

ISSN 1998-426X (print)
ISSN 2409-9082 (online)

НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА

ТОМ 13 № 2, 2020



**Научно-практический
журнал**

УЧРЕДИТЕЛЬ:
Федеральное бюджетное
учреждение науки
«Санкт-Петербургский
научно-исследовательский
институт радиационной гигиены
имени профессора П.В. Рамзаева»

Издание зарегистрировано Федеральной службой по надзору за соблюдением законодательства в сфере массовых коммуникаций и охране культурного наследия.

Свидетельство о регистрации
ПИ № ФС77-28716 от 6 июля 2007 г.

В 2015 году журнал был зарегистрирован как сетевое издание Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций

Свидетельство о регистрации
ЭЛ № ФС77-63702 от 10 ноября 2015 г.

Издается ежеквартально.

Полное или частичное воспроизведение материалов, содержащихся в настоящем издании, допускается с письменного разрешения редакции.

Ссылка на журнал «РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА» обязательна.

Журнал включен в перечень российских рецензируемых научных журналов, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени доктора и кандидата наук. Журнал индексируется в мультидисциплинарной библиографической и реферативной базе SCOPUS, Российском индексе научного цитирования (РИНЦ).

Корректор А.М. Плаксина
Компьютерная верстка
А.В. Гнездиловой

Адрес редакции:
197101, Санкт-Петербург,
ул. Мира, дом 8
Тел. (812) 233-4283, 233-5016
Тел./Факс (812) 233-4283
E-mail: journal@niirg.ru
Сайт: www.radhyg.ru

Тираж 200 экз.



Индекс для подписки в агентстве
«Роспечать» – **57988**

© «Радиационная гигиена», 2020

РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА

RADIATIONNAYA GYGIENA

Председатель редакционного совета
Г.Г. Онищенко

Главный редактор
И.К. Романович



Том 13 № 2, 2020

Председатель редакционного совета

Онищенко Геннадий Григорьевич — Государственная Дума, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация)

Главный редактор

Романович Иван Константинович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н., профессор, академик РАН (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Заместитель главного редактора

Вишнякова Надежда Михайловна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Редакционный совет

Алексанин Сергей Сергеевич — ФГБУ «Всероссийский центр экстренной и радиационной медицины им. А.М. Никифорова» МЧС России, д.м.н. профессор, чл.-корр. РАН (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Башкетова Наталия Семеновна — Управление Роспотребнадзора по г. Санкт-Петербургу (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Горбанев Сергей Анатольевич — ФБУН «Северо-западный научный центр гигиены и общественного здоровья», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Зарединов Дамир Арифович — Министерство здравоохранения Республики Узбекистан, д.м.н., профессор (Ташкент, Республика Узбекистан)

Иванов Виктор Константинович — Медицинский радиологический научный центр им. А.Ф. Цыба — филиал ФГБУ «Федеральный медицинский исследовательский центр имени П.А. Герцена» Минздрава России», д.т.н., профессор, чл.-корр. РАН (Обнинск, Российская Федерация)

Ильин Леонид Андреевич — ФГБУ ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация)

Кашпаров Валерий Александрович — Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, д.б.н. (Киев, Украина)

Марченко Татьяна Андреевна — Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций МЧС России (федеральный центр науки и высоких технологий), д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

Мирсаидов Улмас Мирсаидович — Агентство по ядерной и радиационной безопасности Академии наук Республики Таджикистан, д.х.н., профессор, академик АН РТ (Душанбе, Республика Таджикистан)

Надареишвили Давид Киазович — Центр экспериментальной биомедицины им. И. Бериташвили, PhD (Тбилиси, Грузия)

Рожко Александр Валентинович — ГУ «Республиканский научный центр радиационной медицины и экологии человека», д.м.н. (Гомель, Республика Беларусь)

Софронов Генрих Александрович — ФБНУ «Институт экспериментальной медицины», д.м.н., профессор, академик РАН (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Ушаков Игорь Борисович — ФГБУ ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор, академик РАН (Москва, Российская Федерация).

Редакционная коллегия

Алехнович Александр Владимирович — ФГБОУ ДПО Российская медицинская академия непрерывного профессионального образования Минздрава России, д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

Аклеев Александр Васильевич — ФГБУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» Федерального медико — биологического агентства, д.м.н., профессор (Челябинск, Российская Федерация)

Архангельская Генриэтта Владимировна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В.Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Балонов Михаил Исаакович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Балтрукова Татьяна Борисовна — ГБОУ ВПО «Северо-Западный государственный медицинский университет им. И.И. Мечникова» Минздрава России, д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Вакуловский Сергей Мстиславович — Институт проблем мониторинга окружающей среды (ИПМ) ФГУ НПО «Тайфун», д.т.н., профессор (Обнинск, Российская Федерация)

Гребеньков Сергей Васильевич — ГБОУ ВПО «Северо-Западный государственный медицинский университет им. И.И. Мечникова» Минздрава России, д.м.н., профессор (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Ермолина Елена Павловна — ФГБОУ ДПО Российская медицинская академия непрерывного профессионального образования Министерства здравоохранения Российской Федерации (Москва, Российская Федерация)

Звонова Ирина Александровна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.т.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Кадука Марина Валерьевна — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.б.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Константинов Юрий Олегович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.т.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Маттссон Ларс Юхан Скорен — Лундский университет, профессор (Мальмё, Швеция)

Омельчук Василий Владимирович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Рамзаев Валерий Павлович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», к.м.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Репин Виктор Степанович — ФБУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева», д.б.н. (Санкт-Петербург, Российская Федерация)

Санжарова Наталья Ивановна - ФГБУН «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии» Федерального агентства научных организаций, д.б.н., профессор, член-корреспондент РАН (Обнинск, Российская Федерация)

Шандала Наталья Константиновна — ФГБУ ГНЦ «Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна» ФМБА России, д.м.н., профессор (Москва, Российская Федерация)

FOUNDER:
Federal Scientific Organization
«Saint-Petersburg Research Institute
of Radiation Hygiene
after Professor P.V. Ramzaev»

