьев её основных притоков — не обнаружен.

РАДИАЦИОННОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ ТЕРРИТОРИИ СНЕЖИНСКОГО ЛЕСХОЗА

О.В. Славкина, А.А. Дьяков, Ф.Ф. Файзрахманов

Федеральное Государственное унитарное предприятие «Российский Федеральный Ядерный Центр - Всероссийский научно-исследовательский институт технической физики имени академика Е.И. Забабахина» (ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ им. акад. Е.И. Забабахина»), г. Снежинск

Территория Снежинского лесхоза расположена на восточном склоне Среднего Урала в составе закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) г. Снежинска на севере Челябинской области.

Земли лесного фонда Снежинского лесхоза находятся в зоне возможного влияния двух предприятий атомной промышленности: ПО «Маяк», источники выбросов которого расположены на расстоянии ~50 км от обследуемой территории и ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ», радиационные объекты которого расположены непосредственно на обследуемой территории лесхоза.

Кроме действующих предприятий атомной промышленности на радиационную обстановку территории Снежинского лесхоза возможно влияние загрязненных в 1957 году земель, образовавших Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), к которым примыкают земли лесхоза, а также локальные участки территории лесхоза, загрязненные радионуклидами в результате деятельности Лаборатории «Б» НКВД СССР в период 1946-1955 годов. В настоящее время эти локальные участки частично рекультивированы методом засыпки слоем чистого грунта толщиной не менее полуметра, установлены ограничения по эксплуатации.

В сложившейся ситуации возникла необходимость в систематизированной информации о радиационной обстановке в лесном фонде Снежинского лесхоза, необходимой для осуществления защитных мероприятий, охраны труда на загрязненных радионуклидами территориях, организации радиационного контроля лесной продукции, планирования затрат, составления краткосрочных и долгосрочных прогнозов развития радиационной обстановки.

Протяженность лесных угодий Снежинского лесхоза с севера на юг — 38 км, с востока на запад — 17 км, площадь — 31,4 га. По лесорастительному районированию территория лесхоза относится к горнолесной зоне Южного Урала, к подзоне сосново-березовых лесов Восточно-Уральской провинции, на границе с северной лесостепью.

На территории лесхоза имеется 15 небольших рек, 13 озер, 6 проток между озерами, а также ряд мелких безымянных ручьев и болот, в том числе: реки: Черная, Башмаковка, Каменушка, Шумиха, Раскуриха, Большая и Малая Вязовки; протоки: р. Исток (между озером Иткуль и оз. Синара); озера: Иткуль, Синара, Ташкуль, Татыш, Черновское, Сунгуль, Силач, Арыткуль, Семискуль; болота: Моховое, Черновское, Журавлиное.

Лесистость района лесхоза составляет 64,5%. Леса представлены в основном одним лесным массивом (30, 4 тыс. га).

Методология исследования

Объектами исследования в данной работе послужили почва и лесная продукция большинства лесных кварталов Снежинского лесхоза, а также вода, ил, водная растительность и рыба открытых водных объектов, расположение которых ограничено границей территории лесхоза.

Оценка радиационной обстановки проведена по результатам определения содержания радионуклидов в объектах исследования: стронция-90, цезия-137, тория-232, урана-238, трития, измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения и плотности потока бета-частиц с поверхности почвы.

В каждом из обследуемых лесных кварталов выделялись 3, 4 участка расположенных не ближе 50 м от дорог, опушек леса, берегов водоемов и рек. На данных участках проводились полевые дозиметрические измерения и отбор проб почвы.

Для мониторинга радиационной обстановки в четырех лесных кварталах были заложены стационарные участки площадью 1 га [2]. При закладке стационарных участков выполнено их полное описание и составлены паспорта. На территории стационарных участков периодически отбирались пробы лесной продукции – древесина, кора, хвоя (листва), мох, трава, по возможности - пробы грибов и ягод.

В водных объектах расположенных на территории Снежинского лесхоза – озерах: Ташкуль, Теренкуль, Арыткуль, Татыш, Карасье, реке Раскуриха были отобраны пробы воды, ила, рыбы и водной растительности. Пробы рыбы отбирались от одного до пяти видов с каждого водного объекта независимо от размера особей.

Отбор, подготовка проб и определение в них содержания радионуклидов выполнялись по аттестованным методикам, применяемым в отделе радиационной безопасности ФГУП «РФЯЦ-ВНИИТФ».

Результаты исследования

На обследованной территории лесных кварталов величина МЭД γ -излучения лежит в пределах от 0,07 мкЗв/ч до 0,17 мкЗв/ч при среднем значении 0,11 мкЗв/ч, плотность потока β -частиц не превышала 12 част./ (мин·см²).

Радиационная плотность загрязнения территории лесного фонда определялась по результатам исследования удельного содержания радионуклидов* в пробах почвы.

Так среднее удельное содержание техногенных радионуклидов составляет: тритий – 13,4 Бк/кг (5,2÷26,1 Бк/кг); стронций-90 – 34,1 Бк/кг (4,8÷89,1 Бк/кг); цезий-137 – 30,0 Бк/кг (13,0÷62,0 Бк/кг). Среднее удельное содержание естественных радионуклидов: торий-232 – 30,7 Бк/кг (10,0÷82,0 Бк/кг), уран-238 – 22,1 Бк/кг (10,0÷70,0 Бк/кг).

Плотность загрязнения территории лесхоза естественными и техногенными радионуклидами составляет: торий-232 – 0,06 Ку/км² (0,01÷0,16 Ку/км²); уран-238 – 0,05 Ку/км² (0,01÷0,13 Ку/км²); тритий – 0,08 Ку/км² (0,02÷0,13 Ку/км²); стронций-90 – 0,12 Ку/км² (0,02÷0,28 Ку/км²); цезий-137 – 0,07 Ку/км² (0,02÷0,17 Ку/км²).

Данные по содержанию радионуклидов* в лесной продукции представлены в таблице 1, в обследованных водных объектах - в таблице 2.

По результатам радиационного контроля содержание в лесной продукции трития лежит в пределах от 66,2 Бк/кг до 244 Бк/кг, большей частью накапливается в древесной

* Значения удельного содержания радионуклидов, рассчитаны: для почвы, донных отложений – на 1 кг воздушно-сухого веса, кроме трития (плотность загрязнения радионуклидами почвы – на 1 кг сырого веса); для древесины, коры, хвои (листвы), мха, лесной и водной растительности – на 1 кг воздушно-сухого веса, кроме трития; для грибов, рыбы – на 1 кг сырого веса.

зелени: хвоя сосны – 244 Бк/кг, листва березы – 119 Бк/кг и лесной растительности: трава – 177 Бк/кг. Отмечено повышенное накопление радионуклидов в мхах на обследуемой территории. Максимальная удельная активность радионуклидов в мхах по стронцию-90 – 187 Бк/кг, по цезию-137 – 2,27 Бк/кг, по урану-238 – 0,88 Бк/кг.

Таблица 1. Содержание радионуклидов в лесной продукции

Наименование пробы	Тритий, Бк/кг		Стронций-90, Бк/кг			Цезий-137, Бк/кг			Уран-238, Бк/кг	
	min - max	ср. зн.	min - max	ср. зн.	ДУ	min - max	ср. зн.	ДУ	min - max	ср. зн.
Древесина сосны	124 - 184	154	0,61 - 16,0	6,0	5200	0,1 - 1,15	0,51	370	0,09 - 0,98	0,33
Древесина березы	80,9 - 262	148	0,74 - 11,8	4,04		0,1 - 2,35	1,27		0,16 - 0,38	0,27
Кора сосны	119 - 127	124	2,8 - 17,1	9,38	2300	< 0,1	< 0,1	3100	0,27 - 0,49	0,40
Кора березы	58,0 - 71,1	66,2	28,1 - 72,8	47,3		< 0,1	< 0,1		0,48 - 0,94	0,73
Хвоя сосны	189 - 256	244	15,3 - 33,7	22,5	100	< 0,1	< 0,1	600	< 0,1	< 0,1
Листва березы	100 - 198	119	12,5 - 41,1	26,3		< 0,1	< 0,1		< 0,1	< 0,1
Трава	106 - 248	177	20,7 - 54,1	33,8	-	< 0,1	< 0,1	-	0,01 - 1,67	0,76
Мох	59,8 - 145	102	18,2 - 187	117	-	0,98 - 4,10	2,27	-	0,79 - 1,01	0,88
Грибы	91,1 - 148	101	0,81 - 4,08	2,53	50	< 0,1	< 0,1	500	< 0,1	< 0,1

Примечание: символ < означает, что содержание радионуклида ниже минимальной активности, достоверно определяемой применяемыми средствами измерений и методиками с установленной погрешностью.

Таблица 2. Содержание радионуклидов в обследованных открытых водных объектах

Наименование пробы	Тритий, Бк/кг			Стронций-90, Бк/кг			Цезий-137, Бк/кг			Уран-238, Бк/кг		
	min-max	ср. зн.	K_p	min-max	ср. зн.	K_p	min-max	ср. зн.	K_p	min-max	ср. зн.	K_p
Вода	14,5-98,0	43,1		0,02-0,09	0,05		0,10-0,61	0,37		0,006-0,040	0,022	
Ил	60,0-301	121	2,81	8,13-21,4	15,3	306	38,0-142	91,3	247	12,4-57,9	28,9	1314
Водная раст-ть	161-271	216	5,01	27,7-46,2	36,2	724	16,0-27,8	21,3	57,6	2,15-8,60	5,33	242
Рыба (мышцы)	74,0-285	113	2,62	0,55-4,60	2,09	41,8	2,60-60,0	30,4	82,2	0,04-0,13	0,08	3,64

Распределение радионуклидов в открытых водных объектах оценивается по степени накопления радиоактивных веществ компонентами водоемов, приведенной в таблице 2 (K_p – отношение удельной активности радионуклида в объекте к удельной активности в воде). Степень накопления урана в рыбе в десять, двадцать раз ниже, чем для стронция-90 и цезия-137. Заметно повышенное содержание радионуклидов, особенно урана, в илах по сравнению с другими компонентами, т.к. илы обладают высокой сорбционной способностью. Водная растительность является также хорошим поглотителем радионуклидов. Распределение окиси трития по компонентам водных объектов примерно одинаково.

В заключении необходимо отметить, что содержание стронция-90 и цезия-137 в лесной продукции ниже установленных нормативов [4, 5].

Для двадцати из обследованных лесных кварталов, входящих в зону с плотностью загрязнения почвы стронцием-90 от 0,15 Ки/км² до 3,0 Ки/км² или цезием-137 от 1 до 5 Ки/км² предусмотрены определенные правила лесоиспользования [1]. В таких лесах, при контроле содержания радионуклидов в лесной продукции, допускаются практически все виды лесного пользования, предусмотренные региональными правилами. Порядок радиационного контроля и оформления разрешительных документов проводится согласно Руководству по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения леса на территории ВУРСа [1]. При выполнении лесозаготовительных работ необходимо выполнять следующие рекомендации: исключать операции связанные со значительным пылеобразованием и сильным разрушением почвенного покрова; использовать средства

защиты органов дыхания, спецодежду и спецобувь. После окончания работ обязательна водная обработка кожных покровов.

В остальных лесных кварталах лесхоза, которые не попадают в данную зону загрязнения, не вводится никаких ограничений на лесопользование и на дополнительные требования по охране труда при выполнении лесохозяйственных работ [1].

Содержание радионуклидов в исследованных пробах воды и рыбы гораздо ниже установленных нормативов, поэтому озера территории Снежинского лесхоза могут использоваться в хозяйственных целях без ограничений [5, 6].

Литература

1. Руководство по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения леса на территории ВУРС. Фед. служба лесного хоз., Москва, 1997 г.
2. Методические указания по оценке радиационной обстановки в лесном фонде на стационарных участках. Фед. служба лесного хоз. Москва.
3. Субботин Л.А., Файзрахманов Ф.Ф., Дьяков А.А. Радиационное обследование лесного фонда Снежинского лесхоза. Ч. I, II, III «РФЯЦ-ВНИИТФ», Снежинск, 1999-2001 гг.
4. Допустимые уровни содержания цезия-137 и стронция-90 в продукции лесного хозяйства. СП 2.6.1.759-99.
5. Продовольственное сырье и пищевые продукты. СанПиН 2.3.2.1078-01.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). СанПиН 2.6.1.2523-09.

ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ ЛЕВОБЕРЕЖЬЯ ЕНИСЕЯ ПОСЛЕ ВПАДЕНИЯ АНГАРЫ: СВЯЗЬ С МИНЕРАЛЬНЫМ СОСТАВОМ И УСЛОВИЯМИ ОБРАЗОВАНИЯ АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

*Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, М.Ю. Кропачева,
А.В. Чугуевский, П.А. Солотчин*

Институт геологии и минералогии им. В.С.Соболева СО РАН, г. Новосибирск

Аннотация

Радиоактивное загрязнение почв и наносов левобережья Енисея после слияния его с Ангарой обусловлено, в основном, ^{137}Cs при незначительном участии ^{152}Eu , ^{60}Co и изотопов Pu. Загрязнение ^{137}Cs аллювия в этой части Енисея носит резко выраженный мозаичный (пятнистый) характер. Особый интерес представляют мощные (более 2 м) наносы разнотернистого песка у п. Абалаково, высокая удельная активность которого по ^{137}Cs обусловлена присутствием слоистых силикатов во всех гранулометрических фракциях кварц-полевошпатного песка. Им обогащена самая крупная фракция $> 0,25$ мм и самая мелкая $< 0,02$ мм. Эти фракции содержат наиболее высокие концентрации ^{137}Cs , до 30000 Бк/кг, и являются его концентраторами, а носителями фракции: 0,25-0,16 мм и 0,16-0,02 мм. Плотность загрязнения песков составляет 60 Ки/км² ^{137}Cs и сопоставима с плотностью загрязнения аллювия о-ва Городского [3, 8].

Введение

Известно, что в ближней зоне влияния Красноярского горно-химического комбината (ГХК) шлейф радиоактивных вод распространяется вдоль правого берега р. Енисей, и только в районе о. Березовый (~ 15 км от места сброса ГХК) часть радиоактивных вод, протекающих по неширокой Балчуговской протоке, отделяющей

остров от правого берега, омывает его левобережную часть. Далее вниз по течению Енисея воды реки Кан (правого притока Енисея) частично «отжимают» загрязненную воду и находящуюся в ней взвесь от правого берега, что приводит к радиоактивному загрязнению аллювиальных образований обоих берегов реки, но на первых 160 км от ГХК преимущественно правого берега [1, 2, 9, 10]. После 160 км от сброса в большей степени загрязнен левый берег, особенно, после слияния с Ангарой. Воды Ангары (Ангара имеет в месте слияния сток в 1,4 раза больше, чем Енисей: 143 и 104 км³/год соответственно [6, 7]) значительно «отжимают» загрязненные воды к более пологому левому берегу, что приводит к увеличению количества радионуклидов, в основном ¹³⁷Cs, в его аллювии. Этому способствует и проявление косвенного действия глобальных сил Кориолиса [8]. Результаты аэрогаммаспектральных съемок, проведенных Северо-Енисейской экспедицией (1990 г.) и ГНПП «Аэрогеофизика» (1993) подтверждают большую загрязненность левобережья Енисея [1, 2] ниже его слияния с Ангарой.

Работы, проведенные за последние 20 лет, показали неравномерность поверхностного и вертикального (временного) распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных отложениях, отсутствие четкой связи количеств радионуклидов с гранулометрическим составом аллювиальных отложений и наличием в них гумуса [4, 5, 8, 9, 12]. В настоящей работе показывается, что интенсивность загрязнения аллювия связана не только с неравномерным привносом радионуклидов в пойму Енисея, но и с поступлением в него слоистых силикатов (различных слюд и смешаннослойных материалов). Действительно, судя по ландшафтно-геоморфологическим и гидрологическим наблюдениям, наиболее загрязнены почвы, сформированные при мощных летних паводках 1966, 1972, 1988 годов, а так же частых на среднем Енисее зимних заторно-зажорных наводнениях [12, 14, 15, 16]. Паводки и зимние наводнения не только вовлекали в дальний перенос ранее накопившиеся в аллювии радионуклиды, но и служили, по нашему мнению, причиной дополнительного сброса их с санитарно-защитной зоны ГХК. После впадения Ангары отмечено несколько точек с высоким содержанием долгоживущего ¹³⁷Cs [10, 14, 15]. Один из таких участков в устье о-ва Городского был обнаружен в 1994 г. и изучен В.А.Тимофеевым [3, 4], а позже исследован и нами [8]. Здесь в 1997 году на глубине 85-105 см залегал слой с содержаниями ¹³⁷Cs от 2997 до 19859 Бк/кг, который выходил на поверхность на берегу острова, обращенного к Енисею. Другим участком с высокой плотностью загрязнения (до 60 Ки/км²) по ¹³⁷Cs является намыв песков у п. Абалаково. Обращает на себя внимание, что почвы обоих участков левобережья с большой плотностью загрязнения аллювия Енисея приурочены к юго-западному направлению его течения перед резким изменением на северо-западное и в устье островов, где течение имеет небольшую скорость и завихрения, что способствует формированию мощных однородных осадков при паводках.

Методы пробоотбора, определения минерального и гранулометрического состава и γ -спектрометрического анализа аллювиальных почв и наносов.

Опробование почв и наносов производилось путем задавливания (забивания) стального кольца диаметром 82 мм и высотой 50 мм вдоль одной из стенок предварительно вырытого шурфа или приямка, которые использовались также для характеристики почвенных разрезов.

Определение фазового состава и полуколичественной оценки содержания фаз проводилось методом рентгено-структурного анализа на диффракторе ARL XTRA [18] и путем изучения проб под бинокуляром.

Гранулометрический состав определялся в суспензии на лазерном дифракционном анализаторе Analysette 22 MicroTec (FRITSCH), а так же путем выделения фракций для анализа с использованием сит и отмучивания [19, 20].

При определении γ -излучающих радионуклидов применялся γ -спектрометрический метод с различными ППД, методы подробно охарактеризованы в работе [8].

Результаты и обсуждение

В настоящей работе приведены результаты изучения аллювиальных почв и наносов, отобранных в разные годы у д. Смородинка, п. Абалаково, юго-восточной окраины г. Лесосибирска, на о-ве Городском (г. Енисейск: у переправы через Енисей в д. Епишино и в устье, рис. 1). Значительная часть левобережья Енисея от п. Абалаково до г. Енисейска урбанизирована. На этом участке берег, как правило, высокий и крутой, что исключало возможность накопления и, как следствие, опробования аллювиальных почв в естественном залегании между названными пунктами. Все изученные разрезы почв имели различную мощность, разное содержание органики, но все они были песчаными, сложенными кварцем, полевыми шпатами, слюдами и небольшим количеством темноцветных минералов.

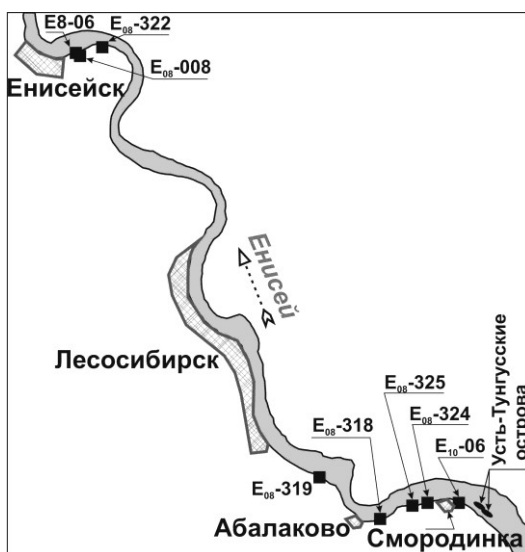


Рис. 1. Схема отбора аллювиальных почв и наносов левобережья Енисея

В таблице 1 приведено распределение радионуклидов в разрезах аллювиальных почв у д. Смородинка. Видно, что ^{137}Cs в заметных количествах обнаруживается только в верхних 20 см почв. Разрезы находятся друг от друга на незначительном расстоянии (не более 1,5 км), но содержания ^{137}Cs в них существенно различаются. Следы ^{60}Co обнаруживаются только в интервале 5-20 см разреза Е08-324. Следует отметить, что разрезы Е08-324 и Е08-325 расположены в затопляемой части поймы, а разрез Е10-06 – на первой береговой террасе. Значительная разница в содержании ^{137}Cs в почвах при схожем минеральном составе, судя по близким значениям удельных активностей ^{40}K и количеству гумуса, указывает на неравномерность поступления техногенных радионуклидов (растворенных и на взвесах), следствием чего является и неравномерность радиоактивного загрязнения этой части левобережья Енисея.

Это же подтверждают данные по содержанию ^{137}Cs в почвах левого берега верхнего Усть-Тунгусского острова [8, 10], отделённого от левого берега Енисея мелководной протокой. Здесь в одном из разрезов (Е330, [8]) ^{137}Cs обнаружен в количестве, соизмеримом с почвами у д. Смородинка (Е10-06). В другом разрезе (Е329) среднее содержание ^{137}Cs в интервале опробования 5-35 см составляет величину 2108 Бк/кг (табл. 2), а глубже (до 95 см) – десятки и единицы Бк/кг. Это свидетельствует не только о неравномерности пространственного радиоактивного загрязнения левобережья, но и показывает, что формирование последнего происходило в разные периоды времени. Подобная картина особенно характерна для аллювия ближней зоны влияния ГХК [8].

Таблица 1. Содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{40}K (Бк/кг) разрезах почв у д. Смородинка

Интервал	Е10-06 *)			Е08-324			Е08-325		
	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K	^{60}Co	^{137}Cs	^{40}K
0 – 5	- **)	432	474	-	48,4	306	-	4816	497
5 – 10	-	487	491	3,2	40,1	473	-	3202	480
10 – 15	-	490	489	2,5	50,7	483	-	2344	464
15 – 20	-	116	509	2,4	91,5	437	-	427	534
20 – 25	-	19,4	481	-	38,4	489	н.о.	н.о.	н.о.
25 – 30	-	2,6	492	-	-	563	н.о.	н.о.	н.о.
30 – 35	н.о.***)	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.
35 – 40	н.о.	н.о.	н.о.	-	-	510	н.о.	н.о.	н.о.
45 – 80	-	-	483	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.

*) в разрезе Е10-06 радионуклиды (^{137}Cs) определялись до глубины 80 см.

**) здесь и в других таблицах «-» - не обнаружено

***) здесь и в других таблицах «н.о.» - не определялось

Таблица 2. Содержания ^{137}Cs в почвах верхнего Усть-Тунгусского острова, разрез Е329 [5]

Интервал, см	0 – 5	5 – 10	10 – 15	15 – 20	20 – 25	25 – 30	30 – 35	35 – 40	40 – 45	45 – 50	50 – 55	55 – 95
^{137}Cs , Бк/кг	-	1941	1357	1727	2226	3062	2335	129	38	28	11	5,1 (13 – 2)

Разрез почв-наносов у п. Абалаково расположен на заливном лугу в 1 км выше устья р. Галкина и примерно в 600 м от левого берега Енисея в сторону о-ва Безымянного. Разрез изучен по зачистке крутого берега, обращенного к протоке между лугом и островом. Весь луг, особенно в понижениях, а так же по берегам протоки, завален множеством сосновых бревен. Древесные обломки встречаются и в стенке зачистки на глубине 40–50 см. На рисунке 2 представлена литологическая колонка зачистки песчаных почв, которые в низкую воду 2008 года были доступны для изучения до глубины 215 см. Здесь же представлены результаты анализа техногенных радионуклидов и ^{40}K в 31-ой пробе из 42-х отобранных на всю глубину разреза. Видно, что кроме ^{137}Cs в верхней части разреза (до глубины 70 см), присутствуют ^{152}Eu , ^{154}Eu и ^{60}Co , хотя в дерновом слое (0 – 5 см) изотопы Eu не обнаружены. Достаточно равномерное распределение их в этой части разреза указывает на устойчивое поступление радионуклидов за время формирования верхних 70 см разнотравного песка. Отсутствие или небольшое количество изотопов Eu и ^{60}Co в верхних 15 см разреза при одинаковом минеральном и гранулометрическом составе почв свидетельствует об уменьшении поступления со временем в осадки этих радионуклидов. Очень интересен характер распределения ^{137}Cs по разрезу. В верхних 75 см его содержание колеблется от 193 до 497 Бк/кг (среднее 366 Бк/кг), далее, до глубины 170 см наблюдается резкое двукратное повышение его содержания от 578 до 934 Бк/кг (среднее 802 Бк/кг), а в интервале 175-215 см его количество еще более возрастает и достигает величин 1003-1614 Бк/кг (среднее 1295 Бк/кг).

Полное отсутствие изотопов Eu и ^{60}Co в разрезе глубже 70 см говорит о непоступлении изотопов Eu и ^{60}Co во время формирования нижней (основной) части разреза, сложенного мелкозернистым песком с небольшим количеством тонких фракций. Это свидетельствует о смене условий осадконакопления после их образования. В верхней части разреза присутствует и гумус, который, как и глинистые минералы, способствует сорбции изотопов Eu и ^{60}Co .

Встает вопрос: где и когда гумус и глинистые минералы верхних частей разреза сорбировали указанные изотопы. Это же касается и ^{137}Cs в нижней части разреза. Если предположить, что сорбция происходит при первом контакте растворенных в воде

радионуклидов с гумусом и слоистыми силикатами, то надо признать, что перенос радионуклидов осуществляется только на взвеси, в том числе на взмученных донных отложениях. И действительно, наши наблюдения [8] и данные других исследователей [9, 11, 12, 22] показывают, что если доля ^{137}Cs , связанная со взвешенными в воде частицами, составляет 20 - 50%, то большинство других радионуклидов переносится преимущественно на взвезях. Исключение составляют ^{51}Cr и ^{24}Na , которые в воде Енисея присутствуют в жидкой фазе. В таблице 3 приведены данные Вакуловского и др. [9], полученные в октябре 2001 г., по содержанию ^{137}Cs , ^{152}Eu и ^{60}Co во взвеси и жидкой (упаренной) фазе сбросных вод ГХК.

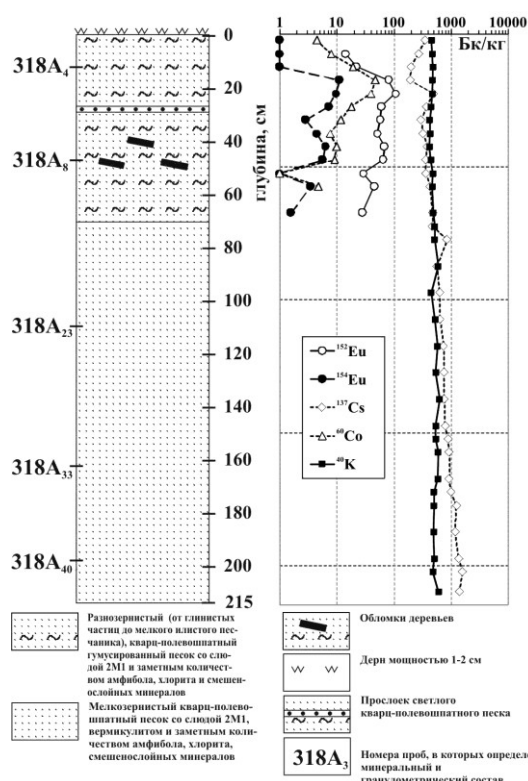


Рис. 2. Литологическая колонка аллювиальных почв-наносов (Е₀₈-318) у п. Абалаково и распределение в ней техногенных радионуклидов и ^{40}K

Из данных таблицы следует, что в самом начале пути миграции радионуклидов (на территории комбината) заметная доля интересующих нас изотопов связана со взвесью, тогда как в работе [12] указывается, что доля активности, переносимая взвесью для всех радионуклидов, кроме ^{137}Cs , не превышает 10-15%. Количество ^{137}Cs на взвешенных частицах составляет 20-50% от суммарного в воде.

Таблица 3. Распределение радионуклидов между твердой и жидкой фазой в воде сброса ГХК 5.10.2001 [9]

Радионуклид *)	Активность на взвеси, Бк/л	Активность в жидкой фазе, Бк/л	Активность валовая, Бк/л	Доля на взвеси	%**)
^{137}Cs	0,52	1,9	2,4	0,21	21,6
^{152}Eu	0,09	0,14	0,23	0,39	39,1
^{60}Co	0,57	0,44	1,0	0,57	57,6

*) В работе приведены результаты еще по 18 радионуклидам.

**) В работе [9] % нет).

Несоответствие этих данных возможно связано с разным составом сбросных вод [9] и Енисейской воды, взятой с поверхности [12], а так же со временем их отбора (до и после 1992 года – времени останковки 2-х их 3-х реакторов). Данные приводимые по измерениям 1979 года в районе с. Казачинского и п. Бор [11] показывают, что используемый коэффициент f (отношение активности взвеси к общей активности воды) не меняется для ^{137}Cs на протяжении 600 км и составляет 0,5, тогда как для ^{152}Eu он возрастает от 0,6 до 0,8, а для ^{60}Co падает от 0,93 до 0,6. Из этих данных следует, что и ^{152}Eu , и ^{60}Co мигрируют в воде Енисея в основном на взвеси, а ^{137}Cs поровну как на взвеси, так и в растворенном состоянии. Надо заметить, что данные 1975 г. по Казачинскому для f полностью совпадают с данными 1979 года для всех трех радионуклидов. Из приведенных сведений следует, что глинистые минералы и органика могут сорбировать растворенные в воде радионуклиды не только на месте сброса, но и на значительных расстояниях вниз по течению Енисея по мере поступления слоистых минералов и органики с водосборных площадей и особенно его правобережья. Правобережье характеризуется породами с развитыми на них древними корами выветривания и почвами с большим количеством глинистых минералов [24, 25, 26], поэтому слюды $2M_1$ и смешаннослойные минералы, поступающие в Енисей, кроме глобального ^{137}Cs , который они «получили» на водосборных площадях, могут извлекать его и из воды. Это утверждение кажется справедливым особенно в отдельные годы (высокие паводки), когда сброс радионуклидов мог быть высоким, судя по накопленным их количествам в высокой пойме [15, 16].

Остаются пока неясными причины локального обогащения радиоцезием схожих по гранулометрическому и минеральному составу аллювиальных образований (песков), а также обогащение самой крупной ($> 0,25$ мм) и самой мелкой ($< 0,02$ мм) фракций, как это наблюдается в разнотернистых песках п. Абалаково. Относительно указанных гранулометрических фракций можно предположить наличие в них значительного, по сравнению с другими фракциями, количества слюдистых слоистых алюмосиликатов - минералов-концентраторов радионуклидов. Локальность же загрязнения аллювиальных песков, когда соседние их участки сильно разнятся по содержанию радионуклидов, можно объяснить только гидрологическими факторами. Наличие тихого, с задерживаниями течения, наблюдающегося здесь, приводит к дополнительной сорбции растворенных в воде радионуклидов, в том числе и ^{137}Cs , слоистыми алюмосиликатами. Поэтому логично принять схему переноса значительного количества ^{137}Cs в растворенном виде, и участия последнего в формировании загрязнения нижних слоев разреза почв у п. Абалаково согласно вышеназванному процессу.

Полевые исследования позволили в монотонной толще мелкозернистых песков общей мощностью в 215 см выделить границу на глубине 70 см, разделяющую верхнюю, гумусированную (~3% гумуса) и нижнюю, лишенную гумуса, части разреза. Лабораторное изучение гранулометрического состава некоторых образцов подтверждает справедливость деления разреза на две части. В таблице 4 представлены данные о распределении частиц по 4 классам размерностей слагающих их зерен для пяти проб песка.

Выбранные для гранулометрического анализа пробы характеризуют весь разрез. Данные таблицы 4 показывают, что для верхней части (до 70 см) разреза (пробы $E_{08-318A_4}$ и $E_{08-318A_8}$) характерно доминирование зерен размером в < 100 μm (71 и 66,7% соответственно). Пески же нижней части (пробы $E_{08-318A_{23}}$, $E_{08-318A_{33}}$ и $E_{08-318A_{40}}$) сложены в основном зернами размером 100 – 300 μm (87,2, 85,4 и 83,6 % соответственно). Величина параметра $D_{90\%}$ говорит о том, что средний размер частиц нижней части разреза заметно выше, чем в верхней. Таким образом, в нижней части разреза мы имеем дело с более сортированным, в основном тонким песком, а в верхней - с менее сортированным, содержащим много илистых и глинистых частиц.

Таблица 4. Размер частиц D (μm) в разрезе E₀₈₋₃₁₈ почв-наносов (песков)
у п. Абалаково (%)

№№ проб	Интервал, см	0,5 – 10	10 – 50	50 – 100	Σ 0,5 – 100	Σ 100 – 300	D _{90%} ^{*)}
E _{08-318A₄}	20 – 25	13,2	35	23,6	71	27,8	170,5
E _{08-318A₈}	40 – 45	11,8	31	24,5	66,7	32,9	182,8
E _{08-318A₂₃}	115 – 120	3,7	2,7	4	9,3	87,2	262,0
E _{08-318A₃₃}	165 – 170	4,2	2,7	7,2	13,1	85,4	236,5
E _{08-318A₄₀}	200 – 205	4,8	3,2	7,2	14,1	83,6	242,9

^{*)} величина размера частиц, удовлетворяющая условию: 90% частиц в пробе имеют размер от 0,5 до D_{90%} микрон.