Quarterly published

Editorial office address:
Mira str., 8, 197101,
St.-Petersburg, Russia
Phone: (812) 233-42-83, 233-50-16
Phone/Fax: (812) 233-42-83
E-mail: journal@niirg.ru
Web: www.radhyg.ru

RADIATION HYGIENE

Chairman of Editorial Council
Gennadiy G. Onishchenko

Editor-in-Chief
Ivan K. Romanovich



RADIATION HYGIENE

Vol. 13 № 2, 2020

Chairman of Editorial Council

Gennadiy G. Onishchenko — the State Duma, Russian Academy of Sciences, Academician of the Russian Academy of Sciences, M.D., Professor (Moscow, Russian Federation)

Editor-in-Chief

Ivan K. Romanovich — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Academician of the Russian Academy of Sciences, M.D., Professor, (Saint Petersburg, Russian Federation)

Deputy Editor-in-Chief

Nadezhda M. Vishnyakova — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Members of Editorial Council

Sergey S. Aleksanin — Federal State Organization «A.M. Nikiforov All-Russia Center of Emergency and Radiation Medicine» of EMERCOM of Russia, M.D., Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences (Saint Petersburg, Russian Federation)

Nataliya S. Bashketova — Saint Petersburg Rospotrebnadzor Department (Saint Petersburg, Russian Federation)

Sergey A. Gorbanev — Northwest Public Health Research Center (Saint Petersburg, Russian Federation)

Damir A. Zaredinov — Uzbekistan Republic Healthcare Ministry, M.D., Professor (Tashkent, Uzbekistan Republic)

Valeriy A. Kashparov — Ukrainian Scientific Research Institute of Agricultural Radiology, Doctor of Biology (Kiev, Ukraine)

Ulmas M. Mirsaidov — Agency for Nuclear and Radiation Safety of the Academy of Sciences of Tajikistan Republic, Doctor of Chemistry, Professor, Academician of AS TR. (Dushanbe, Tajikistan Republic)

David K. Nadareshvili — Center of Experimental Biomedicine after I. Beritashvili, PhD (Tbilisi, Georgia)

Viktor K. Ivanov — Medical Radiological Center of Science after A.F. Tsyba — Branch of Federal State Organization «P.A. Herzen Federal Medical Research Center» of Healthcare Ministry», Doctor of Engineering, Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences (Obninsk, Russian Federation)

Leonid A. Ilyin — Federal Medical Biophysical Center of Federal Medical Biological Agency of Russia after A.I. Burnasyan, M.D., Professor, Academician of the Russian Academy of Sciences (Moscow, Russian Federation)

Tat'yana A. Marchenko — All-Russian Research Institute on the Problems of Civil Defense and Emergency Situations of the Russian EMERCOM, Doctor of Medical Sciences, Professor (Moscow, Russian Federation)

Aleksandr V. Rozhko — Republican Scientific Center of Radiation Medicine and Human Ecology M.D. (Gomel, Belarus Republic)

Genrikh A. Sofronov — Federal State Scientific Organization «Institute of Experimental Medicine», Academician of the Russian Academy of Sciences, Professor, Doctor of Medical Sciences, (Saint Petersburg, Russian Federation)

Igor' B. Ushakov — Federal Medical Biophysical Center of Federal Medical Biological Agency of Russia after A.I. Burnasyan, Academician of the Russian Academy of Sciences, Doctor of Medical Sciences, Professor, Honoured Doctor of the Russian Federation, Medical Major General of the Reserve (Moscow, Russian Federation)

Editorial Board

Aleksandr V. Alekhnovich — Russian Medical Academy of Post-graduate Education, MD, Professor (Moscow, Russian Federation)

Aleksandr V. Akleyev — Urals Research Center for Radiation Medicine of the Federal Medical-Biological Agency, MD, Professor (Chelyabinsk, Russian Federation)

Natalya I. Sanzharova — All-Russia Research Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, The Federal Agency for Scientific Organizations, Doctor of Biology, Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences (Obninsk, Russian Federation)

Genrietta V. Arkhangel'skaya — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Mikhail I. Balonov — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Biology, Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Tat'yana B. Baltrukova — Northwest State Medical University after I.I. Mechnikov (Saint Petersburg, Russian Federation)

Sergey M. Vakulovsky — Federal State Budgetary Institution Research and Production Association «Typhoon», Doctor of Engineering, Professor (Kaluga region, Russian Federation)

Sergey V. Grebenkov — Northwest State Medical University after I.I. Mechnikov, M.D., Professor (Saint Petersburg, Russian Federation)

Elena P. Ermolina — Federal State Budgetary Educational Institution of Further Professional Education «Russian Medical Academy of Continuous Professional Education» of the Ministry of Healthcare of the Russian Federation (Moscow, Russian Federation)

Irina A. Zvonova — Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Engineering (Saint Petersburg, Russian Federation)

Marina V. Kaduka — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of biological science (Saint Petersburg, Russian Federation)

Yuriy O. Konstantinov — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of Engineering (Saint Petersburg, Russian Federation)

Mattsson Lars Juhan Sören — Professor of medical radiation physics department of Lund University (Malmo, Sweden)

Vasily V. Omelchuk — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, M.D. (Saint Petersburg, Russian Federation)

Valeriy P. Ramzaev — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Candidate of Medicine (Saint Petersburg, Russian Federation)

Victor S. Repin — Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Doctor of Biology (Saint Petersburg, Russian Federation)

Natalya I. Sanzharova — All-Russia Research Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, The Federal Agency for Scientific Organizations, Doctor of Biology, Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences (Obninsk, Russian Federation)

Natal'ya K. Shandala — Federal Medical Biophysical Center after A.I. Burnasyan of Federal Medical Biological Agency of Russia, M.D., Professor (Moscow, Russian Federation)

СОДЕРЖАНИЕ

Том 13 № 2, 2020

НАУЧНЫЕ СТАТЬИ

Марченко Т.А., Радин А.И., Раздайковин А.Н.