Все пробы, в которых определялся гранулометрический состав, были изучены рентгенографически. Кроме основных фаз (кварца и плазиоклаза) по всему разрезу обнаружены примеси: КППШ, амфибол, следы доломита, сидерита. Из глинистой составляющей (слоистые минералы) во всех пробах присутствуют при разных количественных соотношениях: слюда 2M₁, Mg-Fe хлорит, иногда вермикулит и смешанослойные минералы — иллит-сметтит, хлорит-сметтит со следами каолинита. При этом слюда 2M₁ и хлорит доминируют, поэтому охарактеризованное распределение радионуклидов в разрезе (присутствие ¹⁵²Eu, ¹⁵⁴Eu и ⁶⁰Co только в верхних 70 см разреза и ступенчатое увеличение вниз концентраций ¹³⁷Cs) показывает, казалось бы, на отсутствие связи содержаний ¹³⁷Cs с гранулометрическим и минеральным составом песков. Действительно, детальное изучение пробы, отобранной на глубине 105-200 см (E_{08-318A₃₉}), из которой путем мокрого просеивания и отмучивания были выделены 4-е гранулометрические фракции (без органики), свидетельствует, что наиболее обогащены ¹³⁷Cs самая крупная (> 0,25 мм, 30087 Бк/кг) и самая мелкая (< 0,02 мм, 22266 Бк/кг) фракции (таблица 5).

Анализ данных таблицы позволяет говорить о том, что основным носителем ¹³⁷Cs в песках являются фракции 0,25 – 0,16 мм и 0,16 – 0,02 мм из-за доминирующего веса в пробе, а фракции >0,25 мм и <0,02 мм - его концентраторами. Из фракции >0,25 мм под биноклем были отобраны вермикулит + мусковит с соотношением 4 к 1 и биотит. Их анализ показал, что основным концентратором ¹³⁷Cs во фракции >0,25 является вермикулит + мусковит. Биотит содержит его в 4 раза меньше (табл. 6).

Таблица 5. Распределение ¹³⁷Cs по гранулометрическим фракциям пробы E_{08-318 A₃₉}

Фракции	Вес, г	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг	% по весу	% по активности
> 0,25 мм	1,15	34,6	30087	0,32	6,54
> 0,25 мм, органика*	0,18	0,84	4667	0,05	0,16
0,25 – 0,16 мм	227,3	264,9	1165	62,3	50,05
0,16 – 0,02 мм	134,2	172,1	1282	36,78	32,52
< 0,02 мм	2,03	45,2	22266	0,56	8,54
Раствор**		1,23		< 0,01	0,23
Озоленный фильтр***		10,4		< 0,01	1,96
ВСЕГО	364,86	524,29	1450	100	100

* обломки гумусированной древесины

** отфильтрованная вода, полученная при мокром просеивании и отмучивании

*** вещество, оставшееся на фильтре

Причиной различия в степени концентрирования ¹³⁷Cs во фракциях является состав и количественные соотношения глинистых (слоистых) минералов. Так, во фракциях-концентраторах доминируют хлорит, вермикулит, сметтит и слюда с четко выраженными интенсивными рефлексамии. Во фракции 0,25 – 0,16 мм количество их значительно

меньше. Можно допустить, что количество глинистых минералов и их качественный состав являются, наряду с присутствием растворенного в воде ^{137}Cs , основными факторами концентрирования ^{137}Cs в песках. Известно [21], что слоистые силикаты, обладающие плотнейшей упаковкой атомов внутри пакетов и рыхлостью в укладке пакетов, нейтрализуя свои нескомпенсированные отрицательные заряды, способны поглощать–адсорбировать на своих поверхностях и межплоскостных пространствах катионы щелочных и щелочноземельных металлов, в том числе Cs. Являясь техногенным изотопом стабильного Cs, ^{137}Cs обладает большей энергией поглощения или обмена, чем Na и K, и меньшей энергией гидратации, что приводит к замещению в слоистых силикатах калия на Cs в межпакетных пространствах [21, 22]. Кроме того, часть ^{137}Cs может удерживаться на внешних оборванных торцах пакетов, несущих нескомпенсированные заряды, что особенно важно для тонких (<0,02 мм) глинистых фракций. Хотя полной аналогии в поведении радиоизотопов и их стабильных изотопов не существует [23].

Таблица 6. Содержание ^{137}Cs в слоистых силикатах пробы E08-318 A₃₉ (фракция >0,25 мм)

Минерал	Вес, г	Активность, Бк	Удельная активность, Бк/кг
Биотит	0,0058	0,11	19584
Вермикулит 80% + мусковит 20 %	0,0430	3,62	84200

Следующими изученными участками левобережья Енисея являются супесчаные почвы пойменной террасы юго-восточнее г. Лесосибирск. Почвы слагают участки поймы, поросшие тальником и травянистой растительностью, и имеют массивную текстуру и окраску от темно-серой до светло-желтой. Данные по распределению в ней радионуклидов приведены в таблице 7. Видно, что почвы в этом месте левобережья содержат ^{137}Cs и ^{60}Co в значительно меньших количествах, чем в районе п. Абалаково. Верхние 10 см почв здесь обогащены и ^{137}Cs , и ^{60}Co по сравнению с нижними слоями. Почвы характеризуются, в отличие от п. Абалаково, полным отсутствием изотопов Eu. Следует отметить, что содержание ^{137}Cs в этих почвах существенно превосходит глобальный фон, установленный выше сброса ГХК (у с. Шивера) [8].

Таблица 7. Содержания ^{137}Cs , ^{60}Co и $^{40}\text{K}^*$ в супесчаных почвах юго-восточнее г. Лесосибирска, Бк/кг.

Номер пробы	Интервал, см	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K
E08-319/1	0-5	94,5	8,9	414
E08-319/2	5-10	93,9	29,0	428
E08-319/3	10-15	57,5	11,4	547
E08-319/4	15-20	52,5	5,8	469
E08-319/5	20-25	54,8	8,7	517

*) Других γ -излучающих радионуклидов не обнаружено.

Далее вниз по течению Енисея доступным для опробования оказались лишь почвы на восточной окраине г. Енисейска у переправы в д. Епишино. Здесь серые песчанистые почвы содержат гумусированные слои и слои белого песка. Они образуют небольшие полянки среди кустарников. Почвы имеют самые низкие на левобережье Енисея содержания ^{137}Cs и ^{60}Co (табл. 8). Причем нижние 10 см разреза почв содержат больше ^{137}Cs и ^{60}Co , что прямо противоположно разрезу у г. Лесосибирск.

Таблица 8. Содержание ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{40}K в песчаных почвах юго-восточной окраины г. Енисейска у переправы в д. Епишино, Бк/кг

Номер пробы	Интервал, см	^{137}Cs	^{60}Co	^{40}K
E ₀₈ -322/1	0-5	33,4	6,5	507
E ₀₈ -322/2	5-10	18,6	1,8	485
E ₀₈ -322/3	10-15	26,8	4,1	506
E ₀₈ -322/4	15-20	40,3	4,9	508
E ₀₈ -322/5	20-25	41,3	7,0	511

Участком левобережья с аномально высоким содержанием ^{137}Cs является ухвостье о-ва Городского и его левобережье у г. Енисейск. Здесь большие содержания ^{137}Cs приурочены к активному слою 10–20 см мощности, залегающему на разной глубине в ухвостье и левобережье. При этом активный слой с глубины 85–105 см в центре ухвостья (т. E23) выходит у берега Енисея на поверхность (точки E24, E25) [8]. Монолит этого слоя, отобранный в шурфе с интервала 100 – 105 см, в лабораторных условиях был разделён на 11 слоев толщиной от 3–4 до 8 мм по их естественной границе, представленной тонкими (доли мм – 1 мм) прослойками тонкозернистого песка [8]. В каждом из этих слоев измерено содержание ^{137}Cs , ^{152}Eu и ^{60}Co . Результаты замеров в пересчёте на 2008 год приведены в таблице 9.

Таблица 9. Содержание радионуклидов в слоях «активного» горизонта на о. Городской, интервал 100 – 105 см [8].

№№ пробы	Удельная активность, Бк/кг*		
	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu
A21-1	37626	4,3	40,7
A21-2	36194	6,7	73,7
A21-3	13384	2,4	19,2
A21-4	13683	4,3	22,2
A21-5	15746	1,6	25,7
A21-6	9727	2,1	9
A21-7	8827	0,8	4,6
A21-8	4385	1,6	13,7
A21-8a	11437	0,5	22,2
A21-8б	11929	3,2	35,9
A21-8в	7872	2,1	16,2

* данные 1998 г. [8] пересчитаны на 2008 г.

Из таблицы видно, что в 5-сантиметровом интервале активного слоя наиболее обогащены ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{152}Eu верхние два слоя из 11. Они содержат в среднем 36910, 5,5 и 57,2 Бк/кг указанных изотопов соответственно. Активный слой залегают на зеленовато-сером мелкозернистом песке с низкими содержаниями техногенных радионуклидов (^{137}Cs - 105; ^{60}Co - 0 и ^{152}Eu - 5,1 Бк/кг). Сверху он перекрывается сложно построенной песчано-глинистой пачкой аллювия с обломками коры деревьев и бурыми минеральными прожилками в верхней 30-сантиметровой части. С поверхности до глубины 85 см наблюдается постепенное увеличение содержания ^{137}Cs с 79,7 до 659 Бк/кг.

^{60}Co и ^{152}Eu ведут себя аналогично ^{137}Cs , но только до глубины 35 см, а затем их количество падает до единиц Бк/кг и только в активном слое повышается до десятков Бк/кг. Активный слой содержит по данным термического анализа гидрослюда, хлорит и немного других глинистых минералов. Количество в нем органического вещества типа лигнина небольшой степени гумификации, судя по ТГ-кривой, составляет 7–8 %. Присутствие органики придает суглинистому материалу слоя темно-серый цвет, в отличие от разделяющего выделенные 11 слоев светлого кварц-полевошпатного песка.

Попытка повторного вскрытия активного слоя в точке, где он был обнаружен в 1997 году (т. E23, [8]) в 2006 году ни к чему не привела из-за большой глубины залегания и обводненности на глубине ~ 100 см, а разрезы аллювиальных почв, изученные в 2006 и 2008 годах в точках E08-06 и E₀₈-008, соответственно, расположены в устье острова в 10–15 метрах от бичевника основного русла Енисея, приблизительно в точках E24 и E25 [8]. Результаты определения техногенных радионуклидов в них приведены в таблице 10.

Таблица 10. Содержание радионуклидов в почвах устья о-ва Городского, Бк/кг

Интервал, см	E08-06*				E ₀₈ -008**	
	№№ пробы	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	№№ пробы	^{137}Cs
0 – 5	E08-06 A ₁	750	2,1	10,6	E ₀₈ -008Д	502
5 – 10	E08-06 A ₂	3521	4,7	23,5	E ₀₈ -008A ₁	1930
10 – 15	E08-06 A ₃	11141	-	-	E ₀₈ -008A ₂	6281
15 – 20	E08-06 A ₄	246,4	-	-	E ₀₈ -008A ₃	9529
20 – 25	E08-06 A ₅	207	-	-	E ₀₈ -008A ₄	11772
25 – 30	E08-06 A ₆	15,7	-	-	E ₀₈ -008A ₅	221
30 – 35	E08-06 A ₇	14,4	-	-		
35 – 40	E08-06 A ₈	33,8	-	-		
40 – 45	E08-06 A ₉	37	-	-		
45 – 50	E08-06 A ₁₀	15,6	-	-		

* результаты даны в пересчете на 2008 г.

** пробы отобраны и проанализированы в 2008 г.

Сравнение характера распределения ^{137}Cs в точках E08-06 и E₀₈-008 с данными 1997 года [8] показывает, что активный слой имеет разную мощность и залегает на разной глубине, покаясь на зеленовато-сером мелкозернистом песке с низким содержанием ^{137}Cs . Таким образом, можно говорить об увеличении глубины залегания активного слоя в центре устья за счет перекрытия наносами аллювиального песка.

Заключение

Слияние рек Енисея и Ангара, обладающей большим в 1,4 раза стоком в районе стрелки, приводит к отжатию радиоактивных вод Енисея к левому берегу. Вдоль левого берега в силу этого формируется течение с меньшей скоростью, чем у правого. Как следствие, здесь проявляется большее радиоактивное загрязнение и мощное накопление аллювия [3, 8]. Сильное загрязнение аллювия связано пространственно не только с местами медленного течения, но и его завихрениями, где наряду с песчанистыми частицами (кварц, плагиоклазы, КППШ и др. минералы) оседают, хотя и медленнее, чем в других местах слоистые алюмосиликатные минералы (различные слюды и смешаннослойные агрегаты). Медленное их осаждение обуславливает дополнительную сорбцию растворенного в воде ^{137}Cs , в том числе и слюдистыми частицами, которых больше всего во фракциях <0,02 и >0,25 мм. Этим и объясняется, по нашему мнению, мозаичность радиоактивного загрязнения при близком гранулометрическом и минеральном составе аллювия.

В самом деле мы наблюдаем песчанистые почвы (наносы) у п. Абалаково (Е₀₈-318) с содержанием ¹³⁷Cs в нижних горизонтах (на глубине более 2 м) до 1614 Бк/кг, что соответствует большой плотности загрязнения (около 60 Ки/км²), тогда как в нескольких километрах на восток (на западной окраине д. Смородинки) в точке Е₀₈-324 содержание ¹³⁷Cs в среднем составляет 54 Бк/кг (38,4 – 91,5 Бк/кг), а в 500 метрах на запад от точки Е₀₈-324, в точке Е₀₈-325 в верхних 15 сантиметрах почвы ¹³⁷Cs обнаруживается на уровне 3454 Бк/кг. Если учесть, что А.В. Тимофеев [3] в 1994 году выявил у д. Смородинка высокие удельные активности ¹³⁷Cs, то станет ясно, что наше утверждение о мозаичном пространственном и вертикальном загрязнении песчаных аллювиальных почв ¹³⁷Cs и другими радионуклидами связано не только с паводками, но и с гидрологическими факторами. Если в ближней зоне влияния ГХК вертикальные и пространственные неоднородности связаны, в основном, с нерегулярным поступлением в воду Енисея радионуклидов с комбината, то после слияние с Ангарой большее значение имеют скорость течения воды и завихрения в ее потоке.

Литература

1. Контарович Р.С. Федоткин А.Ф. Керцман В.М. Аэрогаммаспектрометрическая съемка долины реки Енисей // ГНПП «Аэрофизика» Мингео РФ: Отчет по теме «Атлас» росгидромета, 1993, 210 с.
2. Квасникова Е.В., Керцман В.М., Назаров И.М. и др. Исследование долины и водосбора р. Енисей аэро-гамма-спектральным методом. // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб. : Гидрометеиздат, 2000. с. 549-554.
3. Тимофеев В.А. Техногенное радиоактивное загрязнение аллювиальных отложений Енисея. // Сборник докладов II Международной радиозэкологической конференции. Красноярск, 1995. с. 165-171.
4. Тимофеев В.А. Проблемы радиоактивного загрязнения бассейна реки Енисей. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, 1996, с. 267-277.
5. Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitina A.I. et al. Radioactive contamination of the Yenisey River. // Journal of Environmental Radioactivity, 1995. vol. 29, p. 225-236.
6. Государственный водный кадастр. Т. 16. Ангара-Енисейский район. Вып.1. Енисей; вып.2. Ангара. Л.: Гидрометеиздат, 1978.
7. Енисей [Электронный ресурс] Википедия: [URL:http://ru.wikipedia.org/wiki/Енисей](http://ru.wikipedia.org/wiki/Енисей).
8. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей // Новосибирск: изд-во СО РАН. Филиал «Гео», 2004. – 286 с.
9. Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Бородин Т.С., Искра А.А. Техногенные радионуклиды в реке Енисей. // Труды международной конференции «радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». Санкт-Петербург, Гидрометеиздат, 2006, с. 294-299.
10. Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК. // Атом. Энергия, 1996. т.81. вып. 3, с. 226-232.
11. Тертышник Э.Г. Загрязнение радионуклидами р. Енисей в 1972 – 2001 г.г. // Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Обнинск, 2007, 23 с.
12. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината. // Атом. энергия, 1993. т. 74, вып.2, с. 144-150.
13. Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Струков В.Н., Новиков А.П., Горяченкова Т.А., Шишлов А.Е., Савицкий Ю.В. Трансурановые элементы в пойменных отложениях реки Енисей. // Радиохимия. Т. 42, №5, 2000 г.

14. Носов А.В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея. // Метеорология и гидрология, 1997. № 12, с. 84-91.
15. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. Москва, 2008, 40 с.
16. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н. и др. Литолого-геоморфологические особенности распределения техногенных радионуклидов в пойменных ландшафтах Енисея. // Геология и геофизика, 2004. т. 45, № 10, с 1220-1234.
17. Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.Н. и др. «Горячие» частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей. // Радиохимия, 2001. т.43, №8, с. 563-565
18. Рентгенография основных породообразующих минералов (слоистые и каркасные силикаты). Под ред. В.А. Франк – Каменецкого. Л: Недра, 1983, 359 с.
19. Solotchin P.A., Sklyarov E.V., Kolmogorov Y.P., Shaporenko A.D., X-ray fluorescent analysis of carbonate sediments from small lakes (Baikal region) for determination of paleoclimatic markers // Digest reports of the XVII International Synchrotron Radiation Conference SR-2008, Novosibirsk, 2008, p. 6-9.
20. Методы изучения осадочных пород. Госгеолтехиздат, Москва, 1957, том 1, 611 с.
21. Лебедев В.И. Основы энергетического анализа геохимических процессов. // Изд. Ленинградского Университета, 1957, 342 с. (стр. 311)
22. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А. Легин В.К., Раков Н.А., Жидков В.В., Савицкий Ю.В., Тишков В.П. Поспелов Ю.Н., Егоров Ю.М. К оценке вклада реки Енисей в общую радиоактивную загрязненность карского моря. //радиохимия, т.36, вып. 6, 1994 г.
23. Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И. Комплексные геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк». Методология, объекты и методы исследования // Радиохимия, 1998, т. 40, №5, с. 447-452.
24. Боголепов К.В. Мезозойские и третичные отложения восточной окраины Западно-Сибирской низменности и Енисейского кряжа. М. Госгеолтехиздат, 1961, 151 с.
25. Цыкин Р.А. Мезозойские и кайнозойские коры выветривания Красноярского края в кн. Коры выветривания и бокситы Сибири и Дальнего востока. Новосибирск, 1967. с 112-119.
26. Сухоруков Ф.В., Щербов Б.Л. Бор и бериллий в корях выветривания Красноярского края. В сборнике научных трудов ИГиГ СО РАН «Геохимия рудных элементов в процессах выветривания, осадконакопления и катагенеза». Новосибирск, 1979, с 57-92.

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ПЕРЕНОСА ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ТРОФИЧЕСКИХ СЕТЯХ Р. ЕНИСЕЙ

*Е.А. Трофимова, Т.А. Зотина, А.Я. Болсуновский
Институт биофизики СО РАН, г. Красноярск*

Река Енисей загрязнена техногенными радионуклидами в результате работы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома. Техногенные радионуклиды зарегистрированы во всех компонентах экосистемы, включая биоту (Bolsunovsky, Bondareva, 2007; Bolsunovsky, 2010; Зотина и др., 2010; 2012; Zotina et al., 2011). Между компонентами трофических сетей происходит постоянный перенос вещества а, следовательно, возможна миграция радионуклидов от одного трофического уровня к другому. В данной работе оценивались коэффициенты переноса радионуклидов между звеньями трофических цепей на основе удельных активностей радионуклидов в биомассе биоты, обитающей в зоне радиационного загрязнения реки р. Енисей.

Представителей трофических сетей р. Енисей отбирали на участке, расположенном на расстоянии 5-10 км от ГХК, в 2009 и 2010 гг. Из ихтиофауны Енисея для исследования использовали хищных рыб: щуку (*Esox lucius* L.) и налима (*Lota lota* L.), и рыб-бентофагов: ельца (*Leuciscus leuciscus baicalensis* Dyb.) и хариуса (*Thymallus arcticus* P.). Для одной пробы было использовано по 6-11 экз. ельцов и хариусов. Полная длина одной особи хариуса составляла 124 – 295 мм, ельца – 160 – 122 мм, щуки – 509 мм, налима – 350 мм. Сырая масса хариуса составляла 42 – 348 г, ельца – 46- 93 г, щуки – 1054 г, налима – 620 г. Возраст хариусов составлял 2+, ельцов – 3+, щуки и налима – 4+ г. Из представителей зообентоса использовали бокоплавов (*Philolimnogammarus viridis* Dyb. и *Ph.cyaneus* Dyb.). Из представителей макрофитов использовали водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw). Водный мох является средой обитания бокоплава, который может питаться эпифитными микроорганизмами, населяющими мох, а так же самим мхом (Kalacheva et al., 2011).

Рыб разделяли на органы и ткани (головы, жабры, кожу с чешуей, плавники со скелетом конечностей, мышцы, осевой скелет и мышечные кости, внутренние органы). Пробы готовили как описано нами ранее (Зотина и др., 2010, 2011). Активность радионуклидов в пробах измеряли на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США). Значения активности корректировали на дату отбора проб. Коэффициенты перехода (КП) радионуклидов из пищевых объектов в мышцы и тела рыб рассчитывали как отношение удельной активности радионуклида в сырой массе консумента (бокоплава или рыбы) к активности в сырой массе кормового объекта.

Во всех пробах биоты зарегистрирован природный радионуклид ^{40}K , который имел наибольшую удельную активность, по сравнению с техногенными гамма-излучающими радионуклидами. В биомассе водного мха перечень техногенных радионуклидов был самым большим. В частности отмечены относительно короткоживущие изотопы техногенного происхождения ^{24}Na , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{131}I , ^{239}Np , а также относительно долгоживущие изотопы ^{60}Co , ^{137}Cs и ^{152}Eu (Zotina et al., 2010). В пробах бокоплавов регистрировались радиоактивные изотопы кобальта, цинка и цезия. Наиболее значительная удельная активность принадлежала цинку. В телах исследованных видов рыб зарегистрированы такие техногенные радионуклиды как ^{65}Zn , ^{60}Co и ^{137}Cs . Изотопы ^{65}Zn и ^{137}Cs зарегистрированы не только в покровных тканях, но и в костях и мышцах рыб, что может свидетельствовать о трофическом пути поступления этих техногенных радионуклидов в организм рыб.

Измеренные нами удельные активности в пробах биоты были использованы для расчета КП радионуклидов между компонентами трех трофических уровней. Согласно принятой в гидробиологии терминологии, в случае, когда величина КП превышает единицу, можно говорить о накоплении радионуклида консументом, если величина КП меньше единицы, накопления радионуклида не происходит.

Наше исследование показало, что эффективность переноса радионуклидов между компонентами разных уровней трофической сети р. Енисей значительно отличается. Эффективный трофический перенос из водного мха в зообентос (тела бокоплава) возможен для ^{65}Zn (КП=2.6-10.8), в то время как величины КП ^{40}K , ^{60}Co и ^{137}Cs не превысили единицы (Рис. 1). Величины КП природных изотопов висмута и свинца превышали единицу в 1.3-2.3 раза и в 1.2-1.3 раза соответственно, что также свидетельствует о возможности накопления этих радионуклидов бокоплавами из биомассы мха.

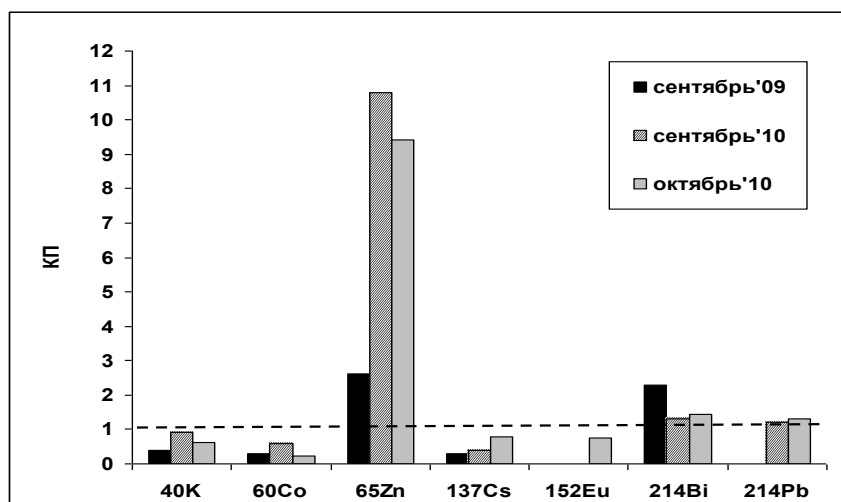


Рис. 1. Коэффициенты перехода радионуклидов в биомассу бокоплавов из водного мха, рассчитанные для проб, отобранных в сентябре и октябре 2009 и 2010 гг.

Эффективность перехода радионуклидов из биомассы бокоплавов в тела и мышцы рыб-бентофагов была рассчитана для проб, отобранных в осенний период, когда бокоплав доминирует в спектре питания хариуса (Зуев и др., 2011). Между этими трофическими уровнями возможен эффективный перенос только природного изотопа ^{40}K (КП=1.6-3) (Рис. 2), что согласуется с данными, полученными для стабильного калия (Анищенко и др., 2009). Изотопы цинка и цезия в этой трофической паре не накапливаются. Величины КП техногенных радионуклидов из биомассы бокоплавов в тела и мышцы хариусов и ельцов были меньше единицы, находясь в диапазоне 0.2 – 0.6 для ^{65}Zn и 0.2 – 0.4 для ^{137}Cs . Следовательно, между трофическими уровнями зообентос – рыбы-бентофаги не происходит эффективного переноса техногенных радиоизотопов цинка и цезия.

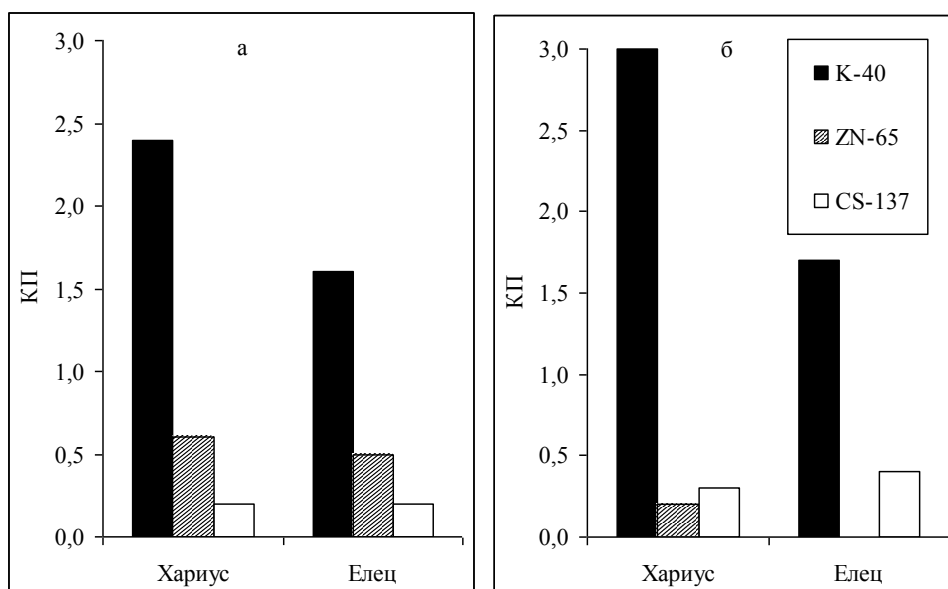


Рис.2. Коэффициенты переноса радионуклидов из зообентоса в тела (а) и мышцы (б) ельца и хариуса

Для оценки эффективности переноса радионуклидов к рыбам-ихтиофагам были рассчитаны КП в трофических парах тело хариуса или ельца – мышцы щуки или налима (рис. 3). Выявились значительные видовые отличия в накоплении радионуклидов рыбами-ихтиофагами из рыб-бентофагов. Величины КП ^{40}K в этих трофических парах

варьировали от 0.8 до 1.3. Величина КП ^{60}Co из тел ельца в мышцы налима составила 1.6, следовательно, этот радионуклид может накапливаться в мышцах налима из тел ельца. Величины КП ^{137}Cs из рыб-бентофагов в мышцы налима были близки к единице (0.8 и 1.1), а в мышцы щуки составили 2.1 и 2.9 (рис. 3). На основе полученных результатов можно говорить о возможном накоплении ^{137}Cs из биомассы рыб-бентофагов (ельца и хариуса) рыбами-ихтиофагами (налимом и щукой) р. Енисей, что согласуется с данными других авторов (Рябов, 2004; Зарубин и др., 2009), полученными для водоемов зоны отчуждения ЧАЭС.

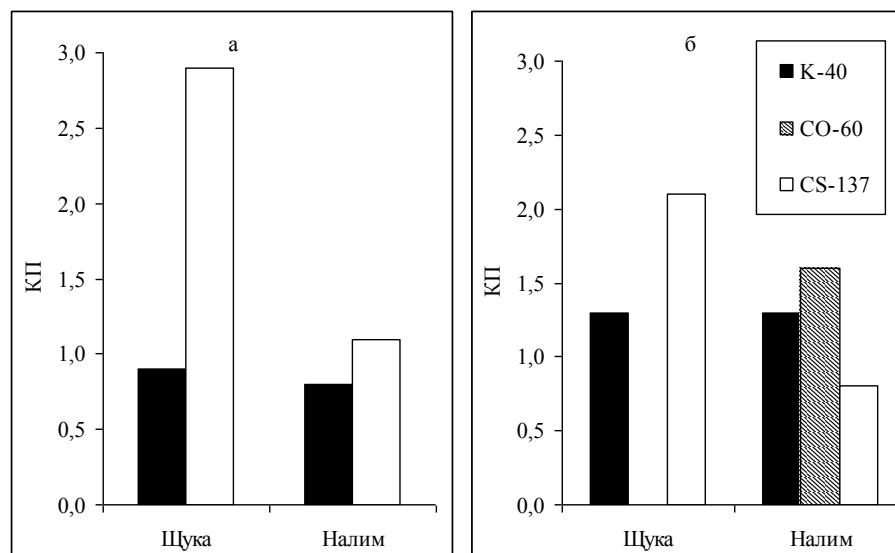


Рис.3. Коэффициенты переноса радионуклидов из тел рыб-бентофагов хариуса (а) и ельца (б) в мышцы рыб-ихтиофагов налима и щуки

Таким образом, наши оценки показали, что техногенные радиоизотопы цезия и кобальта, могут накапливаться в мышцах хищных рыб р. Енисей щуки и налима из пищи. Как известно, цезий-137 и кобальт-60 регистрируются в верхних слоях донных отложений р. Енисей (Bolsunovsky, 2010). Можно предположить, что донные отложения могут оставаться источником этих радионуклидов для рыб р. Енисей и после прекращения работы реакторного производства на ГХК.

Литература

1. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С., Сушик Н.Н., Грибовская И.В. Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярск. Водные ресурсы. 2009. 36 (5): 623 – 632.
2. Зарубин О.Л., Малюк И.А., Костюк В.А. Особенности содержания ^{137}Cs у различных видов рыб Каневского водохранилища на современном этапе. Гидробиол. журнал. 2009. 45 (5): 110 – 116.
3. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Каглян А.Е., Болсуновский А.Я, Гудков Д.И. Распределение техногенных радионуклидов из р. Енисей (Россия) и водоёмов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (Украина). Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2010. 1 (12): 91 – 94.
4. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в хариусе сибирском на радиационно-загрязненном участке среднего течения р. Енисей. Радиационная биология. Радиозэкология. 2012. (принята к печати)
5. Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П., Резник К.А., Трофимова Е.А., Шадрин Е.Н., Зотина Т.А. Питание хариуса *Tymallus sp.* в среднем течении р. Енисей. J. Sib. Fed. Uni. Biol. 2011. 4 (3): 281 - 292.

6. Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на чернобыльской АЭС. М: товарищество научных изданий КМК, 2004, 215 с.
7. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River. Chemistry and Ecology. 2010. 26 (10): 401-409.
8. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. J. Alloy. Compd. 2007. 444 – 445: 495 – 499.
9. Kalacheva G.S., Gladyshev M.I., Suschik N.N., Makhutova O.N. Water moss as a food item of the zoobenthos in the Yenisei River. Cent. Eur. J. Biol. 2011. 6 (2): 236 – 245.
10. Zotina T.A., Trofimova E.A., Bolsunovsky A.Ya. 2011. Artificial radionuclides in fish fauna of the Yenisei River in the vicinity of the Mining-and-Chemical Combine (Siberia, Russia). Radioprotection 46(6): S75-S78.

МОДЕЛЬ МИГРАЦИИ ^{137}CS В АГРАРНОМ ЛАНДШАФТЕ, РАСПОЛОЖЕННОМ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ГХК

А.С. Федотова,

Красноярский государственный аграрный университет, г. Красноярск

Проблема изучения миграции радионуклидов и контроля радиоактивного загрязнения биосферы привлекает внимание не только радиоэкологов, но и органов государственной власти и широких кругов населения. Особую актуальность проблемы радиоэкологии приобрели после крупных радиационных аварий с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду (авария на Южном Урале в 1957 г. и аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.), а так же в результате проведения массовых испытаний ядерного оружия (1949-1965 гг.) на Семипалатинском полигоне. В результате атмосфера, гидросфера и литосфера насытилась долгоживущими техногенными радионуклидами. Техногенные радионуклиды, мигрируя по цепочке: почва – растения – сельскохозяйственные животные – продукция животноводства, депонируются в органах и тканях животных, подвергают хроническому облучению косный мозг, органы воспроизводства, а также вызывают развитие иммунодепрессивных состояний. Это приводит не только к снижению продуктивности животных, но и вызывает опасения радиационной безопасности продукции животноводства.

Территории, где произошли крупные аварии на предприятиях ядерно-промышленного комплекса или были проведены испытания ядерного оружия, детально изучены специалистами различных отраслей наук. В результате установлены закономерности миграции техногенных радионуклидов по трофическим цепям с учетом территориальных особенностей [1-8].

На данный момент особый интерес представляют ситуации рассмотрения миграции радионуклидов в «горячих» радиоэкологических районах или в агроэкосистемах, находящихся в непосредственной близости к площадкам АЭС и другим предприятиям ядерно-топливного цикла.

На территории Российской Федерации есть ряд регионов с радиационной обстановкой, вызывающей беспокойство у населения и лиц, принимающих решения. Причиной этого является многолетняя деятельность предприятий военно-промышленного комплекса. С учётом этого, на территории субъектов РФ осуществляются планомерные исследования радиационной обстановки. Объектом исследования при этом является человек и окружающая его среда. При радиационном мониторинге сельскохозяйственного производства оцениваются удельные активности природных и техногенных радионуклидов лишь в продукции животноводства и растениеводства.

К числу таких территорий относятся и центральные районы Красноярского края, где около полувека функционируют предприятия бывшего военного ядерно-

промышленного комплекса страны. Одно из них – ФГУП «Горно-химический комбинат» (ФГУП «ГХК»), относящийся к числу предприятий первой категории потенциальной радиационной опасности, для него установлена зона наблюдения протяжённостью 1 000 км. Кроме того, в центральных районах края выявлены многочисленные радиоактивные аномалии природного происхождения. Как следует из «Геологического атласа России», центральные районы Красноярского края относятся к «опасным площадям». В тоже время, именно эти районы края относятся к числу ведущих аграрных регионов страны.

Систематическое изучение и независимый контроль радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК начались с конца 80-х годов. К середине 90-х годов в пойме Енисея в пределах зоны наблюдения, было выявлено более 150 участков с аномально высоким уровнем радиоактивного загрязнения. Основными нуклидами, определяющими радиационную опасность почво-грунтов, являются кобальт-60, стронций-90, цезий-137, европий-152 и -154 и плутоний-239,240 [9].

Известно, что радиационная обстановка в крае в целом изучена достаточно хорошо, однако целенаправленное изучение влияния радиоактивных выбросов и сбросов ФГУП «ГХК» на загрязнение компонентов аграрных ландшафтов и показатели радиационной безопасной продукции животноводства в Красноярском крае ранее не производилось.

Целью данной работы является установить уровни радиоактивного загрязнения основных компонентов аграрного ландшафта и продукции животноводства, изучить зависимость между удельной активностью радионуклидов в этих объектах, построить прогностические модели и модели миграции радиоактивных нуклидов по трофической цепи.

Объектом исследования выбран аграрный ландшафт с. Большой Балчуг, который располагается в лесостепной зоне края и административно относится к Сухобузимскому району. Аграрный ландшафт с. Большой Балчуг расположен в зоне наблюдения Горно-химического комбината. В его сторону ориентировано основное, северо-восточное, направление ветров, переносающих газо-аэрозольные выбросы ФГУП ГХК, а сбросы ФГУП ГХК в воду р. Енисей здесь впервые омывают берег населённого пункта.

В ходе работы были детально изучены радиозоологические характеристики основных компонентов аграрного ландшафта: почвы, воды, растений, кормов, продукции животноводства (молоко, мясо, костная ткань). Работа проводилась в условиях мелких ферменных биогеоценозов (частных подворий), агроценозов, принадлежащих аграрному ландшафту с. Б. Балчуг. Исследования проводились в 2003...2007 гг. Радиозоологическое обследование проводилось согласно регламентирующих документов [10, 11].

В настоящее время миграция ^{137}Cs по трофической цепи: почва – грубые корма – продукция животноводства в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг находится в равновесном состоянии. Данные, полученные в период исследований с 2003 по 2006 гг., принадлежат одному интервалу значений (таблица 1), из чего следует, что газо-аэрозольные выбросы ГХК в этот период продолжались с постоянной интенсивностью.

Построение модели миграции ^{137}Cs в изучаемом аграрном ландшафте необходимо для прогнозирования удельной активности этого радионуклида в животноводческой продукции с учётом уровня техногенного радиоактивного загрязнения местности, её изменения в случае увеличения радиоактивности газо-аэрозольных выбросов ГХК, а также для установления возможности выбора участков заготовки грубых кормов, скармливание которых способствует получению радиационно-чистой мясомолочной продукции.

При изучении миграции ^{137}Cs использовались коэффициенты накопления (K_n), перехода (K_p), кратности накопления (F), а также статистические методы, предназначенные для оценки коэффициентов корреляции и построения линейных регрессионных моделей.

Таблица 1. Загрязнение ^{137}Cs чернозема обыкновенного сенокосно-пастбищных биогеоценозов расположенных около с. Б. Балчуг

Год	Количество проб	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг	
		диапазон изменчивости	среднее значение
2003	10	12,2...141	$72,1 \pm 13,5$
2004	12	10,1...101	$63,5 \pm 6,8$
2005	12	14...350 ⁴	$50,4 \pm 11,3$
2006	17	22...125	$57,8 \pm 7,3$

Интенсивность поступления радионуклидов в сено разнотравное оценивалась с использованием коэффициента накопления K_n (концентрационного отношения). Транспорт ^{137}Cs в мышечную ткань крупного рогатого скота рассчитывался с использованием показателя кратности накоплений F . Этот показатель определяет соотношение концентрации радионуклида в ткани к новому поступлению в условиях длительного введения. Коэффициент перехода радионуклида в продукцию животноводства рассчитывался по формуле:

$$K_n = \frac{R_{\text{прод}}}{R_{\text{почвы}}}, \quad (1)$$

где $R_{\text{прод}}$ – удельная активность радионуклида в продукции животноводства (Бк/кг), $R_{\text{почв}}$ – удельная активность радионуклида в почве (Бк/кг).

Коэффициент корреляции (r) между удельной активностью радионуклида в звеньях цепи миграции, величина достоверности аппроксимации (R) и уравнение регрессии для каждого звена миграции рассчитывались с использованием методов статистической обработки данных на основе математического пакета, входящего в состав программы Excel.

Расчеты выполнены в период стойлового содержания, результаты приведены в таблице 2.

Таблица 2. Показатели миграции техногенных радионуклидов в аграрном ландшафте с. Балчуг

Радио-нуклид	Звено миграции	Показатель	Среднее значение	Коэффициент линейной корреляции
^{137}Cs	Почва – сено разнотравное	K_n	0,1	0,30
	Сено разнотравное – молоко коровье	K_p	0,003	0,56
		F	0,3	
	Сено разнотравное – мышечная ткань	K_p	0,006	0,70
		F	0,5	

Значения коэффициента накопления ^{137}Cs многолетними растениями и коэффициента перехода ^{137}Cs в продукцию животноводства в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг находятся в диапазоне, совпадающем с данными, приводимыми в научных публикациях, но впервые они получили конкретные численные значения, характерные для изучаемого аграрного ландшафта, таблица 2. В дальнейшем они могут использоваться для оценки перехода ^{137}Cs между звеньями миграции в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг, в том числе в случаях изменения радиоэкологической ситуации, связанной с продолжающейся

⁴ Значение 350 Бк/кг в расчеты не включалось по причине единичного

деятельностью ГХК.

Модель миграции ^{137}Cs , построенная на основании полученных данных, представленных в таблице 2, проиллюстрирована на рисунке 1.

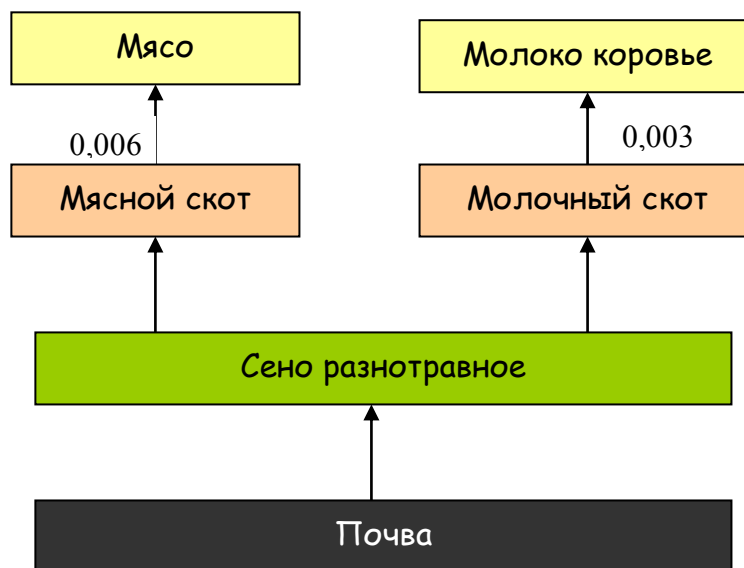


Рис. 1. Модель миграции ^{137}Cs в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг

Агрохимические показатели почв, видовой состав и биологические особенности растительного покрова сенокосно-пастбищных биогеоценозов, природно-климатические условия (продолжительность вегетационного периода, тепло- и влагообеспеченность и т.п.) аграрного ландшафта с. Б. Балчуг привели к доступности лишь 10 % почвенного ^{137}Cs .

Крупный рогатый скот как звено трофической цепи в условиях изученного аграрного ландшафта (см. рисунок 1) является значительной преградой на пути миграции ^{137}Cs в молочную продукцию. Это звено тормозит до 97% ^{137}Cs , поступившего с рационом в организм животного, при его миграции в молоко и 94% ^{137}Cs – при миграции в мышечную ткань.

В результате биометрической обработки данных с использованием статистического пакета программы Excel установлена тесная линейная корреляционная связь ($r = 0,98$) между удельной активностью ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота и черноземе обыкновенном. Умеренная линейная корреляционная связь ($r = 0,56$) установлена между удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном и молоке коровьем; удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном и мышечной ткани крупного рогатого скота ($r = 0,70$); удельной активностью ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и молоке коровьем с коэффициентом линейной корреляции ($r = 0,62$). Между показателями удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и сене разнотравном установлена слабая линейная корреляционная связь ($r = 0,30$).

Однако полученные значения коэффициентов корреляции могут рассматриваться только как оценочные, так как вычисление их выполнено с учётом справедливости предположения о соответствии распределения эмпирических данных нормальному закону. Из-за ограниченного объёма выборок выполнить строгую проверку этого априорного предположения не представляется возможным. Поэтому, в дальнейшем оценки степени взаимозависимости удельной активности ^{137}Cs в изучаемых объектах выполнены с использованием коэффициента ранговой корреляции Спирмена, свободного от вышеуказанного ограничения. Его расчет основан на замене эмпирических значений их рангами, располагаемыми в порядке возрастания.

Исходные данные, необходимые для расчета рангового коэффициента корреляции Спирмена между значениями удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном и черноземе

обыкновенном Балчугской агроэкосистемы, приведены в таблице 3.

Таблица 3. Исходные данные для вычисления коэффициента ранговой корреляции между удельной активностью почвы и сена разнотравного

№ п/п.	Чернозем обыкновенный		Сено разнотравное		d_i	d_i^2
	удельная активность, Бк/кг	ранг	удельная активность, Бк/кг	ранг		
1	50,0	4	2,3	7	-3	9
2	37,3	2	2,0	6	-4	16
3	35,6	1	1,1	4	-3	9
4	78,7	9	3,0	9	0	0
5	73,4	8	2,8	8	0	0
6	41,6	3	0,71	2	1	1
7	87,0	11	3,0	10	1	1
8	84,0	10	3,0	11	-1	1
9	60,1	6	0,80	3	3	9
10	57,7	5	0,60	1	4	16
11	70,4	7	1,5	5	2	4
						$\sum d_i^2 = 66$

Рассчитанное значение рангового коэффициента корреляции равно 0,70. Величина обратной функции нормального распределения для доверительной вероятности 0,95 равна 1,64, а критическая величина рангового коэффициента корреляции для 11 значений при этой доверительной вероятности составляет 0,51. Таким образом, эмпирическое значение рангового коэффициента корреляции превышает критическую величину, что свидетельствует о статистически значимой корреляционной связи между значениями удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и сене разнотравном.

Наряду с выявлением корреляционной зависимости между удельной активностью ^{137}Cs в отдельных звеньях цепи миграции, практически важным является установление количественной связи между ними в любой период мониторинговых исследований. С этой целью был проведен регрессионный анализ с использованием программы Excel.

Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном от удельной активности этого радионуклида в черноземе обыкновенном на сенокосных биогеоценозах аграрного ландшафта с. Б. Балчуг показана на рисунке 2.

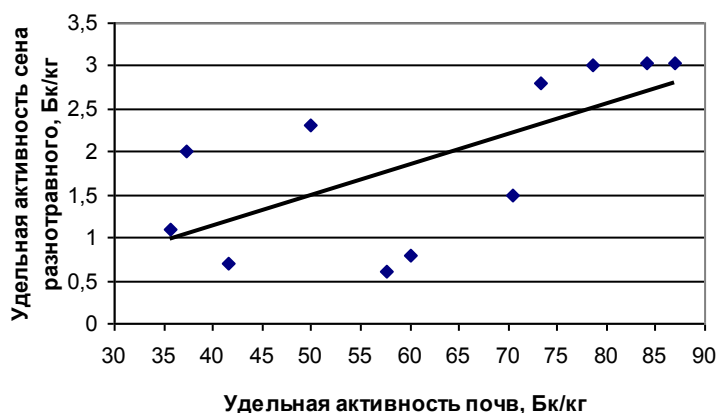


Рис.2. Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в сене разнотравном и черноземе обыкновенном сенокосных биогеоценозов аграрного ландшафта с. Б. Балчуг

Следовательно, правомочно использование полученного нами уравнения линейной регрессии (6), позволяющего рассчитать удельную активность ^{137}Cs в растениеводческой продукции, выращиваемой в аграрном ландшафте с. Б. Балчуг, при известной концентрации ^{137}Cs в черноземах обыкновенных:

$$y = 0,0357x - 0,2982 \quad (2)$$

Для трофической цепочки аграрного ландшафта с. Б. Балчуг установлена линейная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs в сене разнотравном (y) и мышечной ткани (x) с коэффициентом аппроксимации R^2 равном 0,5:

$$y = 0,018x + 0,34 \quad (3)$$

Такая зависимость является ожидаемой, так как очевидно, что удельная активность ^{137}Cs в продукции животноводства должна находиться в прямой зависимости от радиоактивности кормов, составляющих рацион сельскохозяйственных животных.

Практическая значимость этого уравнения заключается в том, что с его использованием можно достаточно точно определить ожидаемую удельную активность ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота.

В аграрном ландшафте с. Б. Балчуг зависимость удельной активности ^{137}Cs (y) в молоке коровьем от его удельной активности в сене разнотравном (x), заготавливаемом на сенокосных угодьях, носит линейный характер. Эта зависимость описывается уравнением следующего вида:

$$y = 0,0104x + 0,1461. \quad (4)$$

Установленная линейная зависимость свидетельствует о том, что даже незначительное повышение радиоактивности рациона, обусловленное присутствием ^{137}Cs , приводит к эквивалентному увеличению удельной активности этого радионуклида в молоке коровьем. Соответственно, удельная активность молока, в отличие от мышечной ткани, является объективным показателем загрязненности техногенными радионуклидами рациона.

Известно, что мышечная ткань является критической органом для ^{137}Cs . Поэтому, мясо крупного рогатого скота, наряду с молоком, относится к числу основных дозообразующих продуктов. С учётом этого, целесообразно изучить вопрос о наличии зависимости удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани скота от радиоактивности почвы на сенокосных угодьях, тем более что данные, показанные на рисунке 3, наглядно свидетельствуют в пользу её существования.

Результаты определения удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани и почве, необходимые для расчета коэффициента ранговой корреляции Спирмена, приведены в таблице 4.

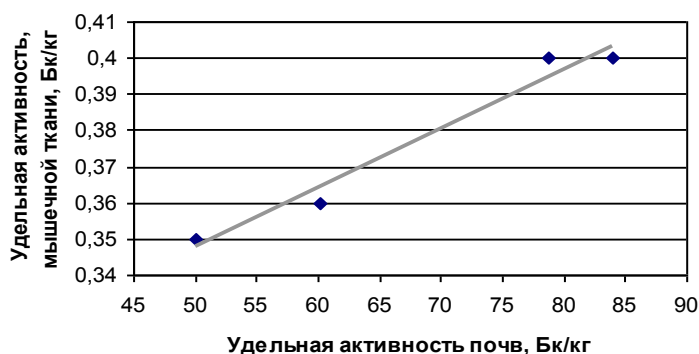


Рис. 3. Линейная зависимость удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота от концентрации ^{137}Cs в черноземе обыкновенном

Таблица 4. Исходные данные для вычисления рангового коэффициента корреляции между удельной активностью ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота и черноземе обыкновенном

№ п./п.	Чернозем обыкновенный		Мышечная ткань		d_i	d_i^2
	удельная активность, Бк/кг	ранг	удельная активность, Бк/кг	ранг		
1	50	1	0,35	1	0	0
2	84	4	0,40	3	1	1
3	60,12	2	0,36	2	0	0
4	78,7	3	0,40	3	0	0
$\sum d_i^2 = 1$						

Рассчитанное значение оказалось равным 0,9. Это свидетельствует о тесной взаимосвязанности удельной активности ^{137}Cs в черноземе обыкновенном и в мышечной ткани крупного рогатого скота и позволяет описать зависимость между этими показателями следующей линейной моделью:

$$y = 0,002x + 0,27 \quad (5)$$

Полученное уравнение линейной регрессии может использоваться для расчета удельной активности ^{137}Cs в мышечной ткани крупного рогатого скота Балчугской агроэкосистемы при известной концентрации ^{137}Cs в черноземах обыкновенных.

Таким образом, использование методов статистического анализа позволило надёжно выявить существование зависимости удельной активности ^{137}Cs в продукции растениеводства и животноводства от уровня техногенного радиоактивного загрязнения почв сенокосных биогеоценозов и описать эти зависимости эмпирическими уравнениями линейной регрессии. Установлено, что удельная активность ^{137}Cs в почвах сенокосных биогеоценозов аграрного ландшафта с. Б. Балчуг может служить объективным показателем содержания ^{137}Cs в продукции животноводства и растениеводства. Этот вывод имеет практическую ценность, так как позволяет прогнозировать степень радиационной опасности мясомолочной продукции на основании многочисленных сведений об уровне техногенного радиоактивного загрязнения почв в зоне наблюдения ГХК. Кроме того, становится возможным производство радиационно-чистой продукции животноводства путём выбора земельных участков для заготовки сена с минимальным уровнем загрязнения техногенными радионуклидами.

Литература

1. Моделирование перехода радиоцезия из почвы в растения / А. А. Булгаков, О. В. Шкута // Радиоэкология. – 2004. – Т44. – №3. – С 351-360.
2. Миграция как один из показателей буферности ландшафта к загрязнению радиоцезием / А. С. Фрид // Радиоэкология. – 2005. – Т45. – №3. – С 236-240.
3. Моделирование миграции ^{137}Cs в агроэкосистемах в условиях проведения защитных и реабилитационных мероприятий / О. А. Шубина, С. Ф. Фесенко // Радиоэкология. – 2004. – Т44. – №5. – С 591-602.
4. Зависимость накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травяных кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв / И. М. Богдаевич, А. Г. Подоляк, Т. В. Арастович, В. П. Жданович // Радиоэкология. – 2005. – Т45. – №2. – С 241-247.
5. Прогнозирование накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травостоях основных типов лугов Белорусского полесья по агрохимическим свойствам почв / А. Г. Подоляк, С. Ф.

Тимофеев, Н. В. Грубеншикова, Т. В. Арастович, В. П. Жданович // Радиозология. – 2005. – Т45. – №1. – С 100-111.

6. Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в молоке в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С. В. Фесенко, А. Ю. Пахомов, А. Д. Пастернак, В. А. Горяинов, Г. А. Фесенко, А. В. Панов // Радиозология. – 2004. – Т44. – №3. – С 336-345.

7. Исследования закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского Полесья после аварии на ЧАЭС / Н.В. Гребеньщикова, С.К. Фирсакова, А.А. Новак, С.В. Тимофеев, Г.И. Полекшанова, Н.И. Самусева, И.А. Леваков // Агрохимия. – 1992г. - №1. – С 91.

8. Метаболизм радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных / А.Н. Сироткин; под ред. Р.М. Алексахина // Сельскохозяйственная радиозология. – 1991г. С 92-105.

9. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей/Сухоруков Ф.В., Дегеменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др.: Науч. редактором: акад. В.Ф. Шабанов, чл.-кор. РАН А.Г. Дегерменжи. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286с.

10. МУ 13.5.13-00. Организация государственного радиозологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно-опасных объектов. – М.: ВНИИСХРАЭ, 2000. – 28с.

11. МУ. Отбор проб объектов ветеринарного надзора для проведения радиологических исследований. М., 1997г.

ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

Т. Ш. Фузелла

Институт мониторинга климатических и экологических систем СО РАН

Принятая Высшим экономическим советом при Губернаторе Томской области в июле 2005 года стратегия развития Томской области до 2020 г., обозначила минимум 2 приоритета, которые посвящены повышению качества окружающей среды: необходимость организации рационального использования природного капитала и обеспечение благоприятных условий жизни, работы, отдыха и воспитания детей. Насколько это выполняется, мы убедились, когда в 2008 году началась массированная пропаганда по поводу строительства новых блоков Северской АЭС, сооружение которых, благодаря экономическому кризису отложили, хотя в 2010 г. вновь производились обследования радиационного фона местности в районе предполагаемого строительства Северской АЭС вблизи с. Самусь, с. Кижирова и д. Орловка Томского района. Несмотря на то, что в 2008 г. был закрыт последний блок, многолетняя техногенная нагрузка Сибирского химического комбината (СХК) на окружающую среду, безусловно, привела к изменению естественной геохимической обстановки, что нарушило среду обитания человека. На сегодняшний день основу производств СХК составляет завод разделения изотопов, сублиматный завод и вспомогательные производства (ещё в 90-е годы на СХК были созданы опытно-промышленное производство (ОПП) фторидов железа и редкоземельных металлов, ОПП магнитов и магнитных сплавов, ОПП ультрадисперсных порошков металлов и их оксидов, производство стабильных изотопов).

Основным источником радиоактивного загрязнения окружающей среды Томского района является СХК, в 30-километровой зоне которого расположено более 80 населённых пунктов с населением около 700 тыс. чел. Загрязнение обусловлено плановыми (штатными) и аварийными газоаэрозольными выбросами и сбросами сточных вод, а также захоронениями жидких и твёрдых радиоактивных отходов (ЖРО и ТРО). За шестидесятилетний период деятельности СХК произошло более 30 аварийных

инцидентов, причём пять из них квалифицируются как серьёзные происшествия. СХК вносил определяющий вклад в выбросы в атмосферу инертных радиоактивных газов (аргон-41, криптон-85, ксенон-133 и др.), количество которых, по данным Ежегодника Росгидромета (2004), составляло до 76% от суммарного выброса всеми десятью атомными станциями России. В результате происшествия в 1993 г., который классифицирован 3 уровнем по международной шкале событий на объектах атомной энергетики INES, образовалась зона радиоактивного загрязнения местности, вытянутая в северо-восточном направлении на 25 км, площадью около 100 км². По данным Росгидромета, суммарное количество радиоактивных веществ, выброшенных из аварийного аппарата СХК на эту территорию, составило от 530 до 590 Кюри. В отдельных точках мощность дозы γ -излучения достигала 400 мкР/час (как известно, естественный фон радиоактивного излучения находится в диапазоне 5 - 20 мкР/ч). Почва заметно загрязнена долгоживущими радионуклидами, что фиксировалось Росгидрометом и до аварии 6 апреля 1993 года. В образцах почвы и растительности обнаружены аномальные концентрации плутония, значительно (в 10 раз и более) превышающие уровни глобального загрязнения.

За 19 лет, миновавших с того памятного апрельского дня в 1993 г., до сих пор нет фундаментального радиационного мониторинга по результатам аварии, поскольку достоверная открытая информация о степени загрязнения территории плутонием отсутствует, да и не меняется мышление по отношению к АЭС.

Производственная деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества радиоактивных отходов (РАО) - жидких, твердых и газоаэрозольных. Сегодня в непосредственной близости от г. Томска на промплощадках СХК ведется закачка РАО в подземные горизонты на глубину 320-460 м, они также складываются в контейнерах, которые регулярно поступают по железной дороге, пересекая территорию города Томска. К настоящему времени СХК закачано под землю более 40 млн м³ жидких РАО с общей активностью около 400 млн Кюри. Поначалу о таком способе избавления от отходов говорили как об эксперименте, опытно-промышленной эксплуатации. На СХК этой практике более 50 лет. Научное обоснование ее отсутствует. В чем опасность такого хранения РАО? Район имеет сейсмическую опасность, и подвижка пластов может привести к проникновению радиации в водоносные слои. Физические процессы, происходящие при длительном хранении РАО, далеко не изучены. Жидкие РАО представляют смесь различных веществ, которая по-разному будет вести себя в конкретном подземном горизонте, в каждой горной породе и в каждой скважине. Хотя атомщики уверяют, что всё просчитано и опасности для среды и людей такая закачка на протяжении обозримого будущего не представляет, обеспокоенность по этому поводу растёт. Из положительного заключения на «Обоснование безопасности захоронения ЖРАО СХК» и «Проекта эксплуатации пл.18 и 18а в связи с продлением сроков эксплуатации глубоких хранилищ ЖРАО СХК» эксперта госкомиссии по запасам полезных ископаемых А.В.Иванова: «Заметное влияние на скорость распространения загрязнения и его объем, поступающий в вышележащие слои, используемые для водоснабжения, оказывает работа водозаборов (имеются ввиду подземные водозаборы г.Томска и г.Северска). Эксплуатация водозаборов ускоряет скорость движения фронта загрязнения и увеличивает объем поступления в IV и V водоносные горизонты. Поэтому необходимо изыскать альтернативные источники водоснабжения, а эксплуатация водозаборов после 2015 года прекратить».

Беспокойство населения поддерживается секретностью, окружающей закачку, и недоступностью для независимого научного анализа данных по детальному геологическому строению подземных структур, куда происходит закачка. А геологическая структура под Томском, в местах, где происходит закачка жидких РАО под землю сложная, слоистая. Данные места закачки по геологическим соображениям (связь горизонтов и т.п.) не могут удовлетворять требованиям безопасной изоляции таких

отходов. Они были выбраны десятилетия назад исключительно потому, что находились рядом с атомными производствами. Наивные расчёты на то, что закаченные через 11 скважин на глубины в интервале 150-500 м радиоактивные отходы (в том числе плутоний-239, нептуний-237, америций-241, торий-232, цезий-137, рутений-106, ниобий-95, цирконий-95, стронций-90, кобальт-60, европий-152, 154) будут надёжно навечно изолированы, не оправдались. Атомщики исходили из фантастического предположения, что именно эта часть подземного пространства надёжно гидрологически изолирована от ниже- и вышележащих горизонтов и от дневной поверхности, «горячие» частицы – мельчайшие (порядка менее 40 мкм) частицы атомного топлива или бомбы, с очень высокой удельной радиоактивностью, сложным радионуклидным составом с пылью и каплями воды могут переноситься на тысячи километров от места аварии. При попадании внутрь организма с пищей, водой и воздухом, такие частицы обеспечивают получение высоких доз облучения даже если человек находится на незагрязнённой радионуклидами территории (Хижняк, 2006).

Последние исследования Томских ученых показали, что на сегодняшний день существуют множество методов оценки радиогеохимической обстановки (РАГО) территории на основе оценки компонентов окружающей среды (почвы, воздуха, торфы, снегового покрова, растительности), которые позволяют решать задачи эколого-геохимического мониторинга на любой территории, оценивать многолетнюю динамику РАГО на территориях воздействия радиационно-опасных объектов.

С помощью высших водных растений, являющихся эталонными объектами для радиозэкологического мониторинга, можно фиксировать поступление в р. Томь радионуклидов в районе сбросов СХК (Торопов, 2004). В различных водных объектах нижней Томи обнаружено присутствие 29 техногенных γ - излучающих радионуклидов, в том числе короткоживущих, типичного β - излучающего радионуклида ^{90}Sr и изотопов Pu . В воде нижней Томи ниже устья р. Ромашки фиксируется присутствие 18 короткоживущих γ -излучающих радионуклидов, наибольший вклад в сбросы СХК вносят ^{24}Na , ^{42}K , ^{76}As , ^{239}Np . Донные осадки и пойменная почва исследуемого района загрязнены 15 коротко- и долгоживущими γ - излучающими радионуклидами, среди которых основной вклад в активность на всем протяжении от устья сбросов до устья р. Томи вносят ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{152}Eu . Загрязнение донных осадков техногенными радионуклидами неравномерное. Биота нижней Томи накапливает радионуклиды из сбросов СХК (Pu -238, Pu -239, Pu -240) в водных растениях. Установлены высокие уровни накопления Pu (239, 240) в рдесте блестящем (*Potamogeton lucens*), р. Ромашка - в среднем 335 ± 25 Бк/кг сухой массы (Торопов, 2004).

В пробах почв сельских населенных пунктов, попадающих в 30-км зону влияния СХК, наблюдается значительное увеличение количества скоплений треков на детекторе в виде «звезд» и отдельных сгустков, что указывает на влияние комбината на данную территорию (Жорняк, 2008). Максимальное количество скоплений треков выявлено в почвах населенных пунктов Зоркальцево и Самусь. В почве выявлено повышенное содержание урана (2,4 мг/кг) и тория (7,5 мг/кг), что связывается с их поступлением в виде выбросов СХК, Томской ГРЭС-2, а также котельными промышленных предприятий города и частного сектора, использующих в качестве топлива уголь. Большинство проб почвогрунтов, отобранных в районах промышленных предприятий г. Томска, оказались токсичными для некоторых организмов (инфузории-туфельки и мушки-дрозофилы) при их исследовании методами биотестирования (Жорняк, 2008).

Изучение торфяников, расположенных на разном расстоянии относительно мощного источника техногенного воздействия – СХК – позволило оценить влияние различных производств на окружающую среду (Gauthier-Lafaye et., 2008). Техногенное поступление элементов-примесей в торфяники в промышленной зоне Томской области определяется производствами ядерно-топливного цикла (^{137}Cs , ^{90}Sr , U , Pu , Am , La , Ce , Sm , Eu , Yb , Lu и др.) (Рихванов и др., 2006), топливно-энергетического (Fe , Sc , Hf , Th , Co ,

Cr, Sm, Ce, Rb, Ta, Cs) (Шатилов, 2001) и нефтехимического (Br, Sb, Na) (Язиков, 2006) производств. Значительную долю глобальных поступлений загрязняющих элементов-примесей составляют радиоактивные элементы. Загрязнение в зоне воздействия СХК выражается в повышенных концентрациях многих элементов в верхнем интервале торфяника, сформировавшегося за последние 70 лет. Превышения средних содержаний некоторых элементов-примесей в торфе достигают 5 раз (Gauthier-Lafaye et., 2008).

Уровни накопления радиоактивных элементов в пылеаэрозолях территории г. Томска составляют в среднем по урану 2,8 мг/кг и торию 6,7 мг/кг (Таловская, 2008). Средняя величина среднесуточного выпадения для урана равна 171 мг/км² в сут. при фоновом значении 1,4 мг/км² в сут. тория 426 мг/км² в сут. при фоне 20,3 мг/км² в сут. Установлено, что по мере удаления от СХК (г. г. Северск, Томск) в юго-западном и северо-восточном направлениях плотность треков от осколков деления радиоактивных элементов, характеризующих равномерный характер распределения, уменьшается и достигает минимума в условно фоновых районах. Тогда как повышенные плотности скоплений треков от осколков деления радиоактивных элементов в виде «звезд» приходится на сельские населенные пункты (сёла Порозино, Наумовка, Георгиевка), расположенные в «розе» ветров предприятий (Таловская, 2008).

Постепенно концентрируясь в пищевых цепочках экосистем, сопутствующие радиоактивным элементам вредные для человека вещества, аккумулируются в живых организмах. По правилу трофической пирамиды органическое вещество каждого последующего звена пищевой цепи прогрессивно уменьшается в объеме, количество же поглощенных вредных веществ сохраняется. Начало этого процесса связано с загрязнением почв, куда они поступают в основном с аэротехногенными выпадениями, листовным опадом, отмершей корневой системой и т.д. В большей мере почвы должны рассматриваться в качестве интегрального индикатора многолетнего загрязнения окружающей среды в целом. Помимо прямого негативного воздействия, для многих вредных веществ характерны так называемые отдаленные эффекты, затрагивающие важнейшие функции живых организмов. Тем самым загрязнение среды обитания создает угрозу не только для отдельных организмов, но и для целых поколений. В природе в процессах миграции меняются лишь формы их нахождения и концентрации.

Проведенные исследования показали, что имеет место как прямая, так и обратная зависимость между содержанием химических элементов в почве, в воде, напипи питьевых вод и составом живого вещества. Это выражается как в статистических параметрах, так и в пространственном распределении элементов на изучаемых территориях.

Анализируя опубликованную на сегодняшний день информацию о здоровье населения Томской области, мы приходим к выводу, что заметное снижение уровня детского здоровья может быть связано с деятельностью СХК (в том числе: показатели заболеваемости нервной системы и органов чувств; онкозаболеваемость и темп ее роста; врожденные аномалии развития; болезни эндокринной системы; нарушения иммунитета; гипертония; болезни костно-мышечной системы; язвенная болезнь желудка и 12-перстной кишки). У проживающих вокруг атомного центра СХК был обнаружен более высокий уровень эритроцитов с микроядрами, изменение формулы крови, нарушение иммунного статуса. Проведенные профессором СибГМУ Т. Матковской исследования, показывают сильное влияние аварии на здоровье детей с.Наумовки и с.Георгиевки, а также преждевременную смерть нескольких из них. По результатам последнего обследования состояния здоровья местных жителей, проведенного в декабре 2010 года, выявлено, что медицинские симптомы, которые проявлялись у жителей с. Георгиевки и соседних сел непосредственно после аварии, до сих пор выявляются у живущих там детей. Большинство детей по-прежнему жалуются на утомляемость, слабость и снижение памяти.