Ретроспективное и современное состояние лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению6

Кузнецов В.К., Панов А.В., Санжарова Н.И., Исамов Н.Н., Андреева Н.В., Гешель И.В., Сидорова Е.В.

Анализ результатов радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения Курской АЭС 19

Голиков В.Ю.

Верификация модели внешнего облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1»31

Крышев А.И., Сазыкина Т.Г., Павлова Н.Н.

Вопросы нормирования поступления ^{238}U в поверхностные воды с учетом его радиационного и токсического действия41

Ярмошенко И.В., Онищенко А.Д., Малиновский Г.П., Васильев А.В., Назаров Е.И., Жуковский М.В.

Сравнительный анализ накопления радона в зданиях различного класса энергоэффективности на примере пяти российских городов47

Рыжакова Н.К., Ставицкая К.О., Удалов А.А.

Новый подход к проблеме оценки радоноопасности участков застройки57

Кадука М.В., Басалаева Л.Н., Бекашева Т.А., Иванов С.А., Салазкина Н.В., Ступина В.В., Кадука А.Н.

Содержание ^{210}Po и ^{210}Pb в некоторых видах пищевых продуктов. Оптимизация метода определения65

Соснина С.Ф., Юркин А.М., Окатенко П.В., Рогачева С.А., Груздева Е.А., Сокольников М.Э.

Лейкомогенный риск и темп накопления дозы радиационного воздействия. Сообщение 2: Сравнительный анализ лейкоцитарных индексов и динамики показателей периферической крови в зависимости от дозы внешнего гамма-облучения75

Бажин С.Ю., Шлеенкова Е.Н., Кайдановский Г.Н., Ильин В.А.

О возможности сравнения среднегодовых эффективных доз облучения медицинского персонала России и некоторых зарубежных стран89

Сафронов В.В., Давыдов А.А., Водоватов А.В., Старцева О.И., Библин А.М., Репин Л.В.

Оценка медицинских радиационных и нерадиационных рисков на примере пациентов, проходящих хирургическую смену пола с женского на мужской99

САНИТАРНО-ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКИЙ НАДЗОР

Кормановская Т.А., Романович И.К.

Предложения по совершенствованию нормирования природных минеральных вод по показателям радиационной безопасности114

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

Рамзаев В.П., Барковский А.Н.

Метод идентификации участков целинных почв с помощью портативного гамма-спектрометра-дозиметра123

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ ЖУРНАЛА

«РАДИАЦИОННАЯ ГИГИЕНА»129

CONTENTS

Vol. 13 № 2, 2020

RESEARCH ARTICLES

Marchenko T.A., Radin A.I., Razdaikov A.N.

Retrospective and current state of forest territories of the border areas of the Bryansk region exposed to radioactive contamination16

Kuznetsov V.K., Panov A.V., Sanzharova N.I., Isamov N.N., Andreeva N.V., Geshel I.V., Sidorova E.V.

The analysis of radioecological monitoring results in the vicinity of the Kursk Nuclear Power Plant28

Golikov V.Yu.

Validation of model of external population exposure in Japan after accident on the «Fukushima-1»39

Kryshch A.I., Sazykina T.G., Pavlova N.N.

Issues of establishing the permissible discharge levels of ^{238}U to surface waters taking into account its radiation and toxic effects45

Yarmoshenko I.V., Onishchenko A.D., Malinovsky G.P., Vasilyev A.V., Nazarov E.I., Zhukovsky M.V.

Comparative analysis of radon concentrations in buildings of different energy efficiency classes on example of five Russian cities55

Ryzhakova N.K., Stavitskaya K.O., Udalov A.A.

A new approach to the problem of assessing the radon hazard of building sites63

Kaduka M.V., Basalaeva L.N., Bekyasheva T.A., Ivanov S.A., Salazkina N.V., Stupina V.V., Kaduka A.N.

^{210}Po and ^{210}Pb content in the certain types of foodstuffs. Optimization of the analytical method73

Sosnina S.F., Yurkin A.M., Okatenko P.V., Rogacheva S.A., Gruzdeva E.A., Sokolnikov M.E.

Leukemia risk and rate of radiation dose accumulation. Part 2: Comparative analysis of leukocytic indices and dynamics of peripheral blood values in relation to external gamma-exposure dose86

Bazhin S.Yu., Shleenkova E.N., Kaidanovsky G.N., Ilyin V.A.

Possibilities of comparing the average annual effective doses of medical personnel in Russia and some foreign countries97

Safronov V.V., Davydov A.A., Vodovatov A.V., Startseva O.I., Biblin A.M., Repin L.V.

Assessment of the medical radiation and non-radiation risks for the patients undergoing the surgical gender reassignment from female to male111

SANITARY AND EPIDEMIOLOGICAL SURVEILLANCE

Kormanovskaya T.A., Romanovich I.K.

Proposals on the improvement of the regulation of the natural mineral water based on the indicators of radiation safety121

BRIEF REPORTS

Ramzaev V.P., Barkovsky A.N.

Method for identifying areas of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter127

JOURNAL OF RADIATION HYGIENE –

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS129

Ретроспективное и современное состояние лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению

Т.А. Марченко ¹, А.И. Радин ², А.Н. Раздайковин ²

¹Всероссийский научно-исследовательский институт по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций Министерства Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий (федеральный центр науки и высоких технологий), Москва, Россия

²Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства, Московская обл., Пушкино, Россия