Благодаря тому, что появилась количественная геохимическая характеристика человека (на примере жителей Томского района), с учетом эколого-геохимических особенностей среды его обитания, организм человека можно анализировать в качестве геоиндикатора, соединяющим в себе трансформации природной среды (Игнатова, 2010). В зонах техногенеза происходит изменение уровней накопления химических элементов в составе живого вещества, и оно имеет индикаторное значение. Для предприятий ядерно-топливного цикла специфичными являются U, Th, TR, Br, (Pu); для нефтехимического производства – Sb, Br; для предприятий энергетического комплекса и металлообрабатывающей промышленности – Fe, Cr, Sc, Co, U, Th, TR; для агропромышленного комплекса – Hg (Барановская, 2011).

Положительная корреляция заболеваемости населения и функционированием СХК безусловна. Установленные тенденции (Барановская, 2011) в изменении накопления химических элементов и их ассоциаций в организме человека в норме и при разных видах патологии (на примере щитовидной железы и тканей кардиоваскулярной системы человека) могут являться основой для прогноза и профилактики заболеваемости населения. Так, максимальное содержание урана характерно для волос жителей поселков, расположенных в зоне влияния СХК Георгиевка, Наумовка, Черная речка (Юкса), а также для г. Северска, для которого оно является градообразующим. Сложная природно-техногенная ситуация этой территории способствует накоплению в составе живого вещества широкого спектра химических элементов, что, по данным ВОЗ (1989), негативно сказывается на состоянии здоровья человека. Уровни накопления изученных химических элементов в волосах детей позволили достаточно уверенно выделить основную зону техногенного воздействия СХК, в пределах которой, в частности, обнаружены отклонения и цитогенетических показателей крови населения (Барановская, 2011). Специфика техногенеза находит отражение в виде избыточного накопления элементов в различных биологических средах с проявлением в виде идентичных компонентов, для человека диапазоны концентраций элементов весьма велики. Однако в условиях техногенного давления накопление отдельных элементов весьма критично и хорошо отражает специфику этого влияния на различных территориях.

При рассмотрении тканей с одинаковой патологической структурой на разных территориях в них наблюдается отражение эколого-геохимической структуры территории, а заболевание характеризуется общими химическими элементами. Биоиндикационными показателями влияния ядерного техногенеза являются появление не только микроядерных эритроцитов в составе крови человека, а также микровключений (наноминералов) делящихся элементов (U235, Pu, Am и др.) в виде «звезд» и скоплений (так называемых «горячих частиц») (Барановская, 2011). Автором выявлена взаимосвязь между уровнем накопления некоторых химических элементов и количеством микроядерных эритроцитов, что позволяет предполагать наличие негативных последствий техногенного воздействия для здоровья населения. Характер накопления химических элементов в органах и тканях человека и животных на территории Томской области позволяют уверенно предполагать наличие интенсивного аэрогенного пути поступления редкоземельных и радиоактивных элементов (урана, церия и других) (Барановская, 2011).

Медицинское и научное сообщество признает, что в настоящее время серьезный ущерб для иммунной системы человека и детского развития происходит и на больших расстояниях от мест радиоактивных выбросов. Наблюдается быстрое распространение серьезных биологических эффектов при весьма малых дозах. Новые исследования не только указывают на опасность от ядерных аварий, но также объясняют неожиданно большой рост детской и общей смертности в районах вблизи ядерных реакторов, который наблюдается в последние годы. Данные по корреляции ($r=0,78$, $P=0,01$) между величиной смертности от рака молочной железы и числом АЭС на расстоянии 100 миль, показывают что смертность заметно выше там, где на расстоянии до 180 км от места проживания находится большее число АЭС (Gould, 1996). Вокруг французского завода по переработке

отработавшего ядерного топлива на мысе Ля Аг отмечено многократное увеличение детской лейкемии. Обнаружено повышение смертности от лейкемии и лимфомы вокруг некоторых АЭС Японии. Германия решила постепенно отказаться от атомных электростанций, потому, что вокруг них количество таких детей заметно возрастает. Нельзя отрицать факт заметного ухудшения здоровья населения вокруг предприятий атомной индустрии.

Все многочисленные данные о связи повышенной смертности от некоторых раковых заболеваний (Писарева, 2009) с длительным проживанием около атомных объектов могут быть объяснены только двумя предположениями: либо официально определяемый уровень облучения вокруг АЭС и других атомных предприятий существенно выше, чем расчетный (например, за счет каких-то неучитываемых выбросов), либо влияние малых доз значительно серьезнее, чем утверждает официальная атомная наука (Рихванов, 1996; 1997). Отсутствие данных о повышенной заболеваемости и смертности вокруг российских АЭС вовсе не означает их отсутствия. К сожалению, ни уровень первичных медицинских обследований, ни уровень статистики не позволяют этого сделать в России (Яблоков, 2009).

Таким образом, радиационная обстановка на территории Томского района формировалась на протяжении ряда лет и определяется загрязнением территории техногенными радионуклидами вследствие эксплуатации предприятий ядерно-топливного цикла. Связь между состоянием популяционного здоровья населения и биогеохимической структурой территории позволяет говорить о возможности и необходимости разработки параметров экологического нормирования на основе изучения этой структуры как в природных ландшафтах, так и на антропогенно-измененных территориях.

При нормировании территории и проведении медицинских профилактических мероприятий необходимо учитывать особенности элементного состава патологически измененных органов и тканей человека, следует обратить внимание на следующие моменты: во-первых, одним из факторов риска для формирования дисбаланса химических элементов в составе организма человека является длительное проживание в районе интенсивного техногенного воздействия; во-вторых, специфика элементного состава человеческого организма, проживавшего на территории Томского района, заключается в концентрировании значительного количества техногенно-обусловленных химических компонентов, что требует налаживания контроля за этим фактором поступления элементов в организм человек; в-третьих, необходимо учитывать обстоятельство проявления геохимических аномалий на территории Томской области в органах и тканях человека в диагностике заболеваемости населения области.

Новые свидетельства о радиоэкологической ситуации в зоне влияния СХК настоятельно требуют снижения техногенной нагрузки на территорию, на которой проживает более 700 тыс. жителей. У исследователей есть время для объединения усилий в защиту безопасных условий жизнедеятельности людей.

Работа выполнена в рамках проекта VII. 63.1.3. фундаментальных исследований ИМСЭС СО РАН.

Литература

1. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных систем // Автореф. дисс. д. б. н. Томск: 2011. - 46 с.
2. Денисова О.А. и др. Микроэлементы и патология щитовидной железы в Томской области. – Томск : STT, 2011. – 187 с.

3. Жорняк Л.В. Редкие, редкоземельные и радиоактивные элементы в почвенном покрове урбанизированных территорий (на примере г. Томска) // Известия ВУЗов. Геология и разведка. – 2008. – № 4. – С. 82-84.
4. Игнатова Т.Н. и др. Региональные биогеохимические особенности накопления химических элементов в зольном остатке организма человека // Известия Томского политехнического университета. – 2010. – Т. 317. – №. 1. – С. 178–183.
5. Писарева Л.Ф. Заболеваемость и смертность от злокачественных новообразований населения, проживающего в зоне влияния Сибирского химического комбината // Сибирский онкологический журнал. 2009. - №6 (36). - С. 28-36.
6. Рихванов Л.П. и др. Состояние компонентов природной среды Томской области по данным эколого-геохимического мониторинга и здоровье население // Безопасность жизнедеятельности. 2008. – № 1. – С. 29-37.
7. Таловская А.В. и др. Радиогеохимические особенности пылеаэрозольных выпадений Томской области // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Матер. Междунар. конф. / Семипалатинск, 2008. - Т. 2. - С. 413-421.
8. Торопов А.В. и др. Особенности радиозологической ситуации в биогидроценозе нижней Томи // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы II Международной конференции. Томск: изд-во «Тандем-Арт», 2004. С.630-634.
9. Фетисова Ю.Л. Ретроспективный анализ поступления делящихся радионуклидов в древесные растения // Проблемы геологии и освоения недр: Труды X Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, Том 3, Томск, – Томск: Изд-во ТПУ, 2006. - С. 81-83.
10. Хижняк В., Михеев В. И снова о «горячих» частицах на берегах Енисея..., <http://nuclearno.ru/text.asp?11427>
11. Яблоков А.В. «ЧУДИЩЕ ОБЛО, ОЗОРНО, ОГРОМНО, СТОЗЕВНО И ЛАЙЯ...»:
12. Рассказ эколога об атомной индустрии. - Иркутск: «Байкальская Экологическая Волна», 2009. - 132 с.
13. Языков Е.Г. Нормы радиационной безопасности НРБ—76/87 и «Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/ 87» // Известия ВУЗов. Геология и разведка. – 2008. – № 4. – С. 82-84.
14. Infant Mortality and Radioactive Contamination from Atmospheric Nuclear Weapons Testing Fallout and Other Sources, http://www.mitchelcohen.com/?page_id=329
15. Gould J.M. The Enemy Within. The High cost of living near nuclear reactors. Four Walls Eight Windows Publ., New York-London, 1996.
16. Gauthier-Lafaye F., Pourcelot L., Eikenberg J., Rhikvanov L., and A. Mezhibor. Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. - 2008. - V. 99. - P. 680-693.
17. NUCLEAR RADIATION & THE DESTRUCTION OF THE IMMUNE SYSTEM, http://www.nuclearbomb.ru/vliyanie_oblucheniya.html
18. Yablokov A., Nesterenko V., Nesterenko A. Chernobyl: consequences of the Catastrophe for people and nature. Enlarged and Revised Edition // New York Academy of Sciences, Annals. 2009. - № 1171.- 453 p.

СЕКЦИЯ: МЕДИКО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ДЕЙСТВИЯ РАДИАЦИИ (ВКЛЮЧАЯ РАДИАЦИОННУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ И ЗАЩИТУ НАСЕЛЕНИЯ, ОЦЕНКУ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК)

WAICO-EXPERIMENT ON ISS (COLUMBUS-MODULE) WAVING AND COILING OF ARABIDOPSIS ROOTS AT DIFFERENT G-LEVELS

Daniel Besler

University of Applied Sciences Regensburg, Feucht, Germany

Waving and Coiling of Arabidopsis Roots at Different g-levels (WAICO) studies the interaction of circumnutating (the successive bowing or bending in different directions of the growing tip of the stems and roots) and gravitropism (a tendency to grow toward or away from gravity) in microgravity and 1-g of Arabidopsis thaliana.

Root coiling in wild type Arabidopsis thaliana (a, top) and mutant Atpla1-1 A. thaliana (b, bottom) plants tilted at a 45 degree angle on Earth. Image courtesy of ESA.

NASA Image: ISS016E031808 - View of Arabidopsis thaliana (commonly known as thale cress) plants growing in an experiment container for the Waving and Coiling of Arabidopsis Roots at Different g-levels (WAICO) experiment in the Biological Experiment Laboratory (BioLab) of the European Laboratory/Columbus module. Condensation is visible inside the container. Image was taken during Expedition 16.

Two types of seed will be used in the experiment a wild type Arabidopsis seed and a mutant strain of Arabidopsis seed. The mutant strain is defective in gravitropism i.e. It has a very low response to the effect of gravity. The addition of this mutant strain helps to provide additional information of the growth processes at work. By observing Arabidopsis roots growth in space, one can predict that without the interference of gravity the roots will grow in spirals. Root samples from Arabidopsis seedlings will be grown from seed for 10-15 days in space. High resolution photos will be taken during this time. The seedlings will then be fixed to stop growth and analyzed on return to earth. This will include an analysis of the microtubules in the seedling roots to determine root structure and the way in which the seedling roots coil. This will help to determine if the surface cells twist the root. Post-flight analysis will also look into the part that the growth hormone auxin plays in this process. In addition to the seedling samples held in weightlessness on the ISS, seedlings will be held under Earth gravity conditions (1g) for the same period of time. These will either be ground control experiments or held in a 1g centrifuge on the ISS. The 1g experiments will be held at 45 degrees to the direction of gravity as this is the optimal angle for the roots to grow on a flat surface without spreading. This makes it easier to observe any root spiralling motion that either does or does not occur. Not only does this kind of research help to increase our knowledge of such growth processes that can help to increase the efficiency of agricultural processes on Earth, it also provides the basis for research into agricultural processes in space for future longer-term missions to the Moon and Mars.

ОЦЕНКА ИНДИВИДУАЛЬНОЙ РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ГЕНОМА ЧЕЛОВЕКА В УСЛОВИЯХ ХРОНИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ИЗЛУЧЕНИЙ РАДОНА И ПРОДУКТОВ ЕГО РАСПАДА

В.Г.Дружинин^{1,2}, А.В.Ларионов¹, В.И.Минина^{1,2}

¹ Кемеровский государственный университет, г. Кемерово,

² Институт экологии человека СО РАН, г. Кемерово

Проблема оценки генотоксического воздействия радона недостаточно изучена и имеет важное социально-экономическое значение, так как затрагивает большие группы населения. Особый интерес представляет оценка последствий облучения населения радоноопасных территорий, к числу которых можно отнести Кемеровскую область [7]. У шахтеров урановых или иных шахт, подверженных воздействию высоких доз радона, уровень хромосомных aberrаций (ХА) в лимфоцитах крови существенно превышает контрольные значения [20,22], при этом доказана корреляция частоты хромосомных нарушений с риском развития злокачественных новообразований [24].

Исследования последнего времени показали взаимосвязь между воздействием низких концентраций радона в жилых помещениях и частотой возникновения рака легкого [12, 14]. При этом данные литературы о генотоксических эффектах радона у жителей, экспонированных в бытовых условиях, противоречивы [10,13,18]. В ряде исследований показана эффективность использования рутинных цитогенетических тестов при оценке кластогенных эффектов воздействия сверхнормативных концентраций радона в воздухе жилых или общественных помещений [3,11,21].

Объектом данного исследования является чувствительность генома человека в условиях длительного воздействия повышенных концентраций радона. Считается, что радиочувствительность определяется, главным образом, генетическим полиморфизмом компонентов систем клеточной защиты [9,15]. Известно, что гены репарации участвуют в формировании индивидуальной чувствительности к радиационному воздействию [6], ввиду этого они являются основными кандидатами на роль наследственных факторов индивидуальной чувствительности к радону. В литературе имеются единичные работы, посвященные анализу взаимосвязи полиморфизма генов репарации с воздействием радона. В исследовании финских авторов [16] была показана ассоциация аллельных вариантов *XRCC1* 280His и *XRCC3* 241Met с показателями хромосомных нарушений в выборке индивидов, подверженных экспозиции радоном в бытовых условиях.

Для корректного изучения роли полиморфизма генов в определении радиочувствительности необходимо выполнение нескольких важных методических условий: исследуемая популяция должна состоять из людей, живущих на ограниченной территории в одинаковых условиях воздействия радиационного фактора при минимальном влиянии иных экологических факторов; все члены исследуемой выборки должны подвергаться однотипному воздействию радиации, вызывающему значимые генотоксические эффекты; другие факторы (пол, возраст, состояние здоровья, особенности питания и медицинского обеспечения, курение) не должны модифицировать мутагенные эффекты; объем исследуемой выборки должен быть достаточным, чтобы выявлять индивидов с редкими вариантами полиморфизмов.

Такая выборка, максимально соответствующая выдвинутым условиям, была выявлена в ходе цитогенетического мониторинга, выполненного в когортах жителей Кемеровской области [2]. На протяжении ряда лет у воспитанников школы-интерната г. Таштагол стабильно регистрировался высокий уровень ХА в лимфоцитах, в т.ч. специфических маркеров радиационного повреждения: дицентрических и кольцевых хромосом [2-4]. Радиологические, физико-химические и биоиндикаторные исследования, проведенные на территории школы-интерната, показали, что только один экологический

параметр – содержание радона в воздухе жилых и учебных помещений постоянно превышает нормативные значения (до 583 Бк/м³). Установлено, что зафиксированные значения эффективной равновесной объемной активности радона обуславливают индивидуальную эффективную дозу ингаляционного облучения детей за счет изотопов радона и их короткоживущих дочерних продуктов в воздухе ~ 20 мЗв/год [4].

Таким образом, совместное компактное проживание воспитанников интерната в условиях хронического воздействия излучения радона, вызывающего генотоксические эффекты, делает возможным изучить генотипические ассоциации частот ХА в лимфоцитах крови в экспонированной радоном когорте.

Материалы и методы

Группы для обследования формировали из детей:

- проживающих и обучающихся в школе-интернате г. Таштагола Кемеровской области (75 мальчиков и 74 девочки в возрасте 8 - 18 лет; средний возраст - 13,60 ± 0,29). С учетом сезонности радонового фактора материал в экспонированной радоном группе собран в зимние месяцы в 2004, 2007 и 2009 гг. Район исследования представлен горной таежной местностью (Горная Шория) и характеризуется относительно небольшим уровнем химического загрязнения воздушной среды [8].

- проживающих в сельских населенных пунктах, расположенных в удалении от промышленных зон Кузбасса: с. Красное Ленинск-Кузнецкого района и с. Пача Яшкинского района. Всего в контрольной группе обследовано 37 мальчиков и 57 девочек в возрасте 9 - 18 лет (средний возраст 13,73±0,35 лет).

Сбор анамнестических данных проводили путем устного анкетирования и анализа медицинских карт (форма 025/у-87). Учитывали наличие хронических и инфекционных заболеваний, курения, прием лекарственных препаратов и рентгенодиагностические процедуры за 3 месяца до сбора материала. На каждого обследуемого ребенка был оформлен протокол информированного согласия, подписанный родителями, либо лицами, осуществляющими опеку несовершеннолетних.

Цитогенетический анализ. Кластогенные эффекты изучали с помощью метода учета ХА в кратковременных культурах лимфоцитов периферической крови. Стимулированные фитогемагглютинином лимфоциты культивировали в течение 48-50 часов. В среднем на каждого ребенка анализировали по 190 метафаз (100 – 500). Учитывали одиночные и парные фрагменты, а также абберации обменного типа. Детальное описание методики культивирования лимфоцитов, фиксации, приготовления препаратов и анализа хромосомных аббераций приведены в [2].

Молекулярно-генетические методы. Выделение ДНК проводили с использованием реактива «ДНК-Экспресс» (НПФ «Литех», Москва). Типирование аллельных вариантов генов репарации ДНК осуществляли с использованием метода «SNP-экспресс», разработанного НПФ «Литех». Продукты амплификации выявляли с помощью электрофореза в 3% агарозе с использованием TAE буфера и последующей окраской бромистым этидием (100 мкг/л).

Изучены полиморфизмы генов эксцизионной репарации оснований: *APE1* (апуриновой/апиримидиновой эндонуклеазы 1), *XRCC1* (комплементационная группа репарации радиационных повреждений ДНК), *hOGG1* (оксогуанин гликозилазы 1), *ADPRT* (аденозиндифосфатрибозил–трансфераза); эксцизионной репарации нуклеотидов: *XpD* (АТФ-независимая хеликаза), *XpC* (белок распознавания повреждений ДНК), *XpG* (*ERCC5*) эндонуклеаза; репарации двойных разрывов ДНК: *NBS1*, (белок нибрин, участвующий в распознавании двойных разрывов ДНК).

Всего типировано 10 однонуклеотидных замен: *APE* Asp148Glu, *XRCC1* Arg194Trp, *XRCC1* Arg280His, *XRCC1* Arg399Gln, *hOGG1* Ser326Cys, *ADPRT* Val762Ala, *XpC* Lys939Gln, *XpD* Lys751Gln, *XpG* Asp1104His, *NBS1* Glu185Gln.

Статистический анализ. Статистическую обработку результатов осуществляли средствами StatSoft Statistica 6.0. Распределение частот хромосомных aberrаций сравнивалось с нормальным (методом Колмогорова-Смирнова). По результатам анализа установлено, что распределение всех изучаемых цитогенетических параметров отличалось от нормального. На основании этого в дальнейшем использовали методы непараметрической статистики (ранговый U-тест Манна-Уитни [5]. Сравнение групп по качественным признакам и проверку на соответствие равновесию Харди-Вайнберга, проводили с помощью критерия χ^2 .

Результаты и их обсуждение

В таблице 1 приведены результаты анализа ХА в экспонированной радоном группе воспитанников интерната г. Таштагола и их сверстников из контрольной выборки. Очевидно, что значения основных цитогенетических показателей: доля aberrантных метафаз, число одиночных и парных фрагментов в экспонированной группе достоверно увеличены по сравнению со значениями в контрольной группе. Критически важным является тот факт, что маркерные для воздействия радиации обмены хромосомного типа (дицентрические, кольцевые хромосомы и атипичные моноцентрики) также значимо чаще зарегистрированы в выборке детей из Горной Шории ($p < 0,05$). В предыдущей публикации [4] детально описаны результаты комплексного исследования экологических факторов токсико-генетического риска у детей из сравниваемых выборок. Сочетание радиологических, физико-химических и биоиндикаторных методов анализа контактных сред в местах проживания детей показало, что только один экологический параметр – сверхнормативное содержание радона в воздухе жилых и учебных помещений школы-интерната г. Таштагола способен вызывать значимые кластогенные эффекты в лимфоцитах периферической крови.

Таблица 1. Хромосомные aberrации у детей из группы с экспозицией радоном и в контрольной выборке ($M \pm m$)

Исследуемая выборка	Обследовано детей	Изучено метафаз	Доля aberrантных метафаз, %	Число aberrаций на 100 клеток			
				фрагменты		обмены	
				одиночные	парные	хроматидные	хромосомные
Экспозиция радоном	149	27850	$5,39 \pm 0,20^{***}$	$3,93 \pm 0,18^{**}$	$1,23 \pm 0,07^{**}$	$0,02 \pm 0,01$	$0,2 \pm 0,04^*$
Контроль	94	18800	$3,20 \pm 0,19$	$2,38 \pm 0,14$	$0,8 \pm 0,09$	$0,02 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,02$

Примечание. Достоверность различий между группами: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$ (U-критерий Манна-Уитни).

Сходные по направленности кластогенные эффекты у детей, экспонированных радоном в условиях проживания и обучения в образовательном учреждении интернатного типа, ранее наблюдали исследователи из Словении. Цитогенетическое обследование 85 учащихся (37 девочек и 48 мальчиков в возрасте 9 – 12 лет) методами оценки ХА и микроядер в культурах лимфоцитов крови показало статистически значимое увеличение клеток с повреждениями в опытной группе по сравнению с контролем [11].

Сопоставление цитогенетических показателей в экспонированной и контрольной группах, в зависимости от ряда сопутствующих факторов: пол, возраст, этническая принадлежность, заболеваемость и наличие вредных привычек (курение), не выявило значимого влияния какого-либо из перечисленных факторов на частоту ХА в сравниваемых подгруппах [4].

Это обстоятельство, в совокупности с унификацией условий проживания и питания детей в интернате, позволяет, по нашему мнению, оценить значимость полиморфизма ферментных систем репарации ДНК в формировании признака чувствительности к

воздействию излучений радона, определяемой по частотам кластогенных повреждений в лимфоцитах.

В таблице 2 представлены частоты генотипов изученных локусов генов репарации в экспонированной радоном группе, а также их сравнение с ожидаемыми частотами, исходя из равновесия Харди-Вайнберга (ПХВ). В целом, полученные частоты согласуются с данными, полученными для европеоидов в исследованиях, проведенных в Италии, Финляндии, Чехии [19,25]. Отклонение от ПХВ, обусловленное недостатком гетерозигот, обнаружено для замен *XRCC1* Arg399Gln, *XpC* Lys939Gln, *APE1* Asp148Glu ($\chi^2 > 3,84$, d.f.=1).

Таблица 2. Частоты генотипов генов репарации в группе детей, экспонированных радоном

Замена	Генотип, % (Число обследованных детей)			Частота редкого аллельного варианта	Значение критерия χ^2
<i>XRCC1</i> Arg194Trp	Arg/Arg	Arg/Trp	Trp/Trp	q (Trp)	$\chi^2=0,4603$
	89,05 (122)	10,95 (15)	0	0,0547	
<i>XRCC1</i> Arg280His	Arg/Arg	Arg/His	His/His	q (His)	$\chi^2=1,019$
	83,57 (117)	16,43 (23)	0	0,0821	
<i>XRCC1</i> Arg399Gln	Arg/Arg	Arg/Gln	Gln/Gln	q (Gln)	$\chi^2=7,1556$
	52,34 (67)	32,81 (42)	14,84 (19)	0,3124	
<i>APE1</i> Asp148Glu	Asp/Asp	Asp/Glu	Glu/Glu	q (Glu)	$\chi^2=4,571$
	33,57 (47)	40,71 (57)	25,71 (36)	0,4607	
<i>hOGG1</i> Ser326Cys	Ser/Ser	Ser/Cys	Cys/Cys	q (Cys)	$\chi^2=0,021$
	28,35 (36)	50,39 (64)	21,26 (27)	0,4646	
<i>ADPRT</i> Val762Ala	Val/Val	Val/Ala	Ala/Ala	q (Ala)	$\chi^2=0,044$
	38,64 (51)	47,73 (63)	13,64 (18)	0,3751	
<i>XpD</i> Lys751Gln	Lys/Lys	Lys/Gln	Gln/Gln	q (Gln)	$\chi^2=1,101$
	32,06 (42)	45,04 (59)	22,90 (30)	0,4542	
<i>XpG</i> Asp1104His	Asp/Asp	His/Asp	His/His	q (His)	$\chi^2=0,286$
	41,52 (49)	44,07 (52)	14,41 (17)	0,3645	
<i>XpC</i> Lys939Gln	Lys/Lys	Lys/Gln	Gln/Gln	q (Gln)	$\chi^2=6,684$
	47,45 (56)	34,75 (41)	17,80 (21)	0,3517	
<i>NBS1</i> Glu185Gln	Glu/Glu	Glu/Gln	Gln/Gln	q (Gln)	$\chi^2=2,039$
	44,09 (56)	40,16 (51)	15,75 (20)	0,3583	

Примечание. Соответствие равновесию Харди-Вайнберга оценивалось методом χ^2 , (критический уровень $\chi^2=3,84$, d.f.=1).

Анализ ассоциаций ряда цитогенетических показателей (суммарная частота aberrаций, хроматидного и хромосомного типа, в т.ч. маркерных радиационных показателей - хромосомных обменов) с генотипами обследованных позволил выявить значимые результаты для генотипов (*APE* Asp148Glu, *XRCC1* Arg280His, *hOGG1* Ser326Cys, *ADPRT* Val762Ala, *XpG* Asp1104His). Повышенный уровень aberrаций хроматидного типа отмечен у носителей генотипа *APE* 148Glu/Glu ($4,58 \pm 0,41$), ($p=0,045$) в сравнении с генотипом *APE1* Asp/Asp ($3,67 \pm 0,33$) (табл.3). Аллельный вариант *APE* 148Glu, характеризуется небольшим снижением функциональной активности фермента

(94% у носителей гомозиготного фенотипа *APE1* 148 Glu/Glu), а также некоторым снижением способности связывать ДНК [15].

Также было обнаружено снижение суммарной частоты aberrаций у носителей гетерозиготного генотипа *XRCC1* 280 Arg/His генотипа ($4,55 \pm 0,57$) ($p=0,04$) в сравнении с Arg/Arg генотипом ($5,59 \pm 0,22$).

В отношении аллельного варианта *hOGG1* Ser326Cys, повышение общей частоты aberrаций обнаружено у носителей гетерозиготного варианта Ser/Cys ($6,15 \pm 0,31$), в сравнении с генотипом Ser/Ser ($5,07 \pm 0,37$), ($p=0,025$); по другим показателям ассоциаций не выявлено. Сниженная функциональная активность аллеля *hOGG1* 326Cys отмечается в ряде исследований. В то же время предполагается, что белок *hOGG1* 326Ser/Ser обладает более высокой эффективностью репарации при радиационных повреждениях ДНК [25].

Таблица 3. Хромосомные aberrации в лимфоцитах детей из экспонированной радоном группы в зависимости от генотипов *APE1*, *XRCC1*, *hOGG1*

<i>APE1</i> Asp148Glu	Asp/Asp (N=47)	Asp/Glu (N=57)	Glu/Glu (N=36)
Всего aberrаций	$5,05 \pm 0,34$	$5,59 \pm 0,31$	$5,73 \pm 0,47$
Хроматидных фрагментов	$3,67 \pm 0,33^*$	$4,04 \pm 0,26$	$4,58 \pm 0,41^*$
Хромосомного типа	$1,35 \pm 0,16$	$1,55 \pm 0,15$	$1,15 \pm 0,15$
<i>XRCC1</i> Arg280His	Arg/Arg (N=117)	Arg/His (N=23)	His/His (N=0)
Всего aberrаций	$5,59 \pm 0,22^*$	$4,55 \pm 0,57^*$	
Хроматидного типа	$4,16 \pm 0,20^*$	$3,27 \pm 0,52^*$	
Хромосомного типа	$1,43 \pm 0,10$	$1,28 \pm 0,26$	
<i>hOGG1</i> Ser326Cys	Ser/Ser (N=36)	Ser/Cys (N=64)	Cys/Cys (N=27)
Всего aberrаций	$5,07 \pm 0,37^*$	$6,15 \pm 0,31^*$	$5,30 \pm 0,47$
Хроматидного типа	$3,83 \pm 0,31$	$4,67 \pm 0,30$	$3,86 \pm 0,34$
Хромосомного типа	$1,24 \pm 0,17$	$1,48 \pm 0,12$	$1,44 \pm 0,22$

Примечание. Приведены средние значения aberrаций с указанием стандартной ошибки; * - значимые различия между группами, ($p < 0,05$, U-критерий Манна-Уитни).

При анализе генотипов *ADPRT* Val762Ala было выявлено, что наиболее высокая частота хромосомных обменов (включая дицентрические и кольцевые хромосомы) наблюдается у носителей гомозиготного варианта *ADPRT* 762Ala/Ala в сравнении с *ADPRT* 762Val/Val и *ADPRT* 762Val/Ala ($p < 0,02$). У носителей гетерозиготного генотипа *ADPRT* 762Val/Ala отмечена высокая суммарная частота aberrаций (рис. 1.а) ($p=0,014$).

Анализ ассоциаций цитогенетических показателей с генотипами по замене *XpG* Asp1104His, выявил тенденцию к повышению всех показателей частоты хромосомных aberrаций у носителей гомозиготного генотипа *XpG* 1104His/His в сравнении с генотипом *XpG* 1104 Asp/Asp. Достоверного уровня достигают различия по суммарной частоте aberrаций ($p=0,022$) и хроматидных фрагментов ($p=0,045$) (рис. 1.б). Данные о значении этой замены достаточно противоречивы: указывается на повышение риска рака легкого для носителей генотипа *XpG* 1104Asp/His [17], с другой стороны рядом авторов показан протективный эффект для носителей аллельного варианта *XpG* 1104His [23,25].

С точки зрения радиационного воздействия на изучаемую выборку наиболее интересной представляется обнаруженная ассоциация аллельного варианта *ADPRT* 762Ala с частотой обменов хромосомного типа, включая дицентрические и кольцевые хромосомы – специфические радиационные маркеры. Частоты aberrаций хроматидного типа (ассоциированные по нашим данным с аллельными вариантами *APE* 148Glu, *XpG* 1104His) рассматриваются в большей степени как показатели химического свободно-

радикального повреждения ДНК, что также не исключает ведущей роли плотнoионизирующего альфа излучения радона.

Работа поддержана государственным контрактом ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2007-2013 годы» № 16.512.11.2062; грантом РФФИ, 10-04-00497-а

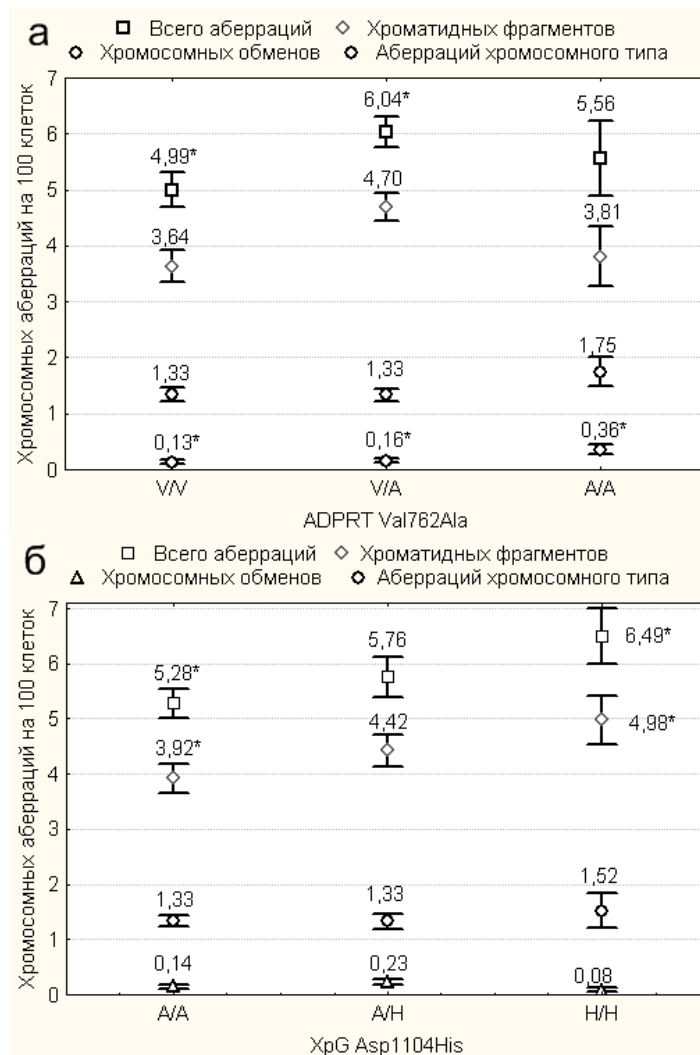


Рис. 1. Частота аберраций и генотипы ADPRT Val762Ala (а) и XpG Asp1104His (б)

Примечание. Приведены средние значения аберраций с указанием стандартной ошибки; * - значимые различия между группами, ($p < 0,05$, U-критерий Манна-Уитни).

Литература

1. Дружинин В.Г., Лифанов А.Ю., Головина Т.А., Ульянова М.В. Цитогенетические эффекты у детей-подростков из разных районов Кемеровской области // Генетика. - 1995. - Т.31, №7. - С. 983 - 987.
2. Дружинин В.Г. Количественные характеристики частоты хромосомных аберраций в группе жителей крупного промышленного региона Западной Сибири // Генетика. - 2003. - Т.39. - №10. - С. 1373 - 1380.
3. Дружинин В.Г., Ахматьянова В.Р., Головина Т.А. и др. Чувствительность генома и особенности проявления генотоксических эффектов у детей-подростков, подвергающихся воздействию радона в условиях проживания и обучения // Радиационная биология, радиоэкология. - 2009. - Т.49, №5. - С. 568–573.

4. Дружинин В.Г., Алукер Н.Л., Ахальцева Л.В., Головина Т.А., Ингель Ф.И., Ларионов А.В., Сорокина Н.В., Толочко Т.А., Шапошникова А.В. Комплексный подход к оценке экологических факторов токсико-генетического риска у детей из Горной Шории // Гигиена и санитария. - 2010. - №3. - С.12-18.
5. Закс Л. Статистическое оценивание. – М.: Статистика, 1976. - 598 с.
6. Сальникова Л.Е. Генетическая детерминация эффектов ионизирующих излучений: цитогенетические и эпидемиологические показатели / Автореф. дисс. докт. биол. наук. М. 2011. 47с.
7. Сорокина Н.В. Изучение регионально-фоновой радиационной ситуации с применением дозиметрии и исследований содержания природных и техногенных радионуклидов в материалах и продуктах Кузбасса / Автореф. канд. дисс. Кемерово. 2006. 20 с.
8. Шорский национальный парк: природа, люди, перспективы / Ин-т угля и углехимии СО РАН - Кемерово, 2003. - 356с.
9. Barnett G.C., West C.M., Dunning A.M. et al. Normal tissue reactions to radiotherapy: towards tailoring treatment dose by genotype // Nat. Rev. Cancer. - 2009. - Vol. 9. №. 2. - P. 134 – 142.
10. Bauchinger M., Braselmann H., Kulka U. et al. Chromosome aberrations in peripheral lymphocytes from occupants of houses with elevated indoor radon concentrations // Int. J. Radiat. Biol. 1996. Vol. 70. No. 6. P. 657 – 663.
11. Bilban M., Vaupoti J. Chromosome aberrations study of pupils in high radon level elementary school // Health Phys. - 2001. - Vol. 80, № 2. - P. 157-163.
12. Bochicchio F., Forastiere F., Farchi S. et al. Residential radon exposure, diet and lung cancer: a case-control study in a Mediterranean region. // Int. J. Cancer. 2005. Vol. 10. №. 114 (6). P. 983 – 991.
13. Cole J., Green M.H., Bridges B.A. et al. Lack of evidence for an association between the frequency of mutants or translocations in circulating lymphocytes and exposure to radon gas in the home // Radiat. Res. 1996. - Vol. 145. №. 1. - P. 61 – 69.
14. Darby S., Hill D., Auvinen A. et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies // BMJ. 2005. Vol. 330. P. 223 – 227.
15. Hu J. J., Smith T. R., Miller M. S. et al. Amino acid substitution variants of APE1 and XRCC1 genes associated with ionizing radiation sensitivity // Carcinogenesis. - 2001. - Vol. 22, № 6. - P. 917-922.
16. Kiuru A., Lindholm C., Heilimo I. et al. Influence of DNA repair gene polymorphisms on the yield of chromosomal aberrations // Environ. Mol. Mutagen. 2005. Vol. 46. No. 3. P. 198 – 205.
17. Jeon H.S., Kim K.M., Park S.H. et al. Relationship between XPG codon 1104 polymorphism and risk of primary lung cancer // Carcinogenesis. - 2003. - Vol. 24, № 10. - P. 1677-1681.
18. Lindholm C., Mäkeläinen I., Paile W. et al. Domestic radon exposure and the frequency of stable or unstable chromosomal aberrations in lymphocytes // Int. J. Radiat. Biol. 1999. Vol. 75. No. 8. P. 921 – 928.
19. Lunn R. M, Langlois R. G., Hsieh L. L. et al. XRCC1 Polymorphisms: Effects on Aflatoxin B1-DNA Adducts and Glycophorin A Variant Frequency // Cancer Res. - 1999. - Vol. 59(11). - P. 2557-2561.
20. Mészáros G., Bognár G., Köteles G.J. Long-term persistence of chromosome aberrations in uranium miners // J. Occup. Health. 2004. Vol. 46. No. 4. P. 310 – 315.
21. Oestreicher U., Braselmann H., Stephan G. Cytogenetic analyses in peripheral lymphocytes of persons living in houses with increased levels of indoor radon concentrations // Cytogenet. Genome Res. 2004. Vol. 104. No. 1 – 4. P. 232 – 236.

22. Popp W., Plappert U., Muller W.U. et al. Biomarkers of genetic damage and inflammation in blood and bronchoalveolar lavage fluid among former German uranium miners: a pilot study // Radiat. Environ. Biophys. 2000. Vol. 39. No. 4. P. 275 – 282.
23. Sanyal S., Festa F., Sakano S. et al. Polymorphisms in DNA repair and metabolic genes in bladder cancer // Carcinogenesis. - 2004. - Vol. 25. - P. 729-734.
24. Smerhovsky Z., Landa K., Rossner P. et al. Increased risk of cancer in radon-exposed miners with elevated frequency of chromosomal aberrations // Mutat. Res. 2002. Vol. 514. № 1 – 2. - P. 165 – 176.
25. Vodicka P., Kumar R., Stetina R. et al. Genetic polymorphisms in DNA repair genes and possible links with DNA repair rates, chromosomal aberrations and single-strand breaks in DNA // Carcinogenesis. - 2004. - Vol. 25, № 5. - P. 757-763.

АНАЛИЗ СОСТОЯНИЯ ЗДОРОВЬЯ ПЕРСОНАЛА КРУПНОГО ПРЕДПРИЯТИЯ АТОМНОЙ ОТРАСЛИ

*Д.Е. Калинин, А.Б. Карпов, Р.М. Тахауов, Ю.А. Самойлова, И.В. Ширяева,
Д.Б. Бульдович, Е.Г. Борисова*

*Северский биофизический научный центр ФМБА России, г. Северск
Проблемная научно-исследовательская лаборатория «Радиационная медицина и
радиобиология» Томского научного центра СО РАМН, г. Северск
Клиническая больница №81 ФМБА России, г. Северск
Сибирский государственный медицинский университет
Минздравсоцразвития России, г. Томск*

Актуальность проблемы: помимо общих для всего населения факторов риска (социально-экономических, социально-биологических, природно-климатических, медицинских), приводящих к возникновению различных заболеваний, на персонал предприятий атомной отрасли действует ряд специфических факторов техногенной природы, главным из которых является ионизирующее излучение (ИИ). К числу прочих значимых профессиональных вредностей можно отнести воздействие химических агентов (соединения фтора, пары кислот и пр.), шума, вибрации. Немаловажное значение имеет сменный характер труда и психоэмоциональное напряжение, связанное с осознанием ответственности выполняемых производственных операций и наличием профессиональных вредностей.

Цель исследования: оценить показатели здоровья персонала предприятия атомной отрасли, значительная часть которого подвергалась долговременному радиационному воздействию.

Материал и методы: в качестве объекта исследования был выбран персонал Сибирского химического комбината (СХК) – крупнейшего в мире комплекса производств атомной индустрии. Анализ некоторых показателей состояния здоровья персонала СХК был выполнен на основании сведений, содержащихся в отчётной форме 01-С «Отчёт о медицинской помощи работникам предприятия» в период 1993-2005 гг. (до 1993 г. данные имеют гриф секретности и недоступны для анализа). Изучаемый период был разделён на интервалы: 1993-1995 гг., 1996-1998 гг., 1999-2001 гг., 2002-2005 гг.

На основании сведений, содержащихся в вышеуказанной отчётной форме, были рассчитаны показатели первичной и общей заболеваемости, а также коэффициент хронизации, отражающий склонность заболеваний к трансформации в хроническую форму.

Результаты: первичная и общая заболеваемость персонала комбината в период с 1993-1995 гг. по 2002-2005 гг. существенно снизилась (соответственно, на 30,4% и 12,7%). Тем не менее, увеличение коэффициента хронизации (на 28,0%) отражает

неблагоприятную тенденцию к накоплению хронических заболеваний среди персонала СХК.

В структуре первичной заболеваемости персонала СХК преобладали такие классы болезней, как болезни органов дыхания (БОД, 41,1%), травмы (11,9%), болезни нервной системы (НС) и глаз (11,0%), а также болезни костно-мышечной системы (БКМС, 10,7%).

Первичная заболеваемость болезнями большинства классов имела тенденцию к снижению на протяжении изучаемого периода. Однако первичная заболеваемость болезнями системы кровообращения (БСК) увеличилась с $28,2 \pm 4,3$ до $38,3 \pm 2,1$ случаев на 1 000 работающих (136,0% к исходному уровню). Также необходимо отметить рост заболеваемости болезнями уха и сосцевидного отростка (с $7,2 \pm 5,2$ в 1999-2001 гг. до $13,9 \pm 2,6$ в 2002-2005 гг., темп роста – 194,1%).

В структуре общей заболеваемости персонала СХК в период 1993-2005 гг. преобладали болезни НС и глаз (22,6%), БОД (19,4%), БКМС (13,4%) и БСК (11,2%), а также болезни органов пищеварения (БОП, 9,4%). Как было указано выше, показатель общей заболеваемости персонала СХК на протяжении изучаемого периода снизился на 12,7%. Однако, распространённость злокачественных новообразований (ЗНО), БОП, болезней крови, эндокринной системы, органов пищеварения и органов мочеполовой сферы увеличилась, соответственно, на 35,8; 28,1; 16,5; 53,1 и 17,2%.

Наибольший удельный вес среди болезней, выявленных при периодических медицинских осмотрах (ПМО), занимают БСК (22,2%); далее в порядке убывания следуют болезни НС и органов чувств (15,9%), БОП (13,3%), болезни кожи и подкожной жировой клетчатки, а также БКМС (11,3%).

Распространённость хронических форм заболеваний, впервые выявленных при ПМО, на протяжении изучаемого периода увеличилась с $63,3 \pm 5,2$ до $94,8 \pm 19,4$ случаев на 1 000 работников СХК (темп роста – 149,8%). При этом наибольшей распространённостью отличались болезни НС, БСК, а также БКМС, БОП, болезни кожи и подкожной клетчатки. Наибольший темп роста был характерен для болезней мочеполовой системы (358,4%), ЗНО (280,2%), БСК (241,2%) и БОП (211,7%).

В структуре профессиональных заболеваний, вызванных радиационным воздействием в период 1993-2004 гг. (в данном случае интервал был сокращён на 1 год, т.к. полные сведения относительно профессиональных заболеваний в 2005 г. в изучаемой отчётной форме отсутствуют) преобладала лучевая болезнь (76,9%; сведения представлены суммарно для острой и хронической форм). Существенно меньший удельный вес имели плутониевый пневмосклероз (6,3%), лучевые ожоги (6,3%) и лучевая катаракта (2,0%).

Распространённость всех профессиональных заболеваний, вызванных источниками техногенного облучения среди персонала СХК увеличилась со 144,4 случаев на 10 000 работников в 1993-1995 гг. до 172,6 случаев в 2002-2004 гг. (119,5% к исходному уровню). Если анализировать динамику распространённости отдельных видов радиационно-индуцированных профессиональных заболеваний, то можно отметить, что рост распространённости лучевой болезни, лучевой катаракты, лучевых ожогов и пневмосклероза составил в течение указанного отрезка времени, соответственно, 48,3; 35,8; 27,9 и 138,4%.

Первичная инвалидизация работников СХК (в том числе работающих в условиях основной профессиональной вредности) оценена за период 1996-2005 гг., т.к. данные за 1993-1995 гг. в изучаемой отчётной форме отсутствуют. Рассматривались следующие временные отрезки: 1996-1998 гг., 1999-2001 гг. и 2002-2005 гг. Несмотря на рост распространённости ряда важнейших неинфекционных и профессиональных заболеваний среди персонала СХК, общий показатель первичной инвалидизации работников предприятия на протяжении периода 1996-2005 гг. имел тенденцию к снижению: суммарный показатель инвалидизации по всем трём группам инвалидности снизился с $43,9 \pm 4,1$ случаев на 10 000 работников в 1996-1998 гг. до $34,9 \pm 3,3$ случаев в 2002-

2005 гг. (79,5% к исходному уровню). Показатель первичной инвалидизации с присвоением 1, 2 и 3 групп инвалидности снизился, соответственно, на 40,6; 11,9 и 57,9%. Однако, среди работников, трудящихся в условиях основной вредности (низкодозовое ИИ), общий показатель инвалидизации, а также показатель первичного выхода на инвалидность с присвоением 2 группы инвалидности, увеличились, соответственно, на 13,8 и 32,1%.

Таким образом, в результате исследования удалось выявить неблагоприятную тенденцию ряда показателей здоровья персонала предприятия атомной отрасли: рост распространённости хронических неинфекционных заболеваний (БСК, БОП, БКМС, болезней НС и мочеполовой системы, а также ЗНО. Также имело место увеличение распространённости профессиональных заболеваний, вызванных источниками техногенного облучения персонала, а также первичной инвалидизации некоторых категорий работников. Поэтому не вызывает сомнений необходимость оптимизации системы охраны здоровья персонала СХК, как в организационном аспекте – повышение доступности и качества медицинского обслуживания, так и в клиническом – совершенствование методов диагностики, лечения, реабилитации и профилактики (в первую очередь профессиональных заболеваний).

ОНКОЛОГИЧЕСКАЯ ЗАБОЛЕВАЕМОСТЬ ЛИЦ, ПОДВЕРГАВШИХСЯ ДОЛГОВРЕМЕННОМУ ПРОФЕССИОНАЛЬНОМУ ОБЛУЧЕНИЮ

Д.Е. Калинин, А.Б. Карпов, Р.М. Тахауов, Ю.А. Самойлова,

И.В. Ширяева, Е.В. Кострыкина, Д.Б. Бульдович

Северский биофизический научный центр ФМБА России, г. Северск

Проблемная научно-исследовательская лаборатория «Радиационная медицина и радиобиология» Томского научного центра СО РАМН, г. Северск

Клиническая больница №81 ФМБА России, г. Северск

Сибирский государственный медицинский университет

Минздравсоцразвития России, г.Томск

Актуальность проблемы: на сегодняшний день всё большую актуальность приобретает проблема объективной оценки последствий радиационного воздействия на организм человека. При совершенствовании действующих норм радиационной безопасности необходимо учитывать результаты эпидемиологических исследований, объектом которых является персонал предприятий атомной индустрии, подвергавшийся профессиональному облучению.

Цель работы: оценка показателей и риска заболевания злокачественными новообразованиями (ЗНО) среди работников крупнейшего в мире предприятия атомной индустрии, подвергавшихся в процессе своей профессиональной деятельности долговременному воздействию ионизирующего излучения (ИИ).

Материал и методы: для изучения показателей заболеваемости и коэффициентов стандартизованного относительного риска (СОР) заболевания ЗНО проведено ретроспективное исследование в когорте работников Сибирского химического комбината (СХК), нанятых на работу в период с 01.01.1950 г. по 31.12.2004 г. Период наблюдения охватывал интервал с 01.01.1970 г. по 31.12.2005 г. Анализ структуры, уровня, и риска онкозаболеваемости был проведён на базе регистра «Онкологические заболевания», являющегося структурной составляющей регионального медико-дозиметрического регистра персонала СХК и населения закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) Северск, на территории которого расположен комбинат. Количество лиц, заболевших ЗНО, составило 3 069 человек (2 032 мужчины и 1 037 женщин). Для

расчёта коэффициентов (COP) заболевания ЗНО работников СХК, подвергавшихся действию ИИ, использовался «внутренний контроль» – фоновые показатели онкологической заболеваемости работников СХК, не подвергавшихся техногенному облучению. Для оценки зависимости «доза-эффект» использовалось разделение персонала на подгруппы с различной суммарной дозой внешнего облучения (СДВО). В качестве стандарта использовались показатели заболеваемости в «нулевой» группе (работники СХК без зарегистрированных доз облучения).

Результаты: в структуре заболеваемости мужчин наибольший удельный вес занимали ЗНО органов пищеварения (33,2%), органов дыхания (24,9%) и кожи (8,9%). Злокачественные опухоли мочевых путей и мужских половых органов суммарно составляли 15,3% от общего количества случаев заболевания ЗНО. Структура первичной онкозаболеваемости женщин выглядела следующим образом. Первое место в структуре, как и у мужчин, занимали ЗНО органов пищеварения (25,7%), второе – ЗНО молочной железы (23,6%), третье – ЗНО женских половых органов (15,2%).

Наибольшую распространённость среди мужчин имели ЗНО органов пищеварения (98,6 случая на 100 000 человеко-лет наблюдения (ЧЛН)), при этом наибольшая частота встречаемости ЗНО данной локализации имела место среди работников в возрасте 70-79 лет (121,4 случая). На втором ранговом месте находились ЗНО органов дыхания (72,7 случая на 100 000 ЧЛН), наиболее часто встречающиеся среди работников в возрасте 60-69 лет (98,3 случая на 100 000 ЧЛН мужчин данной возрастной группы). Третьими по частоте встречаемости среди мужчин были ЗНО кожи, включая меланому (25,7 случаев на 100 000 ЧЛН), наиболее часто встречающиеся среди работников, чей возраст на момент заболевания составил 80 лет и старше (51,9 случая на 100 000 ЧЛН).

Среди женщин наибольшую распространённость имели ЗНО органов пищеварения (94,3 случая на 100 000 ЧЛН), при этом наибольший уровень заболеваемости наблюдался среди работниц в возрасте 40-49 лет (114,5 случаев на 100 000 ЧЛН). Второе и третье ранговые места среди женщин-работниц СХК занимали ЗНО молочной железы и женских половых органов (соответственно, 87,3 и 57,3 случая на 100 000 ЧЛН), а среди представительниц различных возрастных групп ЗНО указанных локализаций чаще всего встречались у женщин в возрасте 40-49 лет (соответственно, 188,1 и 104,3 случая на 100 000 ЧЛН). Четвёртыми по частоте встречаемости были ЗНО кожи (включая меланому) – 40,2 случая на 100 000 ЧЛН, при этом в наибольшей степени данной группе заболеваний были подвержены женщины в возрасте 80 лет и старше (87,4 случая на 100 000 ЧЛН).

Согласно полученным данным, отражающим онкозаболеваемость мужчин в зависимости от СДВО, ЗНО органов дыхания наиболее распространены среди мужчин с СДВО в диапазоне от 500 до 1 000 мЗв, ЗНО органов пищеварения, кожи и половых органов чаще всего встречаются среди работников с СДВО от 300 до 500 мЗв, а ЗНО мочевых путей – среди работников с накопленной дозой от 150 до 200 мЗв. Среди женщин ЗНО молочной железы и женских половых органов в наибольшей степени были распространены среди работниц с СДВО в диапазоне от 200 до 300 мЗв, ЗНО органов пищеварения – среди женщин с СДВО от 150 до 200 мЗв, а ЗНО кожи (включая меланому) – среди работниц с СДВО в диапазоне от 100 до 150 мЗв.

У представителей обоих полов был выявлен достоверно более высокий, по сравнению со стандартом, COP развития ЗНО органов дыхания (группа работников с СДВО от 500 до 1 000 мЗв); ЗНО костей и суставов (у работников с СДВО в диапазоне от 300 до 500 мЗв); мезотелия и мягких тканей (СДВО от 500 до 1 000 мЗв), а также мужских половых органов (диапазоны СДВО 50-100, 100-150, 150-200 и 500-1 000 мЗв).

Среди мужчин более высокий, по сравнению со стандартном, COP развития ЗНО был выявлен в отношении таких локализаций ЗНО, как кости и суставы (диапазоны СДВО – 50-100 и 300-500 мЗв), а также мезотелий и мягкие ткани (СДВО от 500 до 1 000 мЗв).

У женщин был выявлен достоверно более высокий СОР развития ЗНО органов дыхания (для работниц с СДВО 150-200 мЗв); кожи (диапазоны СДВО 50-100, 100-150 и 200-300 мЗв); молочной железы (СДВО 150-200 и 300-500 мЗв), гениталий (у работниц с СДВО от 20 до 50 мЗв) и мочевых путей (диапазон СДВО от 150 до 200 мЗв).

Представленные данные не следует воспринимать как неопровержимое доказательство решающей роли радиационного фактора в патогенезе ЗНО у работников радиационно-опасных производств. На результаты исследования может влиять то обстоятельство, что для определённой доли бывших работников СХК на момент проведения анализа неизвестен жизненный статус или причина смерти, либо факт смерти или заболевания ЗНО. Кроме этого на данном этапе не была исследована распространённость других факторов риска (прежде всего, курения) в сравниваемых группах. В этой связи будет продолжена активная работа по установлению жизненного статуса для лиц, потерянных из-под наблюдения.

Наиболее разумным представляется рассматривать полученную информацию как некую отправную точку для дальнейших углублённых исследований, направленных на выявление всей гаммы факторов риска развития (в первую очередь профессиональных – как радиационных, так и нерадиационных).

ДИНАМИКА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ ЗЛОКАЧЕСТВЕННЫМИ НОВООБРАЗОВАНИЯМИ НАСЕЛЕНИЯ СЕВЕРНОГО РЕГИОНА КАЗАХСТАНА

*Е.Т.Кашкинбаев, П.К.Казымбет, М.М. Бахтин, Г.Т.Камешева,
Д.С.Жарлыганова, А.А.Габдрахов*

АО «Медицинский университет Астана», Республика Казахстан, г. Астана

Техногенное загрязнение природными радионуклидами в процессе добычи и переработки полезных ископаемых является проблемой многих стран, в том числе и Казахстана, который обладает крупными запасами урана и полезных ископаемых. По данным МАГАТЭ, на конец 1992 года Казахстан обладал 50% запасом урановых руд бывшего СССР. Основные ресурсы урановых месторождений Республики сосредоточены в Северном регионе, где более 40 лет интенсивно добывалась открытая и подземная добыча урановых руд [1, 2].

Ряд территории Северно-Казахстанской (СКО) и Акмолинской областей относится к разряду радиоэкологически неблагоприятных. В результате деятельности уранодобывающих предприятий уже накоплены 250 млн. тонн радиоактивных отходов, которые представляют опасность окружающей среде и здоровью человека [3].

По данным авторов в 60 % проб питьевой воды исследованного региона установлено превышение суммарной альфа-активности по сравнению с нормой 272 раз. В отдельных пробах удельная активность урана-238 и свинца-210 до 2,5 раза превышает уровни вмешательства нормы радиационной безопасности. [4, 5, 6].

В тоже время показатели онкологической заболеваемости Северо-Казахстанской и Акмолинской областей высокие [7].

Цель исследования. Изучение пространственную и временную распространённость злокачественных новообразований в Северо-Казахстанской и Акмолинской областях за 2006-2010 гг.

Материалы и методы исследования. В качестве материала исследования использовали: уточненные сведения официальных отчетов областных онкологических диспансеров – «Отчет о заболеваниях ЗН» (учетная форма №7) на территории РК в 2006-2010 годы, данные извещений о впервые установленном диагнозе по регионам Республики Казахстан (учетная форма 090/У), заполненных на 21302 больных, данные

Агентства Республики Казахстан по статистике о численности, половозрастном составе населения по областям и районам за 2006-2010 годы.

Использовались ретроспективные методы исследования заболеваемости злокачественными новообразованиями с применением дескриптивных и аналитических методов онкоэпидемиологии. Экстенсивные показатели и ГП заболеваемости определены по общепринятой методике, применяемой в санитарной статистике [8]. Материалы обработаны с помощью компьютерной программы MS Excel.

Результаты и обсуждения.

Северо-Казахстанская и Акмолинская области входят в Есильскую экологическую зону. В составе Северо-Казахстанской области имеется 1 город и 13 районов, а составе Акмолинской области имеются 2 города и 17 районов.

За исследуемый период было зарегистрировано впервые выявленные злокачественные новообразования в Северо-Казахстанской области 8119, а в Акмолинской области 8097 больных

Как показано на рисунке 1, на первом месте расположена Павлодарская область (271‰), на втором – Восточно-Казахстанская область (268‰), на третьем – Северо-Казахстанская (253‰), на четвертом – Костанайская область (252‰), на пятом – Карагандинская (230‰) и на шестом месте Акмолинская область (218‰). Показатели Северо-Казахстанской области 1,5 раза, а Акмолинской области 1,1 раза превышают среднее республиканский показатель (183 ‰) заболеваемости ЗНО.

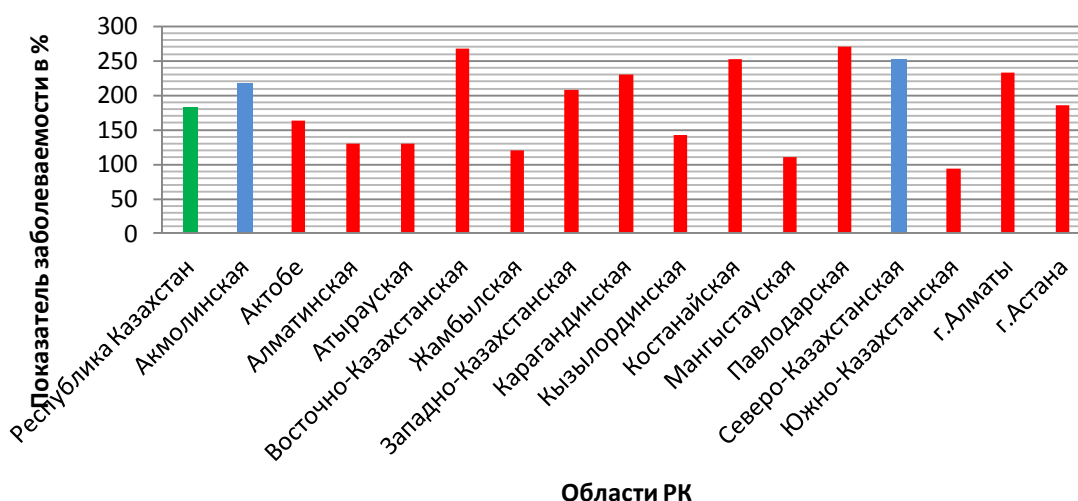


Рис. 1. Средний показатель заболеваемости ЗНО за пять лет в Республике Казахстан за 2006-2010 гг.

На рисунке 2 показана динамика заболеваемости злокачественными новообразованиями в Северо-Казахстанской области за исследуемый период, в динамике общей заболеваемости злокачественными новообразованиями имела тенденцию роста и в 2006 году общая заболеваемость составила 251,8‰, и снизилась до 234,2‰ (2008 г.), с последующим повышением до 282,6‰ (2010 г.), Тпр составил 1,5‰.

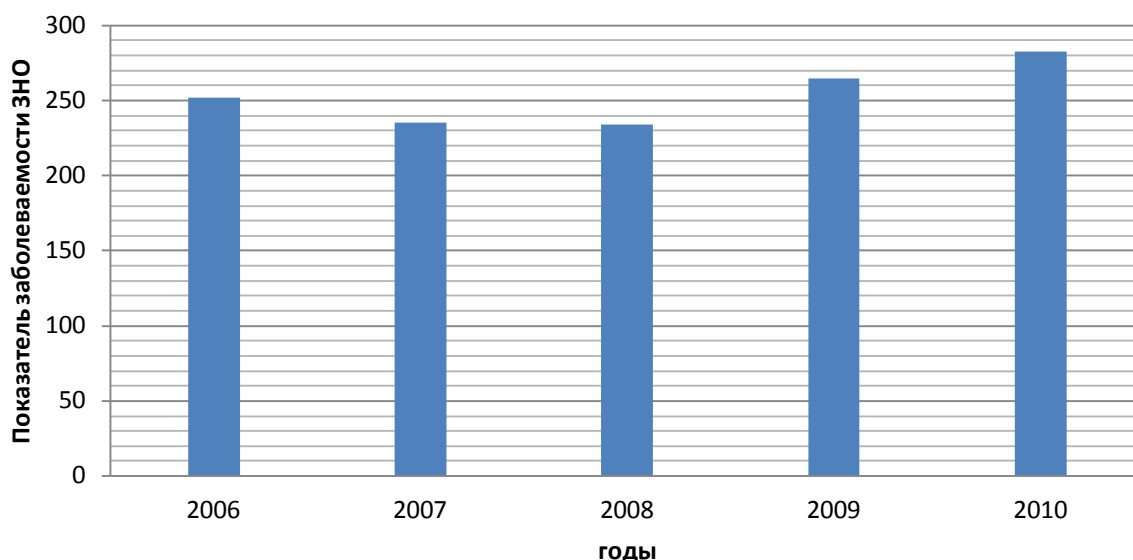


Рис. 2. Новые случаи всех видов рака, зарегистрированных в амбулаторных учреждениях, Северо-Казахстанской области

На рисунке 3 иллюстрирована заболеваемость злокачественными новообразованиями среди женщин и мужчин Северо-Казахстанской области. Показатели заболеваемости злокачественными новообразованиями мужского пола в динамике имела тенденцию роста 2006 году и составила - 268‰, и снизился до 252‰ (2008), с последующим ростом до 2010 г. - 288‰ (2010 г.), в динамике общей заболеваемости злокачественными новообразованиями среди женщин имела тенденцию роста в 2006 году - 237‰, и снижением до 218‰ (2008 г.), с последующим ростом 2010 г. - 278‰ (2010 г.).

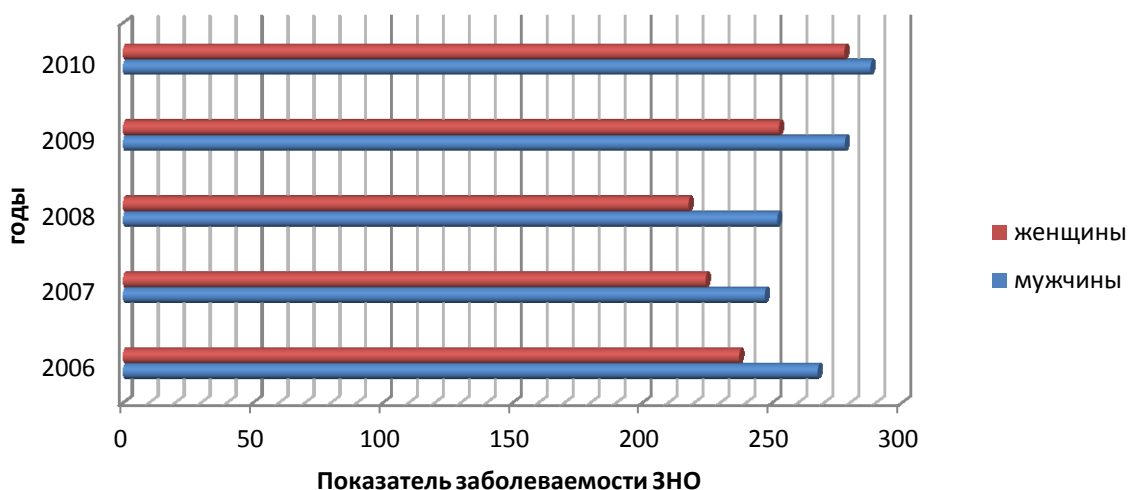


Рис. 3. Заболеваемость злокачественными новообразованиями среди женщин и мужчин СКО

В таблице 1 показаны локализации злокачественных новообразований, которые занимают первые три места из всех злокачественных новообразований. За исследуемый период, на первом месте злокачественные новообразования органов дыхательных путей по среднему показателю составила - 39‰, в динамике имела тенденцию колебания с 40,6‰ (2006 г.), с последующим снижением до 32,4‰ (2007 г.), и повышением до 39,3‰ (2010 г.). На втором месте - рак молочной железы по среднему показателю составила -

26,5‰, в динамике рак молочной железы имела тенденцию роста от 25,5‰ (2006 г.), и снизилась до 21,8‰ (2008 г.), с последующим ростом до 31,1‰ (2010 г.). На третьем месте рак желудка по среднему показателю за пять лет составил - 22,2‰, в динамике имела тенденцию колебания с 25,5‰ (2006 г.), и снижением до 20,1‰ (2009 г.), с последующим повышением до 24‰ (2010 г.).

Таблица 1. Структура онкопатологии населения Северо-Казахстанской области за 2006-2010 гг.

Локализация опухолей	2006	2007	2008	2009	2010	2006-2010	Ранг
Все ЗНО в том числе:	251,8	235,3	234,2	264,7	282,6	253,72	
Дыхательных путей	40,6	32,4	40,7	39,8	39,3	39	1
Молочной железы	25,5	24,9	21,8	29,1	31,1	26,5	2
Желудка	25,5	21	20,6	20,1	24	22,2	3

На рисунке 4 показана динамика заболеваемости злокачественными новообразованиями в Акмолинской области за исследуемый период, в динамике общая заболеваемость имела тенденцию колебания и в 2006 году общая заболеваемость составила - 208,6‰, и выросла до - 229,3‰ (2007 г.), с последующим снижением до - 211,7‰, (2009 г.), и вновь рост до 220‰ (2010 г.), Тпр составил 1,3‰.