Целью исследования является проведение анализа накопленных данных по исследованию лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению, на предмет вовлечения их в хозяйственную деятельность, а также возможного переноса радиоактивных материалов при лесных пожарах. Оценка площади учтенных и неучтенных лесов проводилась по данным «Лесного плана Брянской области на период 2019–2028 гг.» и результатам анализа данных дистанционного зондирования земли, оценка радиационного загрязнения — по данным радиационных обследований лесного фонда и радиэкологического мониторинга лесов, оценка содержания цезия-137 — по данным радиационного мониторинга. В ходе работы выявлено, что динамика перехода лесов из диапазона высокого уровня радиоактивного загрязнения в более низкие с 1991 по 2018 г. незначительно меняет общую площадь загрязненных лесов по районам. Наблюдаются сверхуровневые значения содержания цезия-137 в основных видах лесных горючих материалов, что является опасным фактором, способствующим существенному повышению содержания радиоцезия в атмосферном воздухе, переносу радионуклидов за пределы зон радиоактивного загрязнения при лесном пожаре. Наиболее радиационно-опасной является лесная подстилка, которая содержит более 70% общего запаса цезия-137 в лесных горючих материалах, значения которого достигают значения 224 кБк/кг в Красногорском районе Брянской области. Полученный прогноз содержания цезия-137 в лесной подстилке по зонам радиоактивного загрязнения лесов в наиболее загрязненных районах Брянской области на период до 2046 г. свидетельствует о сохранении высокой степени радиоактивного загрязнения лесов в Красногорском и Новозыбковском районах по прошествии более чем 60 лет после аварии на Чернобыльской атомной электростанции. В связи с высоким классом природной пожарной опасности лесов юга-запада Брянской области и высоким риском возникновения пожаров на загрязненных территориях необходима оценка степени опасности при осуществлении профилактики и тушения радиоактивных лесных пожаров, особенно критерия поглощенной дозы для участников в целях избежания детерминированного эффекта.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, преодоление последствий радиационных аварий, защита населения, радиоактивно загрязненная территория, радиоактивные лесные пожары, безопасность жизнедеятельности населения.

Введение

Ликвидация последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС носит долговременный и комплексный характер. До настоящего времени сохраняется радиоактивное загрязнение больших территорий Беларуси и России, в том числе лесных массивов на приграничных территориях Союзного государства.

К первоочередным задачам развития Союзного государства отнесены задачи по регулированию и обеспечению ядерной и радиационной безопасности; обеспечению экологической безопасности и охраны окружающей среды; развитию единой системы гидрометеорологической безопасности; совершенствованию единой системы радиационной защиты на территориях радиоактивного

Раздайковин Андрей Николаевич

Всероссийский научно-исследовательский институт лесоводства и механизации лесного хозяйства

Адрес для переписки: 141200, Московская обл., г. Пушкино, ул. Институтская, д. 15; E-mail: info@roslesrad.ru

загрязнения и обеспечению безопасной жизнедеятельности граждан Беларуси и России¹.

Вовлечение лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению, в хозяйственную деятельность представляет актуальную проблему. Опасность возникновения лесных и иных видов природных пожаров на этих территориях, возможный при этом перенос радиоактивных материалов за пределы зон радиоактивного загрязнения являются существенным вызовом по пути возвращения к условиям нормальной жизнедеятельности.

Цель исследования – провести анализ накопленных данных и результатов научно-исследовательских и практических работ на лесных территориях приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению, на предмет вовлечения их в хозяйственную деятельность, а также возможного переноса радиоактивных материалов при лесных пожарах.

Задачи исследования

1. Оценить площади территорий приграничных районов Брянской области, покрытых лесной (древесной) растительностью.
2. Провести ретроспективную оценку радиоактивного загрязнения лесных территорий приграничных районов Брянской области.

3. Оценить содержание цезия-137 в основных видах лесных горючих материалов (ЛГМ).

4. Дать прогноз содержания цезия-137 в наиболее критичном ЛГМ – лесной подстилке по зонам радиоактивного загрязнения на период до 2046 г.

Материалы и методы

Общая площадь радиоактивных выпадений на лесных землях Союзного государства в период аварии на Чернобыльской АЭС составила более 3 млн гектаров [1]. Радиоактивное загрязнение лесов отмечалось в 15 субъектах Российской Федерации и в 6 областях Республики Беларусь. В настоящее время основным дозообразующим радионуклидом за пределами 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС является цезий-137 (¹³⁷Cs) [2]. Наибольшие площади загрязнения лесов цезием-137 до настоящего времени сохраняются в Брянской области Российской Федерации и Гомельской области Республики Беларусь (табл. 1).

Протяженность общей границы Российской Федерации и Республики Беларусь, попадающей в зоны радиоактивного загрязнения, составляет 220 км. С российской стороны это Брянская область, с белорусской – Гомельская и частично Могилёвская области (рис. 1).

Физико-географические, климатические и лесорастительные условия Брянской и Гомельской областей весьма сходны. Климат характеризуется как умеренно-континент-

Таблица 1
Распределение лесов Брянской и Гомельской областей по зонам радиоактивного загрязнения, тыс. га
(по состоянию на 01.01.2012 г.)

[Table 1]

Distribution of forests of the Bryansk and Gomel regions by radioactive contamination zones, thousand ha
(as of January 1, 2012)]

Зона радиоактивного загрязнения [Radioactive contamination zone]	Брянская область [Bryansk region]	Гомельская область [Gomel region]
От 1 до 5 Ки/км ² (от 37 кБк/м ² до 185 кБк/м ²) [1 to 5 Ci / km ² (37 kBq/m ² to 185 kBq / m ²)]	123,4	599,9
От 5 до 15 Ки/км ² (от 185 кБк/м ² до 555 кБк/м ²) [5 to 15 Ci / km ² (185 kBq / m ² to 555 kBq / m ²)]	70,6	207,0
От 15 до 40 Ки/км ² (от 555 кБк/м ² до 1480 кБк/м ²) [15 to 40 Ci / km ² (555 kBq / m ² to 1480 kBq / m ²)]	32,9	92,6
От 40 и более Ки/км ² (от 1480 и более кБк/м ²) [from 40 and more Ci / km ² (from 1480 and more kBq / m ²)]	2,0	1,5
Всего [Total]	228,9	901,0

¹ Постановление Высшего Государственного Совета Союзного государства «Приоритетные направления и первоочередные задачи дальнейшего развития Союзного государства на 2018–2022 годы». Раздел 19 «Экологическая, ядерная, радиационная безопасность и преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС» от 19.06.2019 г. № 3 [Decree of the Supreme State Council of the Union State «Priority areas and priorities for the further development of the Union State for 2018-2022.» Section 19 “Ecological, nuclear, radiation safety and overcoming the consequences of the disaster at the Chernobyl nuclear power plant” dated June 19, 2019, No. 3 (In Russ.)]