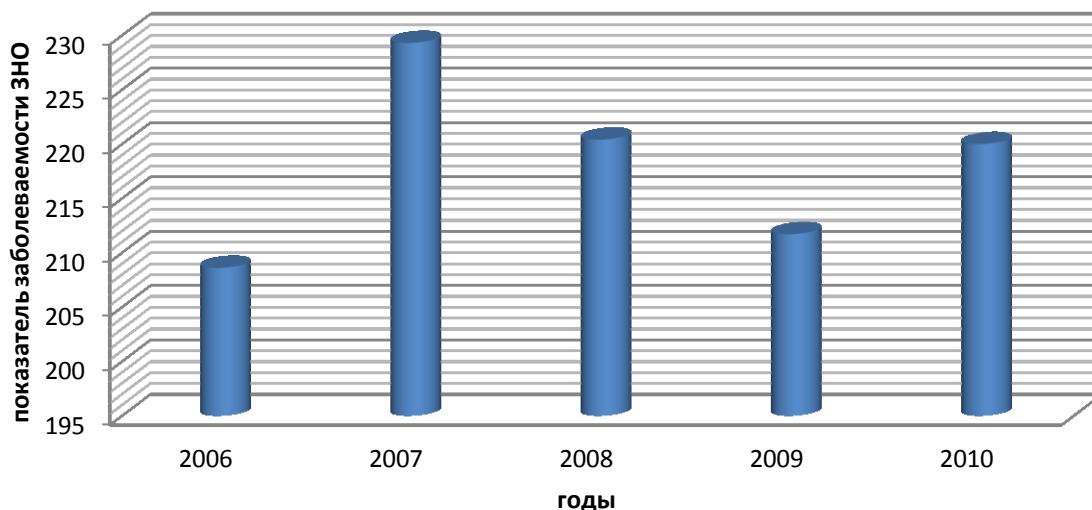


Рис. 4. Новые случаи всех видов рака, зарегистрированных в амбулаторных учреждениях, Акмолинской области

На рисунке 5 показана заболеваемость злокачественными новообразованиями среди женщин и мужчин Северо-Казахстанской области. В динамике показатели заболеваемости мужского пола имели тенденцию снижения и в 2006 году и составила - 243,5‰ (2006 г.), с последующим снижением до 2010 г. 226‰ (2010 г), среди женщин в динамике имели тенденцию колебания 2006 году - 216‰, с последующим снижением до 200‰ (2007 г.), и с последующим повышением показателей до 2010 г. - 214‰ (2010 г.).

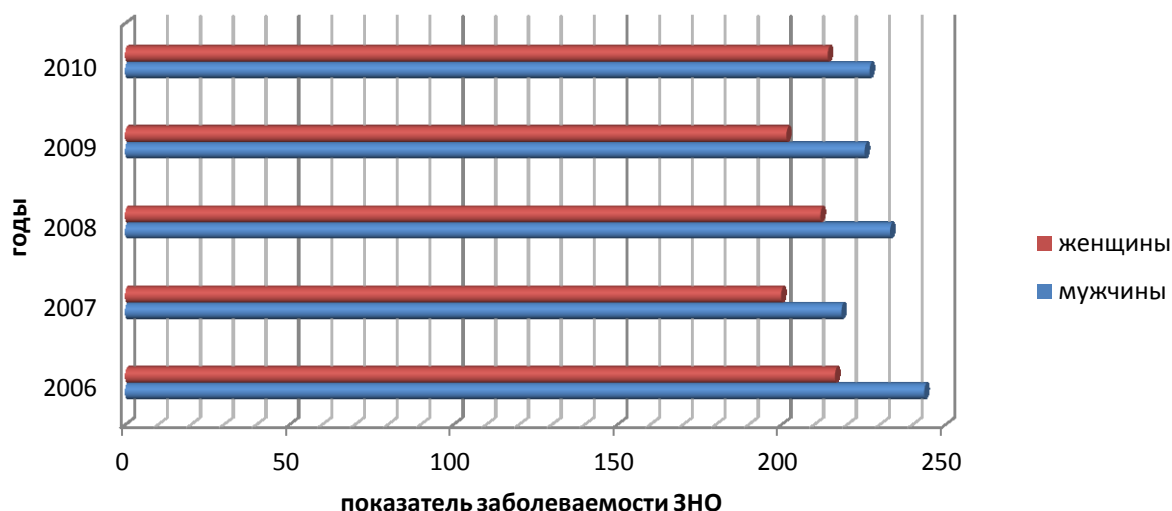


Рис. 5. Заболеваемость ЗНО среди женщин и мужчин Акмолинской области

В таблице 2 показаны локализации злокачественных новообразований, которые занимают первые три места из всех злокачественных новообразований. За исследуемый период, на первом месте среди злокачественных новообразований ЗНО органов дыхательных путей по среднему показателю составил – 35,2‰, в динамике эти показатели имели тенденцию колебания 33,6‰ (2006 г.) с последующим ростом до 36,8‰ (2008 г.). А на втором месте, рак молочной железы по среднему показателю составил 22,3‰, в динамике показатели заболеваемости раком молочной железы, за изучаемый период, имела тенденцию колебания. В динамике заболеваемость раком молочной железы вначале исследования составила - 19,8‰ (2006 г.), затем рост ИП до 23,5‰ (2008 г.) с последующим снижением до 22,1‰ (2010 г.). На третьем месте рак желудка – средний показатель за пять лет составила - 22,2‰, в динамике наблюдается рост показателей с 20,5‰ (2006 г.), до 25,4‰ (2007 г.) с последующим снижением до 22,1‰ (2010 г.).

Таблица 2. Структура онкопатологии населения Акмолинской области за 2006-2010 гг.

Локализация опухолей	2006	2007	2008	2009	2010	2006-2010	Ранг
Все ЗНО в том числе:	134,6	229,3	220,4	211,7	220	203,2	
Дыхательных путей	33,6	36,6	36,8	34,7	33,9	35,12	1
Молочной железы	19,9	23	23,5	23	22,1	22,3	2
Желудка	20,5	25,4	20,1	22,2	22,1	22,06	3

Выводы

Динамика интенсивных показателей заболеваемости злокачественными новообразованиями населения Северо-Казахстанской и Акмолинской областях с 2006-2010 гг. имеет тенденцию роста от 251,8‰, до 282,6‰, и 208,6‰, 220‰.

За исследуемый период в структуре онкопатологии Северо-Казахстанской области первое место занимает злокачественные новообразования органов дыхательных путей - 39,3‰, на втором - рак молочной железы 26,5‰, и на третьем рак желудка - 22,2‰, а в

Акмолинской области первое место занимает злокачественные новообразования органов дыхательных путей, 35,1%, на втором - рак молочной железы 22,3%, и на третьем рак желудка - 22,06%

Литература

1. Беланог А.А., Байдулин С.А., Дарменов О.К., Бекенова Ф.К. Экологическая ситуация заболеваемости в Северном регионе Республики Казахстан. // «Астана медициналык журналы». 2003. - №4. - С. 12-14.
2. Казымбет П.К. Исследование радиоэкологической обстановки и состояние здоровья населения в уранодобывающих регионах акмолинской области. // Астана медициналык журналы. 2005. - №3. – С. 8 – 9.
3. Казымбет П.К. Исследование радиоэкологической обстановки и обеспечение радиационной безопасности населения уранодобывающего региона Северного Казахстана. // Астана медициналык журналы. 2010. - №3 (61). – С. 9 – 15.
4. Казымбет П.К., Имашева Б.С., Бахтин М.М., Калибекова А.Д., Исенеев К.К., Асылбеков М.А. Комплексное исследование экологически неблагоприятных регионов Северного Казахстана // Материалы международной конференции «Медико-социальная реабилитация населения экологически неблагоприятных регионов», Семей. - 2006.-С.58.
5. Исенеев К.К., Полстянова Н.Г., Ташметов К.К. Исследования загрязненности радионуклидами поверхностных и подземных водоисточников в Северо-Казахстанской области// Вестник Медицинского центра Управления делами Президента Республики Казахстан. 2006.- №1 (17), С.113-115
6. Iseneev K.K. Potable water radioactivity assessment in North-Kazakhstan region// Medical-biological and radio-ecological problems on uranium-and oil-producing regions. IV International Theoretical and practical conference materials, 27-29 september 2010, p.31
7. Сейтказина Г.Д., Мирманова Г.Ж., Ажмагамбетов А.Е., Сейсенбаева Г.Т., Оспанов М.А. Заболеваемость злокачественными новообразованиями в Северном регионе Казахстана. // Матер. VI съезда онкологов и радиологов стран СНГ № 1-4 октября 2010, г. Душанбе. – с. 28.
8. Мерков А.М., Поляков Л.Е. Санитарная статистика. Медицина. 1974. 384 с.

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ В ЛИМФОЦИТАХ КРОВИ У РАБОТНИКОВ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

*Н.В. Литвяков, Е.О. Васильева, А.А. Бондарюк, О.О. Гончарик,
С.А. Межеричкий, Р.М. Тахауов, А.Б. Карпов
Северский биофизический научный центр ФМБА России, г. Северск*

Метод оценки хромосомных aberrаций (ХА) принят МАГАТЭ в 1986 г. в качестве официального метода биологической дозиметрии. Имеются данные о длительном сохранении цитогенетических нарушений в лимфоцитах крови у ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС и у профессионалов, работающих с источниками ионизирующего излучения.

Цель работы: исследовать частоту и спектр цитогенетических аномалий у работников Сибирского химического комбината (СХК), в зависимости от возраста, пола, вида облучения и дозы внешнего облучения.

Материалы и методы: Проведён стандартный анализ частоты и спектра ХА у 650 работников СХК – крупнейшего в мире предприятия атомной промышленности, подвергавшихся хроническому внешнему облучению (γ -излучение). Ряд работников СХК подвергались внутреннему α -облучению за счёт инкорпорированного ^{239}Pu и сочетанному внешнему и внутреннему облучению. Все работники были распределены по группам в

зависимости от вида облучения: группа производственного контроля – без облучения; группа с внутренним α -облучением; группа с внешним облучением и группа с сочетанным облучением.

Результаты: При сравнении частот ХА в группе работников с внешним облучением с контролем отмечается значительное увеличение суммарной частоты аберрантных клеток (более чем в 1,5 раза) с $p = 0,00001$. Длительное внешнее облучение индуцирует различные виды разрывов хромосом: увеличены частоты одиночных, парных и точечных фрагментов. Наблюдается значительное (более чем в 2,5 раза) повышение частоты дицентриков ($p = 0,006$), но по кольцевым хромосомам различия статистически не значимы.

Суммарная доза хронического внешнего облучения в группах с внешним и сочетанным облучением не отличалась ($189,6 \pm 14,2$ и $171,5 \pm 20,4$ мЗв, соответственно, $p = 0,452$). Тем не менее, при сочетанном облучении, по сравнению с внешним облучением, наблюдается снижение суммарного числа аберрантных метафаз, одиночных и парных точечных фрагментов и хроматидных обменов, т.е. дополнительная радиационная нагрузка за счёт внутреннего облучения от инкорпорированного ^{239}Pu каким-то образом «защищала» хромосомный аппарат лимфоцитов от повреждающего действия хронического внешнего облучения. На наш взгляд этот феномен подобен адаптивному ответу, но нельзя забывать, что речь идёт о разных видах излучений и «адаптивный» фактор (внутреннее облучение), действует одновременно с «повреждающим» фактором (внешнее облучение).

У всех работников СХК с только внешним облучением обнаружено, что дозовая зависимость для количества аберрантных клеток, хромосомных и хроматидных аномалий имеет нелинейный характер. При облучении в дозе до 10 мЗв наблюдается достоверное уменьшение частоты аберрантных клеток, хроматидных и хромосомных aberrаций, по сравнению с контролем, что соответствует явлению радиационного гормезиса. Хроническое облучение при дозах менее 40 мЗв не оказывает значимого мутагенного действия на геном человека. Начиная с диапазона доз 41-100 мЗв, отмечается статистически значимое увеличение выхода аберрантных метафаз и aberrаций хроматидного и хромосомного типов. В диапазоне доз от 100 до 400 мЗв на дозовой зависимости имеется плато, уровень цитогенетических аномалий не увеличивается и только возрастает статистическая значимость различий с контролем. При дозах более 400 мЗв устанавливается линейная зависимость от дозы облучения.

ОБЛУЧЕНИЕ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ В УСЛОВИЯХ ЙОДНОГО ДЕФИЦИТА ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

В.П. Миронов, В.В. Журавков, О.П. Кудина

*Международный государственный экологический университет имени А.Д. Сахарова,
г. Минск, Республика Беларусь*

Введение

При катастрофах, сопровождающихся значительными выбросами радиоактивного йода, йодная недостаточность приобретает особое значение. В условиях йодного дефицита происходит избыточное накопление изотопов радиоактивного йода в щитовидной железе (ЩЖ) и, как следствие, увеличение дозовых нагрузок на ЩЖ во всех возрастных группах. Йод не способен синтезироваться в организме, поэтому его запас должен постоянно пополняться за счет поступления с пищей и водой. Суточная потребность взрослого организма составляет 150 мкг йода в день. Йоддефицитные участки ЩЖ подвергаются максимальному воздействию радиоактивных изотопов йода в

силу обратной зависимости между содержанием стабильного йода и поглощением радиоактивного. Поэтому при определении дозы, полученной от радиойода, поступившего в ЩЖ, МКРЗ рекомендует использовать реальную для заданной популяции величину потребления йода [1].

Кроме того, при расчетах доз облучения ЩЖ считается, что радиоактивные изотопы йода и создаваемая ими доза распределены в щитовидной железе равномерно. На самом деле предположения о равномерности распределения поглощенной дозы в тиреоидной ткани содержат значительные неопределенности, обусловленные физиологическими (различная чувствительность клеток к облучению, разный уровень митотической активности и стадии митотического цикла, эффективность системы репарации) и физическими (вид излучения, мощность дозы, распределение дозы в облучаемом органе и др.) причинами. Неравномерность распределения йода является следствием функциональной асинхронности фолликулярных структур. Активно накапливает йод лишь часть фолликулов ЩЖ (5-10%), где более интенсивно протекает биосинтез тиреоидных гормонов.

Отмеченные факторы не учитываются при расчете поглощенной дозы в ЩЖ и прогнозировании радиационного риска стохастических последствий. Проводится оценка усредненной по органу дозы в основном по поступлению йода-131 без учета увеличения йодаккумулирующей функции ЩЖ в условиях йодного дефицита, характерного для многих регионов Беларуси.

Впервые для учета йодного дефицита с целью уменьшения влияния указанных факторов, вносящих неопределенность в оценку доз облучения ЩЖ, были определены посуточные загрязнения и дозовые нагрузки от радиойода на щитовидные железы жителей Брестской области в результате аварии на ЧАЭС.

Объекты и методы исследования

В настоящее время общепринятой моделью метаболизма йода для расчета дозовых коэффициентов от радиойода является трехкамерная модель, предложенная МКРЗ в 56 публикации. Эта модель основана на описании Риггсом метаболизма стабильного йода для взрослых при пероральном поступлении йода. Модель применима в случае отсутствия йодного дефицита и равномерного распределения радиойода по тиреоидной ткани [2].

Исторически Республика Беларусь является эндемичным по йоду регионом. Исследования, проведенные сотрудниками института геохимии, геофизики АН БССР свидетельствуют о крайне низком содержании йода в почвах и воде территорий, оказавшихся в 1986 г. наиболее загрязненными радионуклидами йода. Это большая часть Гомельской и Брестской областей. Согласно результатам проведенного в 1997-1998 годах в Республике Беларусь под эгидой Европейского регионального бюро ВОЗ исследования, Республика Беларусь относится к странам йодной недостаточности в легкой и средней степени выраженности. Наиболее йододефицитные регионы выявлены в Брестской области, где йод-дефицит (~27 мкг/л) оценивался как средней степени и тяжелый.

Упрощенно модель метаболизма йода у эутиреоидного субъекта можно представить в виде ниже следующей схемы (рис. 1) [3, 4].

На данном рисунке каждый куб представляет собой определенный компартмент йода. I – компартмент неорганического йода, включающий йодид в щитовидной железе и в секретах кишечного тракта; G – компартмент органического йода в щитовидной железе; B – камера органического йода в крови и других экстраклеточных тканях; In – суточное потребление йодида с пищей и водой; H – секреция гормонального йода; F – выведение органического йода (преимущественно с фекалиями); E – экскреция йодида почками. Стрелки обозначают пути, которые проходит йод в организме человека.

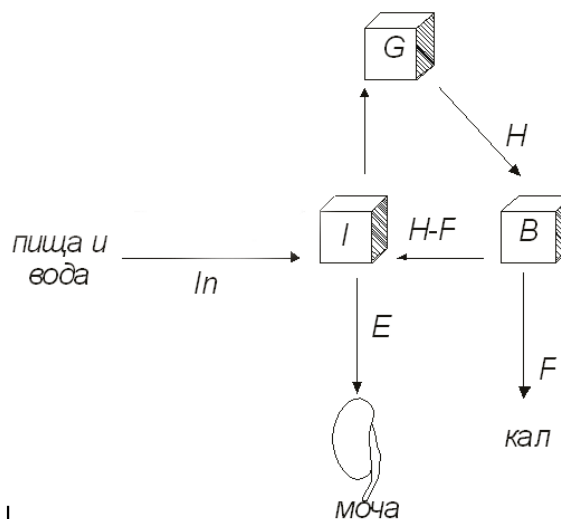


Рис. 1. Упрощенная модель метаболизма йода у эутиреоидного субъекта в регионе с адекватным содержанием йода

Поведение радиоактивного йода в обменных процессах организма аналогично поведению стабильного изотопа, потому что это изотопы одного и того же химического элемента и различие состоит лишь в том, что для стабильного йода (^{127}I) постоянная распада (λ_{127}) равна нулю.

Исходя из модели (рис. 1), получаем для описания метаболизма радиоактивного йода следующую систему уравнений:

$$\frac{dQ_I^*}{dt} = In_r(t) + K_{BI}Q_B^* - (K_{IE} + \lambda_r + K_{IG})Q_I^* \quad (1)$$

$$\frac{dQ_G^*}{dt} = K_{IG}Q_I^* - (K_{GB} + \lambda_r)Q_G^* \quad (2)$$

$$\frac{dQ_B^*}{dt} = K_{GB}Q_G^* - (K_{BI} + K_{BF} + \lambda_r)Q_B^* \quad (3)$$

где

Q_I , Q_G , Q_B - общее количество йода в камере неорганического йода, органического йода щитовидной железы, органического йода крови и экстратиреоидных тканей соответственно, мкг;

Q_I^* , Q_G^* , Q_B^* - количество радиоактивного йода в камере неорганического йода, органического йода щитовидной железы, органического йода крови и экстратиреоидных тканей соответственно, Бк;

K_{BI} - константа скорости превращения гормона в неорганический йодид, ч^{-1} ;

K_{IE} - константа скорости почечной экскреции йодида, ч^{-1} ;

K_{IG} - константа скорости поглощения йодида щитовидной железой, ч^{-1} ;

K_{GB} - константа скорости секреции органического йода из щитовидной железы, ч^{-1} ;

K_{BF} - константа скорости выделения органического йода, ч^{-1} ;

λ_r - константа радиоактивного распада, ч^{-1} (0,00358).

Начальные условия: $Q_I^*(0) = Q_G^*(0) = Q_B^*(0) = 0$.

При резком наступлении дефицита йода конкуренция йода в компартменте йодида резко снижается. Так как в начальный момент времени почечное выделение остается на том же уровне, щитовидная железа при этом истощается. Продолжительность этого периода зависит от различий между поглощением и выделением.

Численные значения параметров предложенной трехкамерной биокинетической модели распределения йода в человеческом организме в случае нормального поступления стабильного йода и для его дефицита приведены в таблице 1.

Для стабильного йода максимальное накопление происходит в гормональной форме (камеры G и B). Более короткоживущие изотопы йода распадаются до органически связанной формы в тканях. Для йода-131 его экстрацереоидная органически связанная форма (камера B) достигает всего $\frac{1}{4}$ содержания в ЩЖ (камера G).

С точки зрения облучения ЩЖ йодом-131 преимущественное значение уделяется содержанию органически связанного радиойода в ЩЖ (камера G) по сравнению с содержанием неорганического йода в ЩЖ (камера I) в связи с меньшей кратностью его накопления. Однако органически связанный йод находится преимущественно в коллоиде фолликулов ЩЖ, облучение которого не играет значимой роли в определении дозы на ЩЖ в связи с его малой радиочувствительностью, в то время как облучение тироцитов и кровеносных сосудов (камера I) значительно влияет на функционировании железа.

Таблица 1. Основные параметры биокинетической модели для нормального поступления стабильного йода и хронического дефицита [3]

Параметры	Состояние йодной обеспеченности	
	Нормальное поступление	Хронический дефицит
Поступление стабильного йода в ЩЖ, $\mu\text{г}$	150	20
$K_{IG}, \text{сут}^{-1}$	0,93	14,9
$K_{IE}, \text{сут}^{-1}$	1,92	1,92
$K_{GB}, \text{сут}^{-1}$	0,009	0,023
$K_{BF}, \text{сут}^{-1}$	0,005	0,005
$K_{BI}, \text{сут}^{-1}$	0,053	0,053

Модель предназначена для описания метаболизма стабильного йода в организме взрослых, в то время как дети и подростки более подвержены воздействию радиойода.

Для описания метаболизма йода-131 в ЩЖ детей и подростков используем систему дифференциальных уравнений для модели Риггса и параметры из модели Джонсона [4] (таблица 2).

Таблица 2. Основные параметры биокинетической модели для нормального содержания стабильного йода в зависимости от возраста при облучении [3, 4]

Параметры	Возраст				
	0,25	1	5	10	15
Поступление стабильного йода в ЩЖ [6]	50	50	90	116	150
$K_{IG}, \text{сутки}^{-1}$	0,639	0,642	0,642	0,637	0,723
$K_{IE}, \text{сутки}^{-1}$	1,92	1,92	1,92	1,92	1,92
$K_{GB} 10^{-3}, \text{сутки}^{-1}$	5,87	9,54	7,24	5,91	5,53
$K_{BF}, \text{сутки}^{-1}$	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
$K_{BI}, \text{сутки}^{-1}$	0,053	0,053	0,053	0,053	0,053

Решение системы дифференциальных уравнений, описывающих модель Риггса при поступлении радиоактивного йода, для Q_G^* было получено с помощью компьютерной математической программы Maplesoft Maple v10.0.

Доза облучения ЩЖ на единицу однократного поступления радионуклида (дозовый коэффициент – $DF_{I-131,3\text{в/Бк}}$) и коллективная доза облучения щитовидной железы (S_{th} , чел-Зв) определялись по следующим уравнениям:

$$DF_{I-131} = \frac{E_{I-131\text{eff}}}{m_{th} \ln r} \cdot 8,64 \cdot 10^4 \cdot \int_0^{\infty} Q_G^* dt \quad (4)$$

$$S_{th} = DF_{I-131} \ln_r N \quad (5)$$

где m_{th} – масса ЩЖ, (0,02 кг) [5]; $E_{I-131\text{eff}}$ – средняя эффективная энергия, поглощаемая в ЩЖ на один распад ^{131}I , $3,2 \cdot 10^{-14}$ Дж/распад; $\ln_r$ – пероральное поступление ^{131}I на активной стадии аварии [6]; $8,64 \cdot 10^4$ – пересчетный множитель, с/сут; N – количество взрослого населения Брестской области, (942 тыс. чел в 1986 г.).

В связи с небольшим периодом полураспада ^{131}I интеграл функции удержания $\int_0^{\infty} Q_G^* dt$ заменен на $\sum_{i=1}^{80} Q_G^*(t_i) \Delta t$, где $\Delta t = 1$ сут.

Результаты и их обсуждение

В таблице 3 представлены результаты расчетов коллективных доз облучения ЩЖ при пероральном поступлении йода-131 для жителей Брестской области на активной стадии аварии без учета дефицита поступления стабильного йода и при наличии йодного дефицита.

Таблица 3. Коллективная доза на ЩЖ при пероральном поступлении йода-131 для жителей Брестской области с 26.04.86 по 05.05.86, чел-Зв

Возрастная группа	Коллективная доза без учета ЙД, чел-Зв	Коллективная доза при учете ЙД, чел-Зв
Взрослые	15591	38198
Подростки	16449	1123
Дети	3546	8865

Из результатов расчета, приведенных в таблице 3, следует, что дозы облучения ЩЖ при йодном дефиците, характерном для Брестской области во время аварии на ЧАЭС, более чем в 2,5 раза превышают дозы, полученные для нормального содержания стабильного йода в диете. Это вызвано тем, что при снижении поступления стабильного йода в организм уменьшается его выведение с мочой с 144 $\mu\text{г}$ до 9 $\mu\text{г}$ в сутки и увеличивается в 16 раз константа скорости поглощения йодида щитовидной железой [3].

Полученные результаты расчета доз от перорального поступления йода-131 хорошо согласуются с экспериментальными данными. Так совместное экспериментальное исследование специалистов России, Беларуси, Японии и ряда европейских стран показало, что риск развития радиационно-индуцированного рака ЩЖ в регионах с более выраженным йодным дефицитом был в 3 раза выше, чем в регионах, считавшихся обеспеченными йодом. При ретроспективном анализе поступления радиоактивных изотопов йода в апреле-июне 1986 года в ЩЖ населения, проживающего на загрязнённых территориях, необходимо учитывать йодный дефицит, характерный для многих регионов Беларуси перед катастрофой на ЧАЭС.

Используя программу Maplesoft Maple v10.0 для Брестской были получены посуточные значения Q_G^* , на основании которых построен график зависимости содержания радиойода в ЩЖ от времени при нормальном поступлении стабильного йода и в условиях йодного дефицита (рис.3).

Из рисунка видно, что в условиях йодного дефицита увеличивается скорость накопления радиоактивного йода в ЩЖ. Максимальное содержание ^{131}I в ЩЖ в случае йодного дефицита достигается на 21 час раньше, чем при нормальном поступлении стабильного йода. В результате избыточного накопления радиойода в ЩЖ жителей Брестской области во время аварии на ЧАЭС максимальное содержание ^{131}I в случае йодного дефицита составило 8500 Бк, в время как при нормальном поступлении стабильного йода максимальное содержание ^{131}I равно 2900 Бк при одинаковом поступлении ^{131}I в организм.

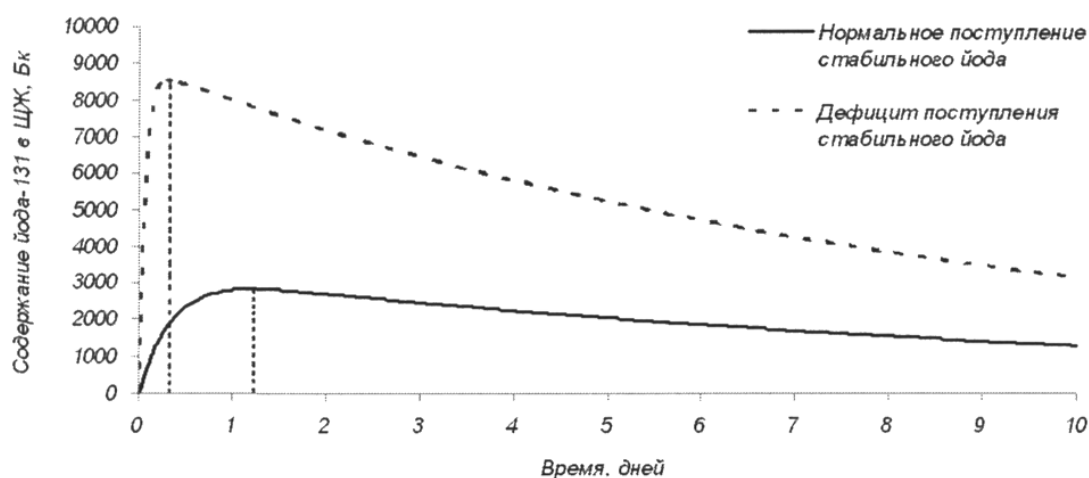


Рис. 3. Кинетика содержания радиойода в камере G при нормальном поступлении стабильного йода и в условиях дефицита поступления стабильного йода для взрослых

При оценке облучения щитовидной железы следует иметь в виду эндемичность региона по йоду. Анализ имеющихся данных показал существование обратной зависимости между содержанием стабильного йода и поглощением радиоактивного, в эндемичных по йоду регионах повышалось накопление радиоактивного йода в железе. Замедлялось выведение радионуклида, что привело к увеличению доз облучения ЩЖ.

Заключение

Проведенными расчетами показано, что наличие в Брестской области хронического йодного дефицита в период катастрофы на Чернобыльской АЭС вызвало избыточное накопление радиоактивного йода (^{131}I) в ткани ЩЖ, что приводит к увеличению доз облучения ЩЖ более чем в 2,5 раза.

Однако, это не объясняет значительное расхождение прогнозов специалистов (92 случая радиационно-индуцируемых раков щитовидной железы до 2020 [7]) и реальной заболеваемости раком ЩЖ в Беларуси (12136 случаев раков ЩЖ за период с 1986 по 2004 гг.). Это, по-видимому, связано с особенностями интратиреоидного распределения йода и влиянием этого фактора на аккумуляцию радиойода, определившую неравномерность распределения в тиреоидной паренхиме поглощенной дозы. Неравномерность распределения йода в щитовидной железе увеличивается в случае наличия дефицита поступления стабильного йода. Эти факторы также необходимо учитывать при заблаговременной разработке защитных мероприятий, оптимизации системы готовности и реагирования в случае вероятной проектной аварии на Белорусской

АЭС. Следовательно, при оценке поглощенной дозы необходимо учитывать не только величину поступившей в организм активности ^{131}I , но и массу аккумулирующей радиойод ткани и мощность дозы.

Литература

1. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К.Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009.
2. Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides. ICRP Publication 56. Pt. 1. Oxford, 1989. 122 p.
3. Riggs D. S. // Pharm. Rev. 1952. Vol. 4. P. 284–370
4. Johnson E.A. et al. Iodine metabolism in man. 1977
5. Человек. Медико-биологические данные / Доклад рабочей группы комитета 2 МКРЗ по условному человеку// Публикация МКРЗ 23. М., 1977
6. Конопля Е.Ф. Радиация и Чернобыль: короткоживущие радионуклиды на территории Беларуси. Мн., 2008. С. 135, 121
7. Романенко А.Е.// Вестник АМН СССР. 1992 №2 С. 7–14
8. Cardis E. et al. Risk of Thyroid Cancer After Exposure to ^{131}I in Childhood // J. of the National Cancer Institute. — 2005. — Vol. 97, № 10. — P. 724-732.

РЕЗУЛЬТАТЫ МОНИТОРИНГА ЗАБОЛЕВАЕМОСТИ И СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА Г. ЖЕЛЕЗНОГОРСКА КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

Т. В. Поплавская, И. В. Тихонова

ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», Управление Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека по Красноярскому краю, г. Красноярск

Зона наблюдения горно-химического комбината (ГХК) г. Железногорска представляет собой территорию радиусом 20-км от территории комбината, в которую включены два населенных пункта Емельяновского района, восемь населенных пунктов Сухобузимского района, г. Железногорск с подчиненными его администрации населенными пунктами, с численностью населения (без г. Железногорска и др.) 5583 человека.

Мониторинг показателей заболеваемости и смертности населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК, на популяционном уровне осуществляется на протяжении 5-11 лет, в качестве контрольного района для сравнения выбран Манский район Красноярского края. Мониторинг за заболеваемостью проводится по показателям общей и онкологической заболеваемости населения по официальным данным форм государственного статистического наблюдения системы здравоохранения.

Показатели общей заболеваемости населения зоны наблюдения в сравнении с контрольным Манским районом за период 2006-2010 гг. представлены в табл. 1.

Показатели общей заболеваемости населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК, и населения, проживающего в контрольном Манском районе, по уровню значения среднемноголетнего показателя за период 2006-2010 гг. статистически не отличаются. Наибольший уровень заболеваемости населения среди населенных пунктов, вошедших в зону наблюдения, за анализируемый период времени наблюдается среди населения д. Карымская, п. Мингуль и д. Толстомысово Сухобузимского района, расположение которых географически не связано с р. Енисей.

Таблица 1. Показатели впервые выявленной заболеваемости населения в разрезе населенных пунктов 20-км зоны наблюдения за 2006-2010 гг.

Населенный пункт	Годы										СМП*	
	2006		2007		2008		2009		2010			
	Случаев на 1000 населения	Ранг	Случаев на 1000 населения	Ранг	Случаев на 1000 населения	Ранг	Случаев на 1000 населения	Ранг	Случаев на 1000 населения	Ранг	Случаев на 1000 населения	Ранг
д. Барабаново	40,3	9	18,5	10	12,4	9	180,8	9	10,50	10	52,5	10
д. Куваршино	40,0	10	164,1	8	42,3	8	358,9	7	367,3	7	194,5	8
д. Толстомысово	835,1	2	789,7	3	889,9	3	600,9	5	596,1	4	742,3	3
с. Атаманово	467,7	7	491,6	7	376,8	7	350,1	8	413,4	6	419,9	7
п. Б.Пруды	706,8	4	730,1	5	644,9	5	678,7	4	795,8	2	711,2	4
п. Мингуль	783,3	3	951,5	2	784,9	4	767,9	2	780,4	3	813,6	2
п. Кононово	570,0	5	543,8	6	452,6	6	373,4	6	419,9	5	471,9	6
с. Б.Балчуг	139,7	8	39,1	9	7,20	10	15,90	10	175,2	9	75,42	9
с. Хлоптуново	519,0	6	775,2	4	923,4	1	684,0	3	352,5	8	650,8	5
д. Карымская	927,8	1	1023,6	1	906,4	2	869,6	1	832,3	1	911,9	1
20-км зона	534,5		574,1		483,6		453,1		474,5		503,9	
Манский район	528,0		518,5		536,9		631,2		545,9		552,1	

*Примечание: СМП – среднегодовое значение.

По результатам наблюдения в динамике прослеживается тенденция снижения уровня заболеваемости населения инфекционными болезнями, психическими заболеваниями и болезнями нервной системы, при этом, отмечается четкая тенденция к росту новообразований, болезней кровообращения и органов дыхания.

Структура впервые выявленной заболеваемости населения зоны наблюдения представлена в табл. 2.

Таблица 2. Структура впервые выявленной заболеваемости населения 20-км зоны наблюдения ГХК суммарно за 2006 – 2010 гг. (абсолютные показатели)

Наименование классов болезней	20-км зона		Манский район	
	Абс. ч. 2006-2010 гг.	Уд. вес, %	Абс. ч. 2006-2010 гг.	Уд. вес, %
Всего	14039	100	48750	100
Некоторые инфекционные и паразитарные болезни	703	5,01	2548	5,23
Новообразования	365	2,6	923	1,89
Болезни крови и кроветворных органов	22	0,16	238	0,49
Болезни эндокринной системы	250	1,78	340	0,7
Психические расстройства	398	2,83	1137	2,33
Болезни нервной системы	452	3,22	221	0,45
Болезни глаза и его придаточного аппарата	1655	11,79	2817	5,78
Болезни уха и сосцевидного отростка	418	2,98	694	1,42
Болезни системы кровообращения	1013	7,22	4140	8,49
Болезни органов дыхания	1445	10,29	19320	39,63
Болезни органов пищеварения	2164	15,41	1325	2,72
Болезни кожи и подкожной клетчатки	926	6,6	2144	4,40
Болезни костно-мышечной системы и	1144	8,15	3829	7,85

Наименование классов болезней	20-км зона		Манский район	
	Абс. ч. 2006-2010 гг.	Уд. вес, %	Абс. ч. 2006-2010 гг.	Уд. вес, %
соединительной ткани				
Болезни мочеполовой системы	864	6,15	2568	5,27
Беременность, роды и послеродовый период	0	0,0	1034	2,12
Отдельные состояния, возникающие в перинатальном периоде	22	0,16	110	0,23
Врожденные аномалии (пороки развития)	20	0,14	58	0,12
Симптомы, признаки и отклонения от нормы и т.д.	263	1,87	5	0,01
Травмы и отравления	1600	11,4	5299	10,87

В структуре впервые выявленной заболеваемости населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК, наибольший удельный вес составляют болезни органов пищеварения (15,4 %), болезни глаза и его придаточного аппарата (11,79 %), а также травмы и отравления (11,4 %), что отличается от классической структуры заболеваемости как по Манскому району, так и в целом по краю, где на первом месте – болезни органов дыхания.

Заболеваемость населения зоны наблюдения болезнями органов пищеварения по среднемноголетнему показателю за анализируемый период составляет 77,6 случаев на 1000 населения, что на 80,6 % превышает аналогичный показатель по Манскому району; показатель заболеваемости болезнями глаза и его придаточного аппарата на 46,2 % выше аналогичного показателя по Манскому району; показатель заболеваемости болезнями кожи и подкожной клетчатки превышает аналогичный показатель по контрольному району на 26,9 %. Отличительной особенностью заболеваемости населения Манского района являются более высокие уровни заболеваемости болезнями органов дыхания, на 73,5 % превышающие аналогичный показатель среди населения зоны наблюдения, и болезнями системы кровообращения, превышающие аналогичный показатель среди населения зоны наблюдения на 22,5 %.

Согласно классификации А.М. Меркова уровни общей смертности населения как в 20-км зоне наблюдения ГХК, так и в контрольном Манском районе, характеризуются как высокие (16-20 ‰). Однако, уровень смертности населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК, на 25,7 % меньше, чем в контрольном районе, и за последние 2 года имеет тенденцию к снижению, чего нельзя сказать о Манском районе.

Причинная структура общей смертности населения зоны наблюдения включает: болезни системы кровообращения, занимающие первое место, на втором месте – травмы и отравления, на третьем – новообразования, т.е. соответствует классической структуре, которая сложилась как по контрольному району, так и в целом по краю.

В каждом отдельном населенном пункте в течение года регистрируются единичные случаи смерти, в связи с чем, анализ показателей общей смертности населения проведен по сумме случаев за 5 лет по каждому населенному пункту, табл. 3.

Среди населенных пунктов зоны наблюдения наиболее высокий показатель общей смертности в с. Хлопуново – 2472,2 случая на 100 тыс. населения, что превышает среднемноголетний показатель общей смертности в целом по 20-км зоне на 34,6 %,

Проанализирована общая смертность населения, проживающего в населенных пунктах, вошедших в 20-км зону в зависимости от расположения населенного пункта, по отношению к р. Енисей. Для сравнения показателей смертности, населенные пункты 20-км зоны наблюдения объединены в две группы «ниже по течению» и «вне реки». Показатель общей смертности населения, проживающего в населенных пунктах зоны наблюдения, расположенных «ниже по течению» р. Енисей, составляет 1774,8 случая на 100 тыс. населения, что на 27,2 % превышает аналогичный показатель среди населения,

проживающего в населенных пунктах зоны наблюдения «вне реки» – 1291,7 случая на 100 тыс. населения.

Таблица 3. Показатели смертности населения в разрезе населенных пунктов, входящих в 20-км зону наблюдения ГХК за период 2006 – 2010 гг.

Населенный пункт	Годы/абс. число случаев					Абс. ч. в сумме за 5 лет	Показатель на 100 тыс. населения (по сумме случаев)
	2006	2007	2008	2009	2010		
д. Барабаново	2	-	4	-	3	9	1062,7
д. Куваршино	4	1	3	4	3	15	1145,9
д. Толстомысово	4	6	3	6	3	22	1757,2
с. Атаманово	32	35	47	37	44	195	1744,3
п. Б.Пруды	2	6	7	6	6	27	1256,9
п. Мингуль	6	6	8	8	9	37	1340,6
п. Кононово	18	21	16	19	11	85	1675,2
с. Б.Балчуг	—	3	3	1	2	9	1351,1
с. Хлоптуново	11	6	11	7	5	40	2472,2
д. Карымская	3	-	2	4	1	10	1026,7
20-км зона	82	84	104	92	87	449	1617,7

Уровень заболеваемости населения 20-км зоны наблюдения злокачественными новообразованиями по значению среднесноголетнего показателя составляет 306,7 случаев на 100 тыс. человек, что не отличается ($t < 2$) от уровня заболеваемости населения, проживающего на территории контрольного Манского района – за аналогичный период наблюдения показатель составляет 310,5 случаев на 100 тыс. населения.

Динамика заболеваемости населения зоны наблюдения злокачественными новообразованиями за последние 11 лет характеризуется чередованием периодов роста и снижения. В целом в исследуемой зоне отмечается тенденция снижения уровня заболеваемости злокачественными новообразованиями, в отличие от Манского района, где прослеживается тенденция к росту. В табл. 4 представлены уровни заболеваемости по каждому населенному пункту (суммарно абсолютные значения и показатель на 1000 населения).

Воздействию жидких сбросов Горно-химического комбината г. Железногорска могло подвергаться население с. Б. Балчуг, с. Хлоптуново, п. Кононово и с. Атаманово, которые расположены на берегу р. Енисей «ниже по течению» относительно ГХК.

Наибольший уровень заболеваемости злокачественными новообразованиями регистрируется в 4-х населенных пунктах, два из них расположены «ниже по течению» реки Енисей (Атаманово, Хлоптуново) и два «вне реки» – Б. Пруды, Куваршино.

В целом, показатель заболеваемости злокачественными новообразованиями среди жителей населенных пунктов зоны наблюдения, расположенных относительно ГХК «ниже по течению» р. Енисей, составляет 330,9 случаев на 100 тыс. населения, что на 22,2 % превышает показатель заболеваемости злокачественными новообразованиями населения, проживающего «вне реки» Енисей – 257,2 случая на 100 тыс.

В структуре заболеваемости злокачественными новообразованиями наибольшая доля принадлежит новообразованиям органов дыхания – 18,5 %, на втором месте – рак молочной железы – 10, 8 %, на 3-м месте – желудок и кишечник – по 9,7 % каждой локализации.

Таблица 4. Впервые выявленная заболеваемость злокачественными новообразованиями населения, проживающего в 20-км зоне наблюдения, за период 2000-2010 гг.

Населенный пункт	Расположение н.п.* относительно р. Енисей и ГХК	Абс. число случаев ЗНО за 2000-2010 гг.	Показатель на 100 тыс.
с. Атаманово	Ниже по течению	92	365,3
д. Толстомысово	Вне реки	3	100,2
п. Б.Пруды	Вне реки	15	307,9
п. Мингуль	Вне реки	15	239,3
п. Кононово	Ниже по течению	28	241,3
с. Б.Балчуг	Ниже по течению	3	190,1
с. Хлопуново	Ниже по течению	18	425,1
д. Карымское	Вне реки	6	275,4
д. Барабаново	Вне реки	–	–
д. Куваршино	Вне реки	15	533,9

Примечание: н.п. – населенный пункт; ЗНО – злокачественные новообразования

Показатели смертности от злокачественных новообразований среди населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК г. Железногорска, представлены в табл. 5.

Таблица 5. Показатели смертности от злокачественных новообразований населения 20-км зоны наблюдения ГХК г. Железногорска, Манского района за период 2000-2010 гг.

Годы	20 км зона наблюдения		Манский район (показатель на 100 тыс. населения)
	Абс. число случаев ЗН	Показатель на 100 тыс. населения	
2000	10	164,0	250,6
2001	8	129,2	184,8
2002	17	280,6	317,9
2003	26	444,1	250,9
2004	16	278,4	245,2
2005	7	120,3	258,8
2006	7	120,7	301,8
2007	18	323,2	281,0
2008	8	149,6	305,4
2009	10	180,8	268,5
2010	8	143,3	314,9
Всего	135	СМП* – 212,2	СМП* – 270,9

*Примечание: СМП – среднемноголетний показатель; ЗН – злокачественные новообразования

Уровень смертности населения зоны наблюдения от злокачественных новообразований за период 2000-2010 гг. составляет 212,2 случаев на 100 тыс. населения и не отличается от уровня аналогичного показателя для населения контрольного Манского района.

Показатель смертности от злокачественных новообразований среди жителей зоны наблюдения, проживающих «ниже по течению» р. Енисей, составляет 215,9 случаев на 100 тыс. населения и статистически не отличается от аналогичного показателя смертности населения, проживающего в населенных пунктах зоны наблюдения «вне реки» (показатель составляет 204,8 случая на 100 тыс. населения).

Структура смертности от злокачественных новообразований населения зоны наблюдения ГХК следующая: на 1 месте – локализация органов дыхания, удельный вес которой составляет 24,4 %, на втором месте – кишечник (11,1 %), на третьем месте – желудок (10,4 %).

Таким образом, показатели общей заболеваемости, заболеваемости и смертности от злокачественных новообразований населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК г. Железнодорожника, не отличаются от аналогичных показателей здоровья населения, проживающего в контрольном Манском районе, а по уровню общей смертности даже ниже на 25,7 %.

Отличительной особенностью заболеваемости населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК, являются наиболее высокие уровни заболеваемости населения болезнями органов пищеварения, болезнями глаза и его придаточного аппарата, болезнями кожи и подкожной клетчатки.

Современные дозы облучения населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК г. Железнодорожника, относятся к категории «малых доз», связь которых с радиационно-индуцированной заболеваемостью и смертностью населения в настоящее время является дискуссионной и на популяционном уровне не может быть достоверно выявлена.

ВЗАИМОСВЯЗЬ МЕЖДУ АДАПТАЦИОННЫМ ПОТЕНЦИАЛОМ, ЭВОЛЮТИВНЫМИ И КОНСТИТУЦИОНАЛЬНЫМИ ТИПАМИ ФИЗИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ И РАДИОЭКОЛОГИЕЙ МЕСТНОСТИ У ЮНОШЕЙ ЦЕНТРАЛЬНОЙ СИБИРИ

*А.С. Пуликов, О.Л. Москаленко, О.И. Зайцева
НИИ медицинских проблем Севера СО РАМН, г. Красноярск*

Известно, что внешняя среда и наследственность принимают одинаковое участие в формировании конституции. Наследственно детерминируются главные признаки конституции – продольные размеры тела и доминирующий тип обмена веществ, причем последний наследуется лишь в том случае, если в одной и той же местности жили постоянно 2-3 поколения людей. Комбинация этих признаков определяет степень сходства многих людей друг с другом, что позволяет выделить их в 3-4 основных конституциональных типа.

Сложнейшие социально-экономические преобразования, произошедшие в нашей стране в последние десятилетия, выявили ряд негативных явлений, влияющих на состояние здоровья и качество жизни населения России. По демографической оценке численность населения, особенно в Сибири, несмотря на приток беженцев из ближнего зарубежья, уменьшается. Более половины юношей призывного возраста нуждаются в отсрочке от призыва в армию по состоянию здоровья [6].

Важным интегративным критерием состояния здоровья является физическое развитие. Антропометрические параметры и их производные отражают морфологические (структурные) особенности организма, которые позволяют оценить характер наиболее общих закономерностей, лежащих в основе прогрессивного развития. В такой совокупности различные размерные признаки могут рассматриваться как морфофункциональные и как критерии, являющиеся информацией об особенностях ростовых процессов [3]. Основным методом оценки физического развития является антропометрия, которая включает измерение длины тела и его отдельных частей, массы тела [6].

Юношеский возрастной период (у юношей 17-21 лет) характеризуется окончанием развития ростовых процессов и достижением основных размерных признаков дефинитивных величин [5]. При этом в процессе деятельности разные факторы продолжают стимулировать развитие организма, все ещё находящегося в процессе роста

[10]. Особое беспокойство в настоящее время вызывают тенденции в ухудшении здоровья школьников и студентов юношеского возраста, так как темпы морфофункционального развития и состояние их здоровья зависят не только от генофонда, но и в значительной степени от ряда факторов окружающей среды [4,7]. Поэтому, помимо физического статуса изучение особенностей физиологической реакции системы вегетативной регуляции сердечно-сосудистой системы является актуальным для определения качества адаптации макроорганизма в целом [4].

В связи с тем, что города Красноярск и Железногорск находятся примерно в 40 км друг от друга, но имеют абсолютно разные экологические характеристики (г. Красноярск – высоко урбанизированный город с выраженными техногенными и промышленными воздействиями, а г. Железногорск – закрытый город, небольшой по территории, располагается в лесной зоне и с высоко развитой атомной промышленностью, прилежащие окрестности - хранилище её отходов разной степени активности), мы поставили перед собой **цель исследования**: выявить индивидуально-типологические и эволютивные показатели физического развития и адаптационных возможностей юношей г. Красноярска и г. Железногорска.

Материал и методы Проведено обследование 411 юношей (от 17 до 22 лет) филиала Красноярского государственного педагогического университета им. В.П. Астафьева в г. Железногорске и ВУЗах г. Красноярска.

Все юноши являлись европеоидами и проживали в городах и прилежащих районах. Измерения проводились в первой половине дня стандартным набором антропометрических и физиологических инструментов и приборов, прошедших метрическую проверку, по общеизвестным и принятым методикам. Помимо абсолютных и относительных показателей рассчитывались коэффициенты и индексы: индекс полового диморфизма (ИПД) по J. Tanner, индекс массы тела (ИМТ- Кетле²), индекс пропорциональности телосложения (тип физической конституции) по L.Rees – H.J.Eisenk, индекс плотности тела (Рорера), индекс пропорциональности грудной клетки (Эрисмана), индексы грудной клетки (ИГК), «стении», ширины плеч (ИШП) и тазо-плечевой указатель (ТПУ) по Е.Н. Хрисанфовой [9,2] и другие. Количественную оценку индивидуального здоровья обследуемых определяли по методом расчета адаптационного потенциала (АП) системы кровообращения по Р.М. Баевскому [1].

Статистическую обработку результатов проводили с помощью пакета прикладных программ «Statistika v.6.0» с применением методик параметрической и непараметрической статистики.

Результаты и их обсуждение Антропометрическое исследование юношей гг. Красноярска и Железногорска показало, что длина тела выше на 2,63 см у обследуемых красноярцев. Масса тела достоверно больше у юношей г. Железногорска в среднем на 3,6 кг. Средние значения индекса Кетле² (ИМТ) и индекса Рорера в пределах нормы, что свидетельствует об энергетической стабильности в обеих группах юношей ($21,62 \pm 0,65$ кг/м² – г.Красноярск) с значительным преобладанием у юношей – железнгорцев ($23,42 \pm 0,73$ кг/м²), что также тесно увязывается с их меньшим ростом и большей массой тела.

Валовое соматотипирование по L.Rees – H.J.Eisenk [12], характеризующему пропорциональность и конституцию телосложения выявило у красноярцев преобладание астенического типа (60,34%), наименьшее количество пикнического типа телосложения (7,12%) и 32,54% нормостеников от общего числа обследованных. В группе железнгорцев выявлено преобладание нормостенического типа (40%) и почти одинаковое распределение пикнического (30,91%) и астенического (29,09%) типов телосложения.

По индексу полового диморфизма (ИПД), характеризующему принадлежность к одному из полов и степень её выраженности, все юноши- красноярцы относятся к

гинекоморфному типу. Более детальная характеристика юношей по ИПД позволила установить умеренную степень выраженности признаков дисплазии пола (гинекоморфизм) у 65,42% от общего числа обследованных, легкую степень дисплазии пола (мезоморфизм) у 29,50% и отсутствие признаков дисплазии пола (андроморфизм) у 5,08%. По индексам полового диморфизма (ИПД), грудной клетки (ИГК), ширины грудной клетки по В.Н. Шевкуненко и индексу стении юноши г. Красноярска имеют в основном умеренные (гинекоморфизм) и легкие (мезоморфизм) признаки дисплазии пола и относятся в своем большинстве к долихоморфному типу телосложения. Юноши г. Железногорска мезоморфного и реже брахиморфного типов телосложения и имеют признаки только легкой дисплазии пола.

Для выявления различий телосложения юношей рассчитывали трохантерный индекс, согласно которому всех обследуемых распределяли на конституции – эволютивные типы по В.Г. Штефко и А.Д.Островскому [11]: патологический (индекс $\leq 1,85$); дисэволютивный (индекс 1,86-1,91); гипозэволютивный (индекс 1,92-1,94); нормозэволютивный (индекс 1,95-2,0); гиперэволютивный (индекс 2,01 и более).

Наиболее высокорослыми и тяжелыми из красноярцев оказались дис- и гипозэволютивные типы (39,67%), а наиболее низкорослыми и легкими – юноши патологического типа (7,8%). Среди железнгорцев наиболее высокими были гипо- и гиперэволютивные типы (17,91%), наиболее низкими – патологический тип (26,87%), самыми легкими – гиперэволютивный тип (4,48%), самыми тяжелыми – нормозэволютивный тип (23,88%).

Среди юношей г. Красноярска избыточная масса тела встречалась во всех эволютивных типах, но чаще всего у типов патологического (17,39%) и нормозэволютивного (19,23%). Ожирение до 5% случаев наблюдалось только у юношей гипо- и гиперэволютивного типов. Хроническая энергетическая недостаточность (ХЭН) присутствовала среди всех эволютивных типов юношей г. Красноярска, но более всего у гипозэволютивного (16,95%), нормозэволютивного (12,5%) и дисэволютивного (10,34%) типов.

У юношей железнгорцев избыточная масса тела наблюдалась почти у всех эволютивных типов (от 11,1 до 28,57%) кроме гиперэволютивного, а ожирение встречалось чаще всего у патологического типа (11,11%), ХЭН отмечали только в 9,52% и только у дисэволютивного типа.

Г.С.Васильченко [8] предложен трохантерный индекс как один из критериев силы половой конституции и клинко-антропометрический маркер евнухоидизма. Согласно трохантерному индексу 27,5% юношей патологического и дисэволютивного типов г. Красноярска относились к евнухоидному типу. Из них среди юношей Красноярска от 81% до 100% были астеники и от 70,7% до 73,9% имели умеренные признаки полового диморфизма (гинекоморфизм), а около 25% имели признаки мезоморфизма.

Юношей железнгорцев евнухоидного типа было более чем в 2 раза больше (58,2%), чем среди юношей г. Красноярска. Однако из них только около 28% имели астенический тип телосложения, от 44,4% до 52,4% были нормостениками и от 19%, до 27,8% - пикниками. Умеренные признаки полового диморфизма встречались только у 23,8% - 33,3% патологического и дисэволютивного типов и в основном у астеников, 28,6%- 55,6% этих типов юношей имели легкие признаки полового диморфизма и по количеству соответствовали больше нормостеникам. Также большой процент юношей (11,1-47,6%) был с признаками андроморфизма, которые больше увязывались с пикнической конституцией.

Согласно разности плечевого и тазового диаметров, свидетельствующих, что, если диаметр плеч превосходит диаметр таза более чем на 10 см, то у мужчин – мужской тип телосложения, а если разность меньше 10 см, то - евнухоидный тип телосложения. Выявлено, что 32,2% юношей красноярцев имеют мужской тип телосложения, а 67,8%

относятся к случаям со слабой насыщенностью андрогенами или к евнухоидному типу и среди последних на все эволютивные типы приходилось от 60 до 70%.

Среди железнгорцев признаки гипогонадизма имели 49,25% юношей, а мужского типа телосложения - 50,75%, при этом евнухоидный тип относился в основном, к патологическому (61,1%) и гипозволютивному (77,8%) типам телосложения.

Оценка степени адаптации организма по выявленному адаптационному потенциалу (АП) показала резкие различия в зависимости от региона проживания. У юношей г. Железногорска неудовлетворительная адаптация (3,64%) и напряжение механизмов адаптации (88,18%) имеется почти в 92%, а удовлетворительная адаптация лишь у 8,18%. У 2/3 юношей г. Красноярска выявлена удовлетворительная адаптация (67,80%), а напряжение механизмов адаптации имеет 1/3 юношей (32,20%). Неудовлетворительная адаптация и срыв адаптации не выявлены.

Заключение. Таким образом, в ходе исследования выявлено, что юноши г. Железногорска имеют большую плотность тела при меньшем росте и большей массе тела, по сравнению с юношами г. Красноярска. Индекс Таннера отражает влияние андрогенов на антропометрические параметры. В результате установлена тесная связь между физическим развитием юношей и половым диморфизмом: гинекоморфный тип телосложения чаще соответствует астеническому типу, мезоморфный – нормостеническому, андроморфный – пикническому типу конституции. Так как уровень андрогенной насыщенности плазмы крови положительно коррелирует с шириной плеч относительно ширины таза, трохантерным индексом, показателем разности размах рук / рост, отражающими состояние гипогонадизма и евнухоидизма, а показатели физического развития тесно коррелируют с показателями полового диморфизма и с двигательной активностью, то, подводя итоги, можно сказать, что более пропорционально (нормостенично) сложены юноши - железнгорцы, красноярцы астеничнее (выше, легче, уже), но имеют гораздо меньше случаев недостаточности действия андрогенов (гипогонадизма и евнухоидизма). Юноши евнухоидного типа относятся в основном к патологическому и дисэволютивному типам в г. Красноярске, патологическому и гипозволютивному типам телосложения в г. Железногорске.

И, хотя юноши-железнгорцы физически развиты лучше красноярцев, у них значительно запаздывают процессы полового созревания, связанные с формированием половой конституции и обеспеченностью тестостероном. Кроме того, 92% железнгорцев имеют показатели напряженной или неудовлетворительной адаптации, а красноярцы лишь 32,2%. Учитывая все эти факторы, а также время рождения юношей (17-21 год назад: 1985-1995 гг.), последующего роста и развития в изучаемых территориях с антропоургентными особенностями экологии городов, когда загрязнения промышленными отходами в воде, земле и воздухе Красноярска превышали ПДК от единиц до нескольких десятков раз, можно предположить, что организм молодого поколения в своем большинстве справлялся с этими загрязнениями и сохранял довольно высоким свой адаптационный потенциал. В Железногорске, по-видимому, кроме повышенного радиационного фона не было других загрязнений, но адаптационные механизмы растущих организмов юношей постоянно находились в напряженном состоянии, хроническом стрессе, что оказывало повышенную нагрузку и требования к сердечно-сосудистой и дыхательной системам. В настоящее время по данным контролирующих организаций радиационный фон в Железногорске не существенен и не выходит за пределы нормальных значений, однако адаптационные возможности юношей находятся не в лучшем состоянии, что может быть обусловлено хроническим воздействием малых или даже сверхмалых доз радиации, а возможно и радиационной памятью, запечатленной в окружающей среде. По нашему мнению между радиоэкологией местности, адаптационными механизмами и возможностями, физическим развитием

организма в данной местности связь имеется и не простая. Эту связь нужно усиленно исследовать и, по возможности, нейтрализовать.

Кроме того, условия ухудшающейся экологической обстановки, затяжного экономического и социального кризиса, гиподинамия, высокая распространенность курения, низкий уровень физической активности у молодого поколения, естественно, могут приводить к неудовлетворительной адаптации и напряжению механизмов адаптации, что, в свою очередь, не может не сказаться на процессах роста и развития организма, его высших мозговых функциях - но эти все факторы присутствуют в равной мере в обоих городах.

Литература

1. Вегетативные расстройства: Клиника, лечение, диагностика./ Под ред. А.М.Вейна. - М.: Медицинское информ. агенство, 2000.- 752 с.
2. Клиорин, А.И. Соматотипы и парадигмы индивидуальных конституций. Развитие учения о конституции человека в России во второй половине 20 столетия /А.И.Клиорин // Физиол.журн. им. Сеченова.- 1996.- №3. – С.15-21.
3. Комисарова, И.А. Антропометрические параметры – критерии информации о наиболее общих закономерностях развития / И.А. Комисарова // Гигиена и санитария. – 1983. – № 2. – С. 63.
4. Литовченко, О.Г. Онтогенетические и адаптационные аспекты морфофункционального состояния учащихся г. Сургута в условиях лечебной деятельности / О.Г. Литовченко // Успехи современ. естествознан. – 2006. – № 2. – С. 45.
5. Привес, М.Г. Особенности анатомической антропологии / М.Г.Привес // Матер. науч. практ. конф. – СПб., 1998. – С. 55-56.
6. Принципы и алгоритмы мониторинга здоровья учащихся и студентов / Р.И. Айзман, Н.Н. Айзман, В.Б. Рубанович, А.В. Лебедев // Сиб. мед. обозрен. – 2009. – № 3. – С. 101-103.
7. Пуликов, А.С., Москаленко, О.Л. Физическое развитие и мужской гипогонадизм у юношей в условиях Центральной Сибири/ А.С. Пуликов, О.Л. Москаленко // В мире научных открытий. - 2012. – №2.2 (26). – С. 128-142.
8. Сексопатология / Г.С. Васильченко, С.Г. Агаркова, С.Г. Агарков и др. – М.: Медицина, 1990. – 576 с.
9. Хрисанфова, Е.И. Антропология / Е.И. Хрисанфова, И.В. Перевозчиков. – М.: Наука, 2005. – 400 с.
10. Шарайкина, Е.П. Закономерности изменчивости морфофункциональных показателей физического статуса молодых людей в зависимости от пола и типа телосложения // Автореф. дисс. ... докт.мед.наук. – Красноярск, 2005. – 48 с.
11. Штефко, В.Г. Схемы клинической диагностики конституциональных типов / В.Г. Штефко, А.Д. Островский. – М.: Биомедгиз, 1929. – 79 с.
12. Rees, W. L. A factorial study of some morphological and psychological aspects of human constitution / W. L. Rees, H. Eysenck // J. Mental Sci. – 1945. – V. 91, № 386. – P. 8–21.

РАЗВИТИЕ МЕТОДОЛОГИИ ОЦЕНКИ РАДИАЦИОННОГО РИСКА В СИСТЕМЕ СОЦИАЛЬНО-ГИГИЕНИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

В.С. Репин

*ФБУН научно-исследовательский институт радиационной гигиены
имени профессора П.В.Рамзаева, г. Санкт-Петербург*

Социально-гигиенический мониторинг - государственная система наблюдений за состоянием здоровья населения и среды обитания, их анализа, оценки и прогноза, а также

определения причинно-следственных связей между состоянием здоровья населения и воздействием факторов среды обитания.

Радиационный фактор является одним из многих факторов, которые одновременно воздействуют на человека, поэтому центральной проблемой социально-гигиенического мониторинга является оценка влияния на показатели заболеваемости и смертности отдельных факторов, включая радиационный. Для этого необходимо, чтобы последствия воздействия различных факторов выражались в сопоставимых единицах, например, величиной риска.

Последствиями воздействия радиационного фактора на население в области малых (до 100 мЗв) доз, в соответствии с линейной гипотезой связи «Доза-Эффект», являются злокачественные новообразования и наследственные эффекты, а количественным показателем, характеризующим вероятность отдаленных последствий, является популяционный избыточный пожизненный риск.

Современные количественные представления о связи отдаленных эффектов с дозой облучения получены на основе многочисленных эпидемиологических наблюдений.

Установлено, что коэффициент риска зависит от возраста и пола на момент облучения, а также от уровня спонтанной заболеваемости раком в необлученной популяции и вероятности не умереть от других причин.

В течение жизни человек подвергается воздействию многих источников ионизирующих излучений:

- источников природного происхождения;
- техногенных источников в процессе профессиональной деятельности и поступления радионуклидов в окружающую среду в процессе нормальной эксплуатации радиационных объектов или в случае радиационной аварии;
- остаточного радиоактивного загрязнения территории вследствие прошлых радиационных аварий;
- применения ИИИ в медицине с целью диагностики и лечения.

Не все перечисленные выше источники могут быть однозначно отнесены к факторам риска. Так облучение от природных источников и источников, используемых в медицине, требуют отдельного рассмотрения и проведения четкой границы, за которой их следует рассматривать, как фактор опасности для здоровья.

В практическом отношении имеет смысл рассматривать в качестве факторов риска только те факторы, которыми можно управлять, поэтому дозы, формируемые за счет космического излучения, природных радионуклидов, содержащихся в почве или в организме человека, являются не факторами риска, а нормальными условиями среды обитания. Другой причиной, по которой фоновое облучение нельзя относить к фактору риска, является тот факт, что все эпидемиологические данные получены на приращении дозы облучения к фоновым уровням облучения, а последствия облучения (эффекты) рассчитаны как приращение к спонтанным уровням заболеваемости, смертности или наследственным эффектам.

В отличие от природных и медицинских источников все источники техногенного происхождения могут быть однозначно отнесены к факторам риска, поскольку создают дозу дополнительного облучения. Исключение могут составлять только уровни облучения, риск от которых ниже пренебрежимо малого риска.

Распределение поглощенных доз в органах и тканях человека от техногенных источников может быть, как равномерным, так и неравномерным. К источникам неравномерного облучения чаще всего относятся радионуклиды, поступающие в организм воздушным путем или с пищевыми продуктами и водой (изотопы йода, стронция, плутония, америция и др.). Количественной мерой, характеризующей возможный ущерб при различных вариантах и ситуациях облучения, является

эффективная доза. Этот показатель является универсальным и незаменимым в области радиационной защиты, однако он не применим для оценки риска в конкретной популяции.

Не корректным является также применение номинальных коэффициентов риска из НРБ-99/2009 для прогноза отдаленных последствий при облучении лиц различного возраста, относящихся к конкретной популяции, поскольку номинальные коэффициенты являются усреднением оценок по азиатской, европейской и американской популяциям населения.

Риск отдаленных последствий может быть выражен, как вероятность злокачественного новообразования и как вероятность смерти по причине злокачественного новообразования. Последний показатель в значительной мере зависит от успехов, достигнутых в медицине при лечении тех или иных новообразований, качества диагностики и своевременности обнаружения опухоли, качества фиксации причин смерти. Число впервые зарегистрированных онкологических заболеваний является, поэтому, более надежным показателем, чем число умерших от рака.

Таким образом, методология оценок риска в системе социально-гигиенического мониторинга должна строиться исходя из следующих положений.

1. Подходы к оценкам риска от источников ионизирующего излучения природного происхождения и от источников, используемых в медицине, имеют свою специфику, связанную со сложностями квалификации данных видов облучения единственным образом, как факторов риска, поэтому для них необходимо разрабатывать специальные методы оценки последствий облучения.

2. Основу оценок влияния радиационного фактора на здоровье населения должны составлять прогнозные оценки ожидаемого числа злокачественных новообразований в течение предстоящей жизни для следующих возрастных групп:

- Дети 0-14 лет;
- Подростки 15-17 лет;
- Дети и подростки 0-17 лет;
- Взрослое население от 18 лет и старше;
- Все население.

3. Модели оценок радиационного риска должны быть адаптированы для конкретных облучаемых популяций населения Российской Федерации с учетом их половозрастного состава, показателей заболеваемости и смертности в различном возрасте от основных причин, включая злокачественные новообразования.

4. Основой для оценок риска облучения населения являются данные о дозах внешнего облучения от техногенных радионуклидов, содержащихся в почве и дозах внутреннего облучения органов и тканей, которые могут быть рассчитаны на основе данных об уровнях поступления различных радионуклидов с воздухом, водой и пищей.

5. Основу оценок риска облучения персонала, работающего с ИИИ должны составлять данные об индивидуальных дозах внешнего и внутреннего облучения за каждый год работы с учетом возраста на момент (период) облучения.

6. Все данные, необходимые для оценки доз, а также демографические данные и показатели заболеваемости и смертности с учетом возраста за период, по крайней мере, 10-15 лет должны содержаться в Федеральном информационном фонде социально-гигиенического мониторинга (ФИФ СГМ). Данные о заболеваемости и смертности за период необходимы для установления тренда и статистического разброса данных показателей, что важно при установлении достоверного вывода о наличии причинно-следственных связей «Доза-Эффект».