Рис. 1. Радиоактивное загрязнение приграничных территорий Российской Федерации и Республики Беларусь (^{137}Cs) [3]
[Fig. 1. Radioactive contamination of the border areas of the Russian Federation and the Republic of Belarus (^{137}Cs) [3]]

тальный, с тёплым летом и мягкой зимой. Средняя температура января -5°C , июля $+18^{\circ}\text{C}$.

В Российской Федерации наиболее загрязнены леса юго-западных районов Брянской области. Леса Гордеевского, Клиновского и Красногорского районов входят в состав Клиновского лесничества, а Злынковского, Климовского и Новозыбковского – в состав Злынковского лесничества Брянского управления лесами. Общая характеристика этих лесов характерна как для России, так и для

Беларуси. Они относятся к зоне хвойно-широколиственных лесов, к лесному району хвойно-широколиственных (смешанных) лесов европейской части Российской Федерации. Основными лесобразующими породами являются сосна, береза, осина, ольха чёрная, ель, дуб. Наиболее распространены насаждения с преобладанием сосны и берёзы. По классификации природной пожарной опасности преобладают леса 1–3 класса, средний класс природной пожарной опасности по Злынковскому лесничеству 2,7; по Клиновскому – 3,1². За послеаварийный период существенных изменений в площадях лесонасаждений, породном составе и других лесотаксационных показателях в Лесном фонде не произошло (табл. 2).

Оценка площади приграничных районов Брянской области, покрытых лесной (древесной) растительностью, проводилась: для лесов, находящихся в ведении Брянского управления лесами, по данным «Лесного плана Брянской области на период 2019–2028 гг.»; для неучтенных лесов отдельных районов юго-запада Брянской области – по результатам анализа данных дистанционного зондирования земли с целью определения изменений площадей, занятых лесной (древесной) растительностью.

Оценка радиоактивного загрязнения лесных территорий приграничных районов Брянской области проводилась по данным радиационных обследований лесного фонда и радиоэкологического мониторинга лесов из архива отдела радиационной экологии и экотоксикологии ФБУ ВНИИЛМ. Обследования проводились подведомственными организациями Рослесхоза, осуществляющими радиационный контроль и радиоэкологический мониторинг в период с

Изменение таксационных характеристик лесных насаждений по Злынковскому и Клиновскому лесничествам за период 2009–2018 гг.

Таблица 2

[Table 2

Changes in characteristics of forest stands in the Zlynka and Klintsy forest districts for the period 2009 – 2018]

Наименование лесничества [Forest district]	Злынковское [Zlynka]			Клиновское [Klintsy]		
Год [Year]	2009	2018	Изменения [Changes]	2009	2018	Изменения [Changes]
Покрытая лесом площадь, тыс. га [The area covered by forests, thousand ha]	85,8	86,6	+0,8	85,1	85,2	+0,1
Средний возраст, лет [Average age, years]	58	69	+11	53	66	+13
Средний класс бонитета [Average forest stand quality class]	1,3	1,1	+0,2	1,6	1,5	+0,1
Средняя относительная полнота [Average stand density]	0,69	0,69	–	0,65	0,65	–
Средний запас спелых и перестойных насаждений на 1 га, м ³ [Average stock of ripe and overripe stands per 1 ha, m ³]	283	282	-1	221	242	+21
Средний запас насаждений на 1 га покрытых лесом земель, м ³ [Average stock of stands per 1 ha forest covered areas, m ³]	224	271	+47	183	228	+45
Средний прирост по запасу на 1 га покрытых лесной растительностью земель [Average increase in stock per 1 ha forest covered areas]	3,7	4,1	+0,4	3,3	3,6	+0,3

² Лесной план Брянской области на период 2019–2028 гг.: Лесной план Брянской области, утв. указом Губернатора Брянской области от 18 декабря 2018 г. № 288 [Forest plan of the Bryansk region for 2019–2028: Forest plan of the Bryansk region approved by the decree of the Governor of the Bryansk region dated December 18, 2018, No. 288 (In Russ.)]

1991 г. по настоящее время. Учетной единицей обследования был лесной квартал. В 1991 г., 1993 г. и в период с 2007 по 2010 г. были полностью обследованы лесные территории вышеуказанных лесничеств (в 1991 и 1993 гг. – за исключением лесных участков, находившихся в ведении сельскохозяйственных формирований). Кроме того, частичным ежегодным обследованием была также охвачена большая часть территории этих лесничеств.

Отбор проб при поквартальном обследовании производился при помощи почвенного пробоотборника диаметром 4 см на глубину 15 см. В каждом квартале отбиралась объединенная проба³, состоящая из 5 точечных проб, взятых по схеме «конверт».

Измерение активности цезия-137 проводилось в воздушно-сухих пробах гамма-спектрометрическим методом с использованием универсального спектрометрического комплекса УСК «Гамма Плюс» с программным обеспечением (ПО) «Прогресс»⁴, а также спектрометров энергии гамма-излучения полупроводниковых «Гамма-1П» с ПО «SpectraLine»⁵.

Оценка содержания цезия-137 в основных видах лесных горючих материалов (ЛГМ) и прогноз содержания цезия-137 в наиболее критичном ЛГМ – лесной подстилке проводились по данным многолетних наблюдений радиационного мониторинга лесов в пунктах постоянного наблюдения (стационарных участках, СУ). Изменение средних значений удельной активности лесной подстилки происходит в основном за счет радиоактивного распада. Прогноз содержания цезия в лесной подстилке дан на основе формулы радиоактивного распада цезия-137 через среднюю активность и массовую долю лесной подстилки. В прогнозе приведены средневзвешенные значения в лесной подстилке по зонам загрязнения и административным районам.

Результаты и обсуждение

Нами выявлено значительное зарастание неиспользуемых земель (преимущественно земель запаса, выведенных из сельскохозяйственного пользования после аварии на ЧАЭС (рис. 2, 3, табл. 3)).

Покрытая лесной (древесной) растительностью площадь в период после аварии на ЧАЭС значительно увеличилась, в наиболее малолесных районах, таких как Гордеевский, – почти в 2 раза. Эти леса не входят в структуру Управления лесным хозяйством Брянской области, в них не ведется лесное хозяйство и не осуществляются охранные и защитные мероприятия. Их структура и состав способствуют повышенной опасности возникновения радиоактивных лесных пожаров.

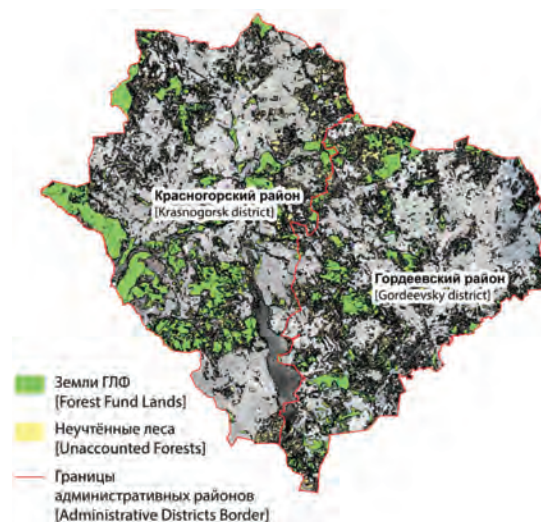


Рис. 2. Карта-схема земель лесного фонда и неучтенных лесов в Гордеевском и Красногорском районах Брянской области по результатам дешифрирования снимков 2014 г. (Глушенков О.И., Корсиков Р.С., Филиал ФГУП «Рослесинфорг» «Заплеспроект» [3])

[Fig. 2. Schematic map of forest fund lands and unaccounted forests in the Gordeevsky and Krasnogorsk administrative districts of the Bryansk region based on satellite survey results in 2014 (Glushenkov O.I., Korsikov R.S., Zaplesproekt, a branch of the Federal State Unitary Enterprise Roslesinforg [3])]

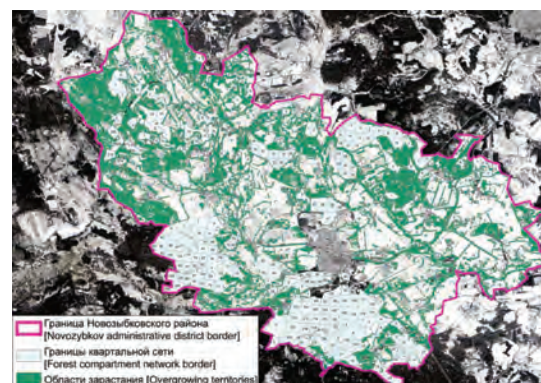


Рис. 3. Карта-схема зарастания земель Новоzybковского района по данным космической съемки 2019 г. Зарастание древесной (лесной) растительностью вне лесного фонда выявлено на площади 19 806,86 га (по материалам: Сидоренков В.М., Сидоренкова Е.М., Астапов Д.О., ФБУ ВНИИЛМ [4])

[Fig. 3. Schematic map of land overgrowing in Novozybkovsky administrative district based on satellite survey results in 2019. Overgrowth of forest vegetation outside the forest fund was detected on an area of 19,806.86 ha (based on materials: Sidorenkov V.M., Sidorenkova E.M., Astapov D.O., FBU VNIILM [4])]

³ Руководство по радиационному обследованию лесного фонда (на период 1996–2000 гг.). – М.; Федеральная служба лесного хозяйства России, 1995. 34 с. [Guidelines for the radiation survey of the forest fund (for the period 1996–2000). Moscow; Federal Forestry Service of Russia; 1995. 34 p. (In Russ.)]

⁴ «Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляторного гамма-спектрометра с программным обеспечением «ПРОГРЕСС». Свидетельство об аттестации МВИ № 40090.3Н700 от 22.12.2003 г. [«Methodology for measuring the activity of radionuclides using a scintillator gamma-ray spectrometer with software «PROGRESS». Attestation Certificate MVI No. 40090.3H700 dated December 22, 2003 (In Russ.)]

⁵ «Активность радионуклидов в счетных образцах. Методика измерений на гамма-спектрометрах с использованием программного обеспечения «SpectraLine». Свидетельство об аттестации № 43151.4Б207/01.00294-2010 от 28.02.2014 г. [«Activity of radionuclides in the counting samples. Methodology of measurement on gamma-spectrometers using the «SpectraLine» software». Attestation Certificate No. 43151.4B207 / 01.00294-2010 dated 02.28.2014 (In Russ.)]

Таблица 3

Площадь неучтенных лесов в Красногорском и Гордеевском районах, га [3]

[Table 3]

The unaccounted forests area in the Gordeevka and Krasnaya gora administrative districts, ha]

Формации лесов [Forest formation]	Красногорский район [Krasnaya gora administrative district]	Гордеевский район [Gordeevka administrative district]	ИТОГО [TOTAL]
Сосновые спелые [Ripe stands of Scotch pine]	153,7	36,6	190,3
Сосновые средневозрастные [Medium-aged stands of Scotch pine]	99,9	37,1	137
Сосновые молодняки [Young stands of Scotch pine]	1694	888,3	2582,3
Березово-ольховые спелые [Ripe stands of Birch and Alder]	2932	3514	6446
Березово-ольховые средневозрастные [Medium-aged stands of Birch and Alder]	2074	2135	4209
Березово-ольховые молодняки [Young stands of Birch and Alder]	14620	13440	28060
Береза редины [Open Birch stands]	6429	4926	11355
Осиновые спелые [Ripe stands of aspen]	288,5	503,6	792,1
ИТОГО неучтенных лесов [Unaccounted forests, Total]	28291,1	25480,6	53771,7
Земли ГЛФ [Lands of State forest fund]	17970	9910	27880
Прочие земли [Other lands]	60838,9	49709,4	110548,3

В рамках российско-белорусского сотрудничества специалистами ГУ Беллесрад (ГУ Беллесозащита) и ФБУ ВНИИЛМ была создана совместная сеть радиационного мониторинга леса, охватывающая приграничные территории Брянской области с российской стороны, Гомельской и Могилевской областей – со стороны Беларуси [5].