Внедрение методологии оценки радиационного риска в системе СГМ обеспечивается в несколько этапов.

На первом этапе необходимо внедрить процедуру оценки доз облучения населения. Оценка доз может быть произведена либо на основании радиологических показателей, собираемых ежегодно в рамках СГМ, либо посредством включения в систему СГМ

данных единой государственной системы контроля доз облучения населения (ЕСКИД) и радиационно-гигиенической паспортизации.

На первом этапе требуется также разработка методических документов по оценке риска для различных ситуаций облучения:

1. Оценка радиационного риска у населения за счет длительного равномерного техногенного облучения в малых дозах;
2. Оценка радиационного риска персонала, работающего с источниками ионизирующих излучений за счет источников внешнего и внутреннего облучения;
3. Оценка радиационного риска у населения, проживающего в зонах наблюдения радиационно-опасных объектов за счет источников внешнего и внутреннего облучения при нормальной эксплуатации радиационных объектов;
4. Оценка радиационного риска у населения, проживающего в зонах наблюдения радиационно-опасных объектов за счет источников внешнего и внутреннего облучения при радиационной аварии;
5. Оценка радиационного риска населения за счет радона;
6. Оценка радиационного риска пациентов при использовании ИИИ в медицине.

Завершением 1 этапа работ является подготовка единого руководства по оценке радиационных рисков, которое наряду с руководством по оценке химических рисков будет являться базовым документом по оценке влияния радиационного фактора на здоровье населения РФ.

На втором этапе необходимо разработать программное обеспечение, необходимое для практической реализации расчетов в соответствии с требованиями методических документов.

На третьем этапе необходимо обеспечить поступление в ФИФ СГМ на федеральном и региональном уровне информации, на основе которой обеспечивается оценка радиационных рисков и последствий облучения для каждой ситуации облучения.

На четвертом этапе необходимо обеспечить подготовку и аккредитацию специалистов в области оценки радиационных рисков и освоении программного обеспечения.

Актуальность развития методологии оценки радиационного риска становится все более актуальной в связи с решением Правительства Российской Федерации о расширении доли атомной энергетики в энергетическом балансе страны.

Без документа, на основе которого строится официальная количественная оценка влияния радиационного фактора на здоровье населения, невозможно будет сопоставлять влияние различных факторов на здоровье населения.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МИКРОЯДЕРНОГО ТЕСТА ДЛЯ ОЦЕНКИ ГЕНОТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДОНА НА ОРГАНИЗМ ЧЕЛОВЕКА

М.Ю.Синицкий

Кемеровский государственный университет, г. Кемерово

Проблема оценки биомедицинских последствий длительного воздействия малых доз ионизирующих излучений остается наиболее сложной, имеющей не только радиобиологическое, но и социально-экономическое значение. Надежно установлено, что более 60% дозы ионизирующего облучения на человека в год приходится на естественные природные источники излучения, при этом более 50% облучения от природных источников обусловлено радоном и продуктами его распада, поэтому обеспечение радоновой безопасности является одной из наиболее актуальных проблем экологии.

Обширные эпидемиологические исследования последнего времени убедительно показывают наличие взаимосвязей между воздействием радона и частотой возникновения злокачественных новообразований, в особенности рака легкого. Следует, однако, подчеркнуть, что существующие модели радиационных рисков для человека при облучении радоном рассчитаны на основе анализа данных по облучению шахтеров. До настоящего времени не ясно, насколько справедлив перенос этой модели на облучение, получаемое населением в условиях жилых или общественных помещений.

В связи с этим особенный интерес представляет оценка последствий облучения населения радоноопасных территорий в районах с развитой горнодобывающей индустрией. Кемеровская область (Кузнецкий угольный бассейн – Кузбасс), относится к числу таких территорий Российской Федерации. Согласно данным, полученным в результате геофизического районирования, территория Кемеровской области относится к числу опасных по радону. Таким образом, часть населения, проживающая в зоне непосредственного проведения горнодобывающих работ, может быть подвержена постоянному радиационному риску облучения радоном и продуктами его распада.

Помимо методов дозиметрического контроля степень и характер такого риска следует определять методами биологической индикации. Только оценка с помощью биологических тест-систем дает характеристику «качеству» среды, ее пригодности для человека [1].

Еще в 1983 г. было предположено, что экзогенные воздействия, к числу которых относится также и воздействие радона, могут вызывать хромосомные повреждения у людей. В 1989 г. были разработаны методы оценки мутагенной чувствительности и обнаружения изменений в геноме, происходящих под воздействием мутагенных агентов [5]. Каждое нарушение, будь то начальное или прогрессирующее изменение, является хромосомно опосредованным, и, следовательно, может быть обнаружено в ходе цитогенетического анализа. Очевидно, что аномалии хромосом являются следствием повреждений на уровне ДНК [2, 7].

Классическим цитогенетическим методом является прямое наблюдение хромосом и учет аберраций в метафазной пластинке. Это довольно подробный анализ, но сложность и трудоемкость идентификации аберраций, а также наличие в образце различных артефактов приводит к усложнению системы учета хромосомных повреждений [6].

Независимо друг от друга Schmid и Heddle предложили альтернативный метод учета хромосомных повреждений *in vitro* на основе учета микроядер, в гематологии также известных как тела Howell-Jolly, в делящихся клеточных популяциях (например, в клетках костного мозга). Микроядерный тест в костном мозге и эритроцитах периферической крови сейчас является одним из лучших существующих цитогенетических методов *in vitro* в генетической токсикологии, однако не до конца понятно, насколько применима данная техника для других клеточных популяций [4].

Микроядра экспрессируются в делящихся клетках из хромосом, лишенных центромер (ацентрические фрагменты), и/или из целых хромосом, неспособных к перемещению во время митоза. В телофазе вокруг хромосом и фрагментов начинает формироваться ядерная оболочка, которая в итоге принимает форму, характерную для интерфазного ядра, с исключением структур, меньших по размеру, чем основное ядро. Данные структуры и называются «микроядра». По этой причине микроядра являются удобным маркером обоих типов хромосомных повреждений. Так как микроядра отмечаются в клетках, которые прошли полный цикл клеточного деления, идеальными для учета являются двуядерные клетки (прошедшие только одно деление митоза) [3]. Иногда в двуядерных клетках можно наблюдать нуклеоплазменные мосты между ядрами. Они, вероятно, являются следствием того, что дицентрические хромосомы начинают одновременно расходиться к разным полюсам клетки. Таким образом, мосты в

двухъядерных клетках являются дополнительным показателем хромосомных нарушений, которые можно учитывать вместе с микроядрами [4].

В дополнении к микроядрам и мостам, микроядерный тест позволят обнаружить «ядерные почки», являющиеся следствием удаления клеткой избыточно амплифицированной ДНК, что позволяет использовать их в качестве маркера возможной амплификации гена. Микроядерный тест постепенно вытесняет анализ хромосомных aberrаций в лимфоцитах, так как он более прост в выполнении, обладает относительно низкой стоимостью и позволяет быстрее получить результаты. Кроме этого, из одного и того же исследования может быть получена информация и о других клеточных событиях, таких как скорость митотического цикла, гибель клеток путем апоптоза и некроза [2].

Материалом исследований послужила кровь 60 детей-подростков в возрасте 8-17 лет, длительное время компактно проживающих в школе-интернате, расположенной на территории Таштагольского района Кемеровской области. Данный регион (Горная Шория) характеризуется небольшим уровнем загрязнения воздушной среды со стороны химических соединений, способных индуцировать генетические повреждения. Вместе с тем, замеры уровня радона в учебных и жилых помещениях школы-интерната (2011 г.) показали, что данный показатель здесь имеет сверхнормативные значения ($300,3 \text{ Бк/м}^3$).

В качестве контроля была использована кровь детей, проживающих в селе Зарубино Крапивинского района Кемеровской области. Данная территория характеризуется отсутствием химических загрязнителей и низким уровнем радона ($118,7 \text{ Бк/м}^3$).

Кровь забиралась в вакутейнеры с гепарином, до начала культивирования она хранилась при температуре $+4^\circ\text{C}$ в течение 24 часов. Затем кровь (200 мкл) вносили во флаконы, содержащие 3.8 мл культуральной среды (среда RPMI-1640 + 20% инактивированной сыворотки крупного рогатого скота + 100 Ед/мл ампицилина). На каждого человека с учетом оценки адаптивного ответа ставилось по 3 культуры. Затем во флаконы добавляли фитогемагглютенин (ФГА) из расчета 30 мкг/флакон и культивировали в течение 44 часов при температуре 37°C . Через 44 часа от начала культивирования в каждую культуру приливали цитохалазин Б до конечной концентрации 6 мкг/мл и культивировали еще 24 часа при той же температуре.

По окончании цикла клетки суспендировали во флаконах, переливали в центрифужные пробирки и центрифугировали 10 минут на скорости 1000 об/мин. Надосадок убирали. Осадок осторожно растрясали, и в пробирку по стенке осторожно приливали 5 мл холодного свежеприготовленного 0.125 М раствора KCl и 1 мл холодного свежеприготовленного фиксатора Карнуа и перемешивали. Далее образцы центрифугировали 10 минут на скорости 1000 об/мин., надосадок отсасывали, осадок мягко растрясали, и приливали 5 мл холодного фиксатора. Процедуру повторяли несколько раз до получения чистой прозрачной суспензии клеток.

Далее осадок мягко пипетировали и раскапывали на сухие холодные стекла с высоты около 1 см. Окраска производилась азур-эозином в фосфатном буфере в течение 15 минут. Анализировали препараты под микроскопом в проходящем свете с использованием матового фильтра при увеличении 800-1000 раз (масляная иммерсия).

Статистическая обработка результатов исследования была проведена в программе BioStat 2009 Professional 5.8.4.

В ходе анализа в каждом образце проводился подсчет 500 клеток и определялся их спектр. В препаратах наблюдаются клетки с различным количеством ядер. Наличие одноядерных клеток говорит о том, что клетка не ответила митотический сигнал и не вступила в митоз. Анализ микроядер в одноядерных клетках используется не часто и представляет особый интерес. Наиболее распространенным является учет микроядер в двухъядерных клетках, прошедших всего один митоз. Помимо данных клеток, в образцах встречаются трех-, четырех-, пяти- и полиядерные клетки, прошедшие несколько митозов

с момента начала культивирования. Такие клетки обладают ускоренной пролиферацией, а анализ нарушений в них может дать представление о наличии скрытых повреждений генома, не реализующихся за одно митотическое деление клетки.

Для оценки скорости пролиферации клеток международным протоколом предусмотрен такой показатель, как индекс пролиферации. Согласно литературным данным, у здоровых людей он не должен превышать двух.

В нашем опыте расчет медианы индекса пролиферации экспонируемой группы показал превышение данного показателя по сравнению с базисной контрольной группой (2.04 и 1.97 соответственно), причем он превысил еще и значение 2.0. Расчет критерия Мана-Уитни показал, что данное превышение носит достоверный характер. Кроме того, в опытной группе было выявлено уменьшение количества одно- и двуядерных клеток и увеличение полиядерных. Значимых корреляций между данным показателем и возрастом, полом, национальностью (русские, шорцы, метисы), курением отмечено не было. Можно предположить, что в нашем опыте ускорение пролиферации носит компенсаторный характер и выполняет функцию противодействия генотоксическому воздействию радона.

Следующим этапом исследования являлся подсчет только двуядерных лимфоцитов, прошедших одно деления митоза, и учет в них маркеров, свидетельствующих о наличии повреждений ДНК. Именно анализ повреждений в двуядерных клетках является ключевым и наиболее широко распространенным в эколого-генетических исследованиях.

В наших исследованиях при подсчете 1000 клеток отмечалось количество микроядер, нуклеоплазменных мостов и протрузий («ядерных почек»).

В контрольной группе было отмечено превышение по частоте клеток с протрузиями (1,23 против 0,79). Количество клеток с мостами было одинаково в каждой группе.

Ключевой характеристикой, позволяющей сделать вывод о степени повреждения ДНК в результате воздействия на организм различных генотоксикантов, в том числе и радона, является частота клеток с микроядрами. Медиана данного показателя в экспонируемой группе составила 6 клеток с микроядрами на 1000 клеток (с разбросом значений от 3 до 13), а в контроле – 3 клетки с микроядрами на 1000 клеток (разброс составил 0 – 7). Этот показатель также носит достоверный характер при $p < 0.01$.

Кроме того, был проведен расчет коэффициента корреляции Спирмена между каждым из вышеуказанных показателей и возрастом, полом, национальностью, курением, частотой хромосомных aberrаций. В контрольной группе были выявлены две слабые положительные достоверные корреляции. Первая – между количеством клеток с микроядрами и полом ($R = 0.2561$, $p = 0.048$), что соответствует литературным данным о более высоком уровне микроядер у женщин по сравнению с мужчинами. Вторая корреляция была отмечена между количеством клеток с микроядрами и частотой хромосомных aberrаций ($R = 0.2975$, $p = 0.021$), что также подтверждает имеющиеся литературные данные.

Так как нуклеоплазменные мосты являются следствием таких хромосомных нарушений, как дицентрические и полицентрические хромосомы, то особый интерес представляет сопоставление данного показателя микроядерного теста и результатов, полученных в результате анализа хромосомных aberrаций, что и было сделано в нашей работе. Однако расчет коэффициента корреляции не показал наличие какой-либо взаимосвязи между этими показателями. В контроле R составил -0.0706 , $p = 0.59$, а в экспонируемой группе $R = 0.0551$, $p = 0.68$. Такой результат можно объяснить небольшой мощностью выборки, взятой для анализа.

В результате проделанной работы мы пришли к следующим заключениям: у людей, проживающих на радоноопасных территориях, степень повреждения генома выше, чем у контрольной группы, что выражается в увеличении индекса репликации, а также в повышении частоты встречаемости специализированных маркеров – микроядер и

нуклеоплазменных мостов. Кроме этого наблюдается зависимость между частотой клеток с микроядрами и такими показателями как пол и частота хромосомных aberrаций. Микроядерный тест в лимфоцитах периферической крови человека, культивируемой в условиях цитокинетического блока, является удобной биологической тест-системой, и может быть использован в эколого-генетических исследованиях.

Литература

1. Дружинин В. Г., Ахматьянова В. Р., Головина Т. А., Волков А. Н., Минина В. И., Ларионов А. В., Макеева Е. А. Чувствительность генома и особенности проявления генотоксических эффектов у детей-подростков, подвергающихся воздействию радона в учебных и жилых помещениях школы-интерната // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, №5. – С. 568-573;
2. Etzel C. J., El-Zein R., Vral A. Cytokinesis-blocked micronucleus assay and cancer risk assessment // Mutagenesis. – 2011. – Vol. 26, № 1. – P. 101-106;
3. Fenech M., Morley A. A. Solutions to the kinetic problem in the micronucleus assay // Cytobios. – 1985. – № 43. – P. 233–246;
4. Fenech M. The in vitro micronucleus technique // Mutation Research. – 2000. – № 455. – P. 81–95;
5. Hsu T. C. Genetic instability in the human population: a working hypothesis // Hereditas. – 1998. – № 4. – P. 1-9;
6. Natarajan A. T., Obe G. Mutagenicity testing with cultured mammalian cells: cytogenetic assays, in: J.A. Heddle (Ed.) // Mutagenicity: New Horizons in Genetic Toxicology. – New York.: Academic Press, 1982. – P. 171–213;
7. Savage J. R. K. Update on target theory as applied to chromosomal aberrations // Env. Mol. Mutagen. – 1993. – Vol. 22. – P. 198–207.

RADIATION AND SPACE EXPLORATION

Dietrich Siebert

Aachen, Aachen University of Applied Science, Germany

Radiobiology is the working with the effects of radiation acting on biological body or substances. Like figure 1 shows the effect of radiation on a DNA structure. It can damage the structure irreparable or only a bit. Small defects can be reproduced by the human body, for example if only on part of the line is damaged.

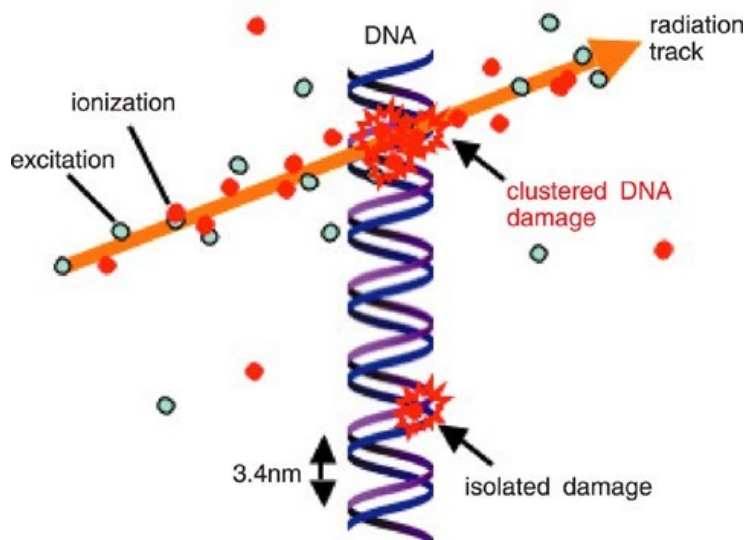


Figure 1: DNA damaged by radiation [1]

The main consequences of such damage are cancer. Mutation can be smooth or can be problematic if it occurs in the brain.

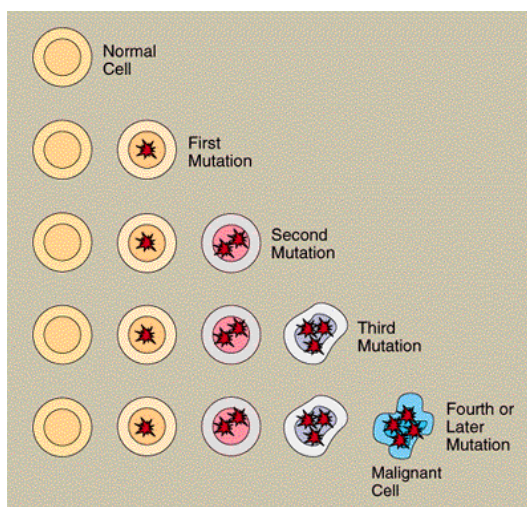


Figure 2: Cancer status [2]

Space programs can also be very dangerous for astronauts, due to leak of the atmosphere and high radiation in space. So space programs and research is a main part for finding solution against mutation. Not only for the astronauts but also for terrestrial human being.

Project like MARS 500 is also another possibility to research human being for a long period of time in completely isolation. Here is also a high radiation for the astronauts during the flight through the solar system. Furthermore the Mars atmosphere and magnetic belt is also less to avoid the hazardous radiation.

For this simulation many factors playing a role, also the possibility of creation and harvesting food and a major role is to clean up the air.

О ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ВИЛОЧКОВОЙ ЖЕЛЕЗЫ К РАДИАЦИИ

В.Я. Хуснутдинова, О.Ф. Савчук

*Брестский государственный технический университет,
Республика Беларусь, г. Брест*

Введение

Удаление вилочковой железы у новорожденных животных ведет к резкому угнетению роста и развития организма, нарушению систем иммунитета и к гибели.

Главной функцией вилочковой железы является регуляция дифференцировки лимфоцитов. В ней происходит трансформация стволовых кроветворных клеток в Т-лимфоциты. Резкое уменьшение количества Т-лимфоцитов и антител под действием радиации в крови и снижение их функциональной активности приводит к вирусным, бактериальным инфекциям и микозам. Поэтому у детей, страдающих рецидивирующими воспалительными заболеваниями дыхательных путей и кишечника, должно быть тщательно проверено функциональное состояние вилочковой железы [6].

В литературе по радиационной безопасности не освещено, что вилочковую железу надо отнести к разряду самых чувствительных к радиации (I степень) органов [5, 7, 8, 9].

Методология исследования

У человека вилочковая железа появляется на шестой неделе внутриутробного развития. Она принадлежит к группе бронхиогенных органов, развивающихся из

жаберных карманов, но зачатки из IV пары остаются небольшими и могут редуцироваться (рис. 1). Описываемый орган имеет двухдолевое строение (рис. 2).

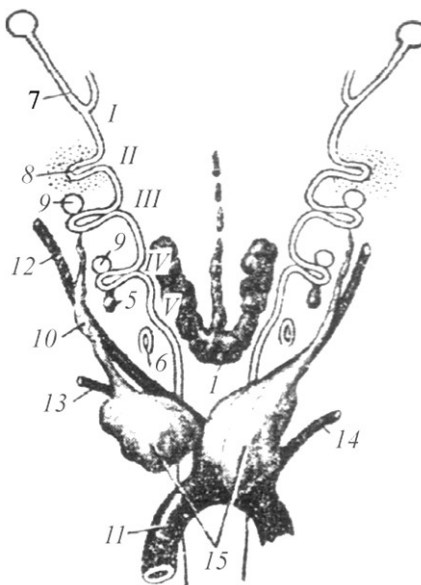


Рис. 1. Эмбриональная закладка вилочковой железы у человека

I-V - жаберные карманы; 1- зачаток щитовидной железы; 5 - зачатки вилочковой железы; 6 - ультимобронхиальные тельца; 7 – слуховая (евстахиева) труба и полость среднего уха; 8 - зачаток миндалины (точками обозначены скопившиеся вокруг него лимфоциты); 9 - околощитовидные железы; 10 - тимоглоточный проток; 11 - дуга аорты; 12 - правая общая сонная артерия; 13 - правая подключичная артерия; 14 - левая подключичная артерия; 15 - доли вилочковой железы.

На 7-8 неделе эмбрионального развития лимфообластные клетки костного мозга заселяют вилочковую железу, и она становится основным продуцентом лимфоцитов, которые поступают в кровь и другие лимфоидные органы не только в эмбриональном периоде развития, но и в течение всей жизни организма.

Вилочковая железа формируется раньше других лимфоидных органов (селезенка, лимфатические узлы) и к моменту рождения оказывается самым большим из них.

Максимального развития вилочковая железа достигает к 3-4 годам, когда детский организм встречается с основной массой окружающих его антигенов. После 20 лет происходит возрастная эволюция вилочковой железы: падает число лимфоцитов, постепенно исчезает корковое вещество, эпителиальный компонент замещается жировой тканью. Однако вилочковая железа полностью не атрофируется и участки коркового вещества, окруженные жировой и соединительной тканью сохраняются до глубокой старости.

Вилочковая железа также, как и красный костный мозг, кровь, лимфоциты, селезенка относится к иммунной системе. Иммунитет поддерживает жизнедеятельность организма путем выведения изношенных клеток, белков (гемоглобина и др.), шлаков, возобновления специфических для организма белков, клеток (в том числе клеток крови определенной группы) и др.

Защитными действиями иммунной системы руководит вилочковая железа. Из ткани костного мозга образуются лимфоциты (разновидность белых клеток крови), их называют В-клетками. Проходя через вилочковую железу, часть из них превращается в Т-клетки. В-клетки вырабатывают антитела, обеспечивающие иммунитет против инфекций.

Т-клетки уничтожают инородные и раковые клетки. Вилочковая железа состоит из лимфоидной ткани и служит для разрушения старых и дефективных красных кровяных клеток. Инородные образования выявляются и окружаются В-клетками, а затем атакуются и уничтожаются Т-клетками [10, 3, 4].

Цитологические изменения в костном мозге и лимфоидных фолликулах обнаруживаются через несколько минут после острого общего облучения в дозах более 1 Гр [1].

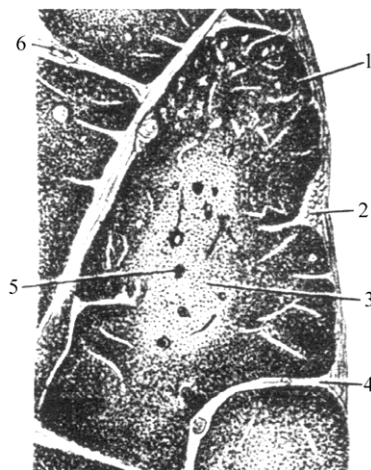


Рис. 2. Строение долики вилочковой железы

1 - корковое вещество; 2 - мелкая жировая доля в капсуле железы; 3 - мозговое вещество; 4 - междольковая соединительнотканная прослойка; 5 - тельце вилочковой железы (тельце Гассалья); 6 - кровеносный сосуд в междольковой прослойке.

Даже при терапевтическом облучении быстро уменьшаются число Т- и В-лимфоцитов. Их количество восстанавливается только через несколько месяцев, а для нормализации состава Т-лимфоцитов требуется 3-5 лет независимо от того, попал ли тимус в зону облучения или нет.

Во всех лимфоидных тканях обнаруживается выраженная деструкция лимфоцитов в течение нескольких часов после облучения в дозах в несколько грей, приводящая к выраженной дистрофии лимфоидной ткани [2].

Заключение

Было опрошено 20 студентов, которые переехали в разном возрасте с мест первоочередного отселения Гомельской области. Следует отметить, что большинство из них выехали из Гомельской области в раннем возрасте (до 2-3 лет), а их родственники остались там жить до сего времени. Выяснилось, что у них у всех рост на 5-15 см ниже, чем у «стоптавшихся» родителей, ослаблен иммунитет, частые воспалительные заболевания дыхательных путей, желудочно-кишечные заболевания, ломкость ногтей и т.д. (а у их родственников, оставшихся жить в Гомельской области, эти симптомы выражены еще ярче).

Поэтому вилочковую железу следует отнести к I группе (сильной чувствительности) наряду с элементами крови.

Резюме: Мониторинг показал, что причиной многих заболеваний в детском возрасте в загрязненных районах вблизи Чернобыля является сильная чувствительность вилочковой железы к радиации.

Литература

1. Bond V.P., Stoner R.D. Antibody formation by transplanted bone marrow, spleen, lymph nodes and thymus cells in irradiated recipients.//J Immunol. - 1963 - Aug;91:185-96.
2. Casarett G.W. Radiation histopathology. - Boca Raton: CRC Press, 1980. - Vol.1. - 106 p.; Vol.2.-176p.
3. Анатомия человека в 2-х томах под ред. Сапина - М.: "Медицина", 1993
4. Башкиров П.Н. Анатомия человека. - М.: Изд-во Московского университета, 1982
5. Галицкий Э.А. Основы радиационной безопасности: Учебное пособие. 2-е изд., перераб. и доп. - Гродно: ГрГУ, 2004 - 244с.
6. Кемилева З. Вилочковая железа. Пер. с болг. М., 1984.
7. Маргулис У.Я. Радиация и защита. - 3-е изд, перераб. и доп. - М.: Атомиздат, 1974 -160с.
8. Машкович В.П., Панченко А.М. Основы радиационной безопасности: Учебное пособие. -М: Энергоиздат, 1990- 176с.
9. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. - М.: Медицина, 1991 -464с.
10. Фениш Х. Атлас анатомии человека. - Минск: "Высшая школа", 1996

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

В

Besler D., 392

Н

Huether M., 96

S

Siebert D., 432
Superiore N., 84

А

Абраменко Н. С., 158
Александрова Ю.В., 190
Амосов П.В., 72
Архангельская Т.А., 267
Атурова В.П., 63, 194, 352

Б

Балыкин Д.Н., 200
Барановская Н.В., 352
Бахтин М.М., 104, 115, 404
Бахтина Н.К., 202
Бевза А.Г., 293
Бердымбаева Д.Ш., 104, 115
Бобылева К. А., 68
Бобылева К.А., 63
Болсуновский А.Я., 190, 209, 272, 279, 306, 374
Бондарев А.Я., 213
Бондарева Л.Г., 215, 325
Бондарюк А.А., 409
Борисова Е.Г., 400
Будашкина В.В., 182
Бульдович Д.Б., 400, 402

В

Варфоломеев Д.В., 63
Васильева Е.О., 409
Власова И.Э., 325
Воеводин В.А., 108, 128, 140

Г

Габдрахов А.А., 115, 404
Ганжа Д. Д., 119

Ганжа К. Д., 217
Герасимович Н.В., 339
Герменчук М.Г., 27, 28
Гладковский В.И., 223
Гончарик О.О., 409
Гончаров Е. А., 225, 228
Гребенщикова В.И., 121
Григорьев А.И., 11, 19, 145, 235
Грицко П.П., 121
Гудков Д. И., 217
Гудков Д.И., 96, 246, 274, 333
Гутько В.И., 253

Д

Дашкевич Т.В., 27, 28
Дементьев Д.В., 258, 272
Дзюбенко Е.В., 246
Дмитриев Д. А., 202
Домаренко В.А., 194
Дружинин В.Г., 393
Дубынина М.А., 260
Дьяков А.А., 360

Е

Егорова И.А., 265
Ерёмин В.В., 176

Ж

Жарлыганова Д.С., 404
Жирова М. А., 225
Жирова М. А., 225
Журавков В.В., 410

З

Зайцева О.И., 421
Замятина Ю.Л., 267, 287
Зотина Т.А., 272, 374

И

Иванов А.Ю., 287
Игнатьев Г.В., 166
Игнатьев Е.В., 47
Ильяшук А.Ю., 320

К

Каглян А.Е., 274, 333
Кадацкая М.М., 34
Казымбет П.К., 115, 404
Калинкин Д.Е., 400, 402
Камешева Г.Т., 404
Капустина А.А., 267
Карнаухов А.В., 40
Карпов А.Б., 400, 402, 409
Карпов А.Д., 279
Каченовский В.П., 44
Кашкинбаев Е.Т., 115, 404
Кленус В. Г., 217
Кленус В.Г., 274
Кобяшева С.В., 253
Коваленко В.В., 11, 19, 63, 86, 128, 168, 194
Ковригин А.О., 135
Козлова Н.Н., 176
Корбут Т.Н., 253
Кострыкина Е.В., 402
Кочнева М.В., 283
Кропачева М.Ю., 363
Кудагелдинов А.А., 287
Кудина О.П., 410
Кургуз С.А., 108, 128, 140, 145, 150
Куркатов С.В., 194
Кутлахмедов Ю.А., 293

Л

Ларионов А.В., 393
Ли Н.И., 47, 50
Литвяков Н.В., 409
Лукашевич Р.В., 57

М

Маликова И.Н., 300, 352
Мальцев Ю. М., 68
Мальцев Ю.М., 63, 86, 168
Матвеева И.В., 293
Медведева М.Ю., 306
Межерицкий С.А., 409
Мельгунов М.С., 363
Мельников Н.Н., 72
Мешкинова С.С., 312
Минина В.И., 393
Миронов В.П., 320, 410
Митев А.Р., 315
Могильная О.А., 325
Москаленко О.Л., 421

Н

Назаров А.Б., 246, 333
Назирова Р.А., 156

О

Орешков Д.Н., 326
Орешкова Н.В., 326
Орлова К. Н., 158
Орлова К.Н., 160

П

Панкратов Л.В., 11, 235
Пересыпкин Е.В., 156
Пинкина Т.В., 246
Полежаев Р. И., 79
Поморцева Н.А., 333
Поплавская Т. В., 416
Прокопенко Н.В., 339
Протасевич А.А., 223
Пузанов А.В., 162, 265, 312
Пуликов А.С., 421
Пухтеева И.В., 339

Р

Радин А.И., 341
Раздайводин А.Н., 341
Ревенко Ю.А., 85
Ревяко Ю.С., 11, 19, 235
Репин В.С., 425
Рихванов Л.П., 194, 267, 287, 352
Родина В.В., 293
Родионова Н.К., 333
Рождественская Т.А., 162
Романова А.А., 156, 166
Ромашкин Д.Ю., 341
Русакевич Д.В., 253

С

Савчук О.Ф., 433
Салтыков А. В., 357
Самойлова Ю.А., 400, 402
Семенов А.А., 160
Синицкий М.Ю., 428
Скударнов С.Е., 235
Славкина О.В., 360
Славская Л.А., 176
Собянина Е.В., 19, 86, 168
Солотчин П.А., 363
Степанова Т.Н., 92

Страховенко В.Д., 300, 352
Сухоруков Ф.В., 300, 352, 363

Т

Тарасов И.В., 150, 156
Татарников А. М., 228
Тахауов Р.М., 400, 402, 409
Тихонова И. В., 416
Трофимова Е.А., 374
Трофимова Е.А., 272

У

Углова Е.С., 326
Удалова А.А., 260

Ф

Файзрахманов Ф.Ф., 360
Федотова А.С., 378
Фролова Е.Н., 50
Фузелла Т. Ш., 385

Х

Хабидов А. Ш., 357
Хильманович А.М., 253
Хуснутдинова В.Я., 223, 433

Ч

Чепига Л.С., 246
Чечеткин В.А., 63, 168, 315
Чечёткин В.А., 194
Чугуевский А.В., 363

Ш

Шарафутдинов Р.А., 315
Шевцова Н.Л., 96, 246
Широкая З.О., 274
Ширяева И.В., 400, 402
Шишкин А.С., 326
Шишлов А.Е., 63, 235
Шленская Н.С., 176

Щ

Щербов Б.Л., 182, 300, 352

Ю

Юрчук Л.П., 274

Я

Ястребинская А.В., 40
Ястребинский Р.Н., 40

Научное издание
Радиоэкология XXI века

Редактор О.Ф. Александрова
Компьютерная верстка М.М. Клунникова

Подписано в печать 26.04.2012 г. Формат 60 x 84/8
Бумага офсетная. Печать плоская
Усл. печ. л.
Тираж 300 экз. Заказ 7534

Редакционно-издательский отдел
Библиотечно-издательского комплекса
Сибирского федерального университета
660041, г. Красноярск, пр. Свободный, 79
Тел/факс (391) 206-21-49. E-mail rio@sfu-kras.ru
<http://rio.sfu-kras.ru>

Отпечатано Полиграфическим центром
Библиотечно-издательского комплекса
Сибирского федерального университета
660041, г. Красноярск, пр. Свободный, 82а
Тел. (391) 206-26-58, (391) 206-26-49