В 2003–2004 гг. в западных районах Брянской области, восточных районах Гомельской облсти и южных районах Могилёвской области были заложены 20 ста-

ционарных участков (СУ) – по 10 на российской и белорусской сторонах с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs от 5,4 Ки/км² (200 кБк/м²) до 28,0 Ки/км² (1030 кБк/м²). В настоящее время на территории Брянской области сеть расширена до 15 стационарных участков (табл. 4), что позволило охватить весь диапазон цезиевого загрязнения, представленный в европейской части Российской Федерации, – от среднефоновых значений до 220 Ки/км² (8140 кБк/м²).

Таблица 4

Расположение стационарных участков (пунктов постоянного наблюдения) российского сегмента совместной сети радиационного мониторинга леса Союзного государства на территории Брянской области

[Table 4]

Location of monitoring sites (permanent observation points) of Russian segment of forest radiation monitoring network of the Union State in the Bryansk region]

Код участка [Code of the monitoring site]	Лесничество [Forest district]	Участковое лесничество/участок [Forest subdivision/forest plot]	Квартал [Forest compartment]	Выдел [Forest subcompartment]
СУ-01Р [SU-01R]	Злынковское [Zlynka]	Злынковское [Zlynka]	107	1
СУ-02Р [SU-02R]	Злынковское [Zlynka]	Злынковское [Zlynka]	133	17
СУ-03Р [SU-03R]	Злынковское [Zlynka]	Злынковское [Zlynka]	51	33
СУ-04Р [SU-04R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское [Novozybkov]	100	2
СУ-05Р [SU-05R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское [Novozybkov]	101	91

Код участка [Code of the monitoring site]	Лесничество [Forest district]	Участковое лесничество/участок [Forest subdivision/forest plot]	Квартал [Forest compartment]	Выдел [Forest subcompartment]
СУ-06Р [SU-06R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское [Novozybkov]	99	48
СУ-07Р [SU-07R]	Клинцовское [Klintsy]	Красногорское [Krasnaya gora]	16	4
СУ-08Р [SU-08R]	Клинцовское [Klintsy]	Ущерпское [Ushcherp'e]	58	22
СУ-09Р [SU-09R]	Клинцовское [Klintsy]	Красногорское [Krasnaya gora]	59	2
СУ-10Р [SU-10R]	Клинцовское [Klintsy]	Ущерпское [Ushcherp'e]	16	4
СУ-11Р [SU-11R]	Клинцовское [Klintsy]	Красногорское [Krasnaya gora]	19	11
СУ-12Р [SU-12R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское [Novozybkov]	91	25
СУ-13Р [SU-13R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское/СХПК «Новозыбковский» [Novozybkov/ Agricultural production cooperative "Novozybkovsky"]	4	3
СУ-14Р [SU-14R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское/СХПК «Новозыбковский» [Novozybkov/ Agricultural production cooperative "Novozybkovsky"]	4	23
СУ-15Р [SU-15R]	Злынковское [Zlynka]	Новозыбковское/СХПК «Новозыбковский» [Novozybkov/ Agricultural production cooperative "Novozybkovsky"]	3	б/н [without a number]

Несмотря на проделанную работу в рамках федеральных целевых программ Российской Федерации и Программ совместной деятельности по преодолению последствий Чернобыльской катастрофы Союзного государства, актуальность дальнейшей работы по снижению рисков трансграничного переноса радиоактивных элементов на РЗТ Брянской области и сопредельных районов Гомельской и Могилевской областей не вызывает сомнений.

Динамика радиоактивного загрязнения лесного фонда по данным полевых исследований

В настоящее время Брянская область остается наиболее загрязненной, как по площади лесов, так и по представительству всех зон радиоактивного загрязнения. Наибольшие площади и наиболее высокие плотности радиоактивного загрязнения лесов сосредоточены на юго-западе Брянской области в Гордеевском, Злынковском, Красногорском и Новозыбковском районах. Вследствие наличия зон радиоактивного загрязнения с высокими уровнями плотности загрязнения лесных почв общая площадь загрязненных лесов по районам меняется крайне незначительно, за счет перехода из зон с высокими уровнями радиоактивного загрязнения в более низкие. Динамика перехода лесов по зонам радиоактивного загрязнения и выхода из зон загрязнения приведена в таблице 5. Данные приведены по материалам наземных поквартирных обследований соответствующих лет.

Проблема радиоактивных лесных пожаров и загрязнение ЛГМ

Лесные пожары на загрязненных радионуклидами территориях являются фактором, способствующим существенному повышению содержания радиоцезия (^{137}Cs) в атмосферном воздухе, переносу радионуклидов за пределы зон радиоактивного загрязнения [6–8].

Исследования ученых МНТЦ «Укрытие» (Чернобыль) показали, что при лесном пожаре в дымовом шлейфе в составе аэрозольных частиц появляются все радионуклиды, которые находятся на местности после аварии на ЧАЭС. Район лесного пожара обедняется в первую очередь радиоцезием и в меньшей степени другими радионуклидами чернобыльского генезиса. Основными носителями радиоцезия являются субмикронные аэрозоли, что обеспечивает их длительное существование в атмосфере и перенос на большие расстояния [9].

Возникновение лесных пожаров обусловлено наличием в них лесных горючих материалов (ЛГМ). Это растения лесов, их морфологические части и растительные остатки разной степени разложения, которые могут гореть при лесных пожарах. Все ЛГМ условно можно разделить на три класса (табл. 6) [10].

Применительно к радиоактивным лесным пожарам С.И. Душа-Гудым выделяет ЛГМ полога древостоя и ЛГМ напочвенного покрова и лесной подстилки [7].

Динамика площадей лесного фонда по зонам радиоактивного загрязнения, га

Таблица 5

[Table 5]

Dynamic of forest fund area by zones of radioactive contamination, ha]

Административный район (ОКТМО) [Administrative district (Code in All-Russian Classifier of Territories of Municipal Units)]	Год [Year]	Площадь лесов (га) по зонам радиоактивного загрязнения ¹³⁷ Cs [Forest area (ha) by zones of radioactive contamination ¹³⁷ Cs]					
		Всего [Total]	Менее 37 кБк/м ² [less than 37 kBq / m ²]	37–185 кБк/м ² [37–185 kBq / m ²]	185–555 кБк/м ² [185–555 kBq / m ²]	555–1480 кБк/м ² [555–1480 kBq / m ²]	Более 1480 кБк/м ² [more than 1480 kBq / m ²]
Гордеевский район [Gordeevka] (15611000000)	1991	9501	0	145	3716	5560	80
	1993	9501	0	509	4489	4503	0
	2000	9501	0	685	4383	4433	0
	2010	9501	72	1262	5938	2229	0
	2018	9501	72	1262	5938	2229	0
Злынковский район [Zlynka] (15623000000)	1991	28 470	60	487	4375	23 002	546
	1993	28 470	244	303	9292	18 267	364
	2000	28 470	244	408	10 772	16 949	97
	2010	28 470	244	651	14 459	13 116	0
	2018	28 470	263	2440	22 598	3169	0
Красногорский район [Krasnaya gora] (15634000000)	1991	18 018	34	2893	9144	4101	1846
	1993	18 018	34	4240	9215	2971	1558
	2000	18 018	34	4060	9488	2988	1448
	2010	18 018	34	8681	6986	1522	795
	2018	18 018	34	8639	7028	1522	795
Новозыбковский район [Novozybkov] (15640000000)	1991	25 465	0	0	4640	18 202	2623
	1993	25 465	0	0	5963	16 441	3061
	2000	25 465	0	0	7202	17 175	1088
	2010	25 465	0	403	11 707	12 199	1156
	2018	25 452	0	972	18 442	6004	34

Распределение различных видов ЛГМ по классам

Таблица 6

[Table 6]

Distribution of different types of forest fire materials by classes]

Класс ЛГМ [Class of forest fire materials]	Виды ЛГМ [Types of forest fire materials]
Проводники горения [Combustion conductors]	Опад, лишайники, мхи, лесная подстилка, торф, валежник, пни, крупные порубочные остатки [Tree waste, lichen, moss, forest litter, peat, fallen timber, stumps, large felling residue]
Поддерживающие горение [Support combustion]	Травы, кустарники, плауны, сеянцы древесных растений, подрост и подлесок, хвоя, листва, несущие их веточки и мелкие сучья полога древостоя [Grasses, shrubs, lycopodium, tree seedlings, undergrowth and young growth, needle and leaves, branches bearing them, small boughs of the canopy]
Задерживающие горение [Retarding combustion]	Некоторые виды трав, кустарничков, кустарников и деревьев [Some species of grasses, subshrubs, shrubs and trees]

⁶ Площадь лесов, вышедших из зоны загрязнения, при снижении плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs ниже 37 кБк/м²

Определение радиоактивного лесного пожара закреплено в ГОСТ Р 22.1.09–99 как «лесной пожар, при котором горят загрязненные радионуклидами лесные горючие материалы, и образующиеся продукты горения (зола, недожог, дымовой аэрозоль, газообразные продукты) представляют собой открытые источники ионизирующего излучения»⁷ [7].

Приведенное выше определение радиоактивного лесного пожара является достаточно широким, включающим ситуации, требующие применения различных видов и объемов защитных мероприятий при их профилактике и тушении. В связи с этим, по мнению ряда авторов [11], целесообразно предложить классификацию лесных участков, загрязненных цезием-137 вследствие аварии на ЧАЭС, и возникающих на них радиоактивных лесных пожаров по степени опасности и необходимости применения специальных мер на основе их радиационно-пирологических характеристик.

Ряд экспериментальных данных свидетельствуют о содержании радионуклидов в воздухе на кромке пожара ниже уровней, установленных международными и националь-

ми нормами радиационной безопасности [12–17]. Однако суммарный выход активности в газоаэрозолях при пожаре может достигать 1500 МБк/га и более [18]. Участники тушения непосредственно соприкасаются с объектами и материалами (ЛГМ, зола, недожог и т. п.), превышающими значения минимально значимых удельной активности радионуклидов (МЗУА) и активности радионуклидов в помещении или на рабочем месте (МЗА) по цезию-137. Зачастую участники тушения пожаров проживают в зонах радиоактивного загрязнения, получая дополнительную дозовую нагрузку от бытового внешнего и внутреннего облучения [19].

Современные данные по содержанию цезия-137 в основных видах лесных горючих материалов, рассчитанные на основе среднесезонных (2010–2019 гг.) значений коэффициентов перехода цезия-137 в ЛГМ, по данным мониторинга на стационарных участках российского сегмента совместной сети радиационного мониторинга леса Союзного государства, приведены в таблице 7. В числителе указаны средневзвешенные значения удельной активности цезия-137 в ЛГМ по площади зон загрязнения, в знаменателе – минимальные и максимальные. Эти

Таблица 7

Содержание цезия-137 (кБк/кг) в основных видах лесных горючих материалов по зонам радиоактивного загрязнения

[Table 7]

Containing of Caesium-137 (kBq / kg) in main types of forest fire materials by zones of radioactive contamination]

Административный район [Administrative district]	Вид ЛГМ [Type of forest fire materials]	Зона загрязнения [Zone of contamination]					Более 1480 кБк/кг [more than 1480 kBq / kg]
		Менее 37 кБк/ кг [less than 37 kBq / kg]	37–185 кБк/кг [37–185 kBq / kg]	185–555 кБк/кг [185–555 kBq / kg]	555–1480 кБк/кг [555–1480 kBq / kg]		
Гордеевский [Gordeevka]	Ветви полога древостоя [branches of the canopy]	≤0,09	0,18–0,46	0,50–1,46	1,48–2,83		–
	Лесная подстилка [forest litter]	≤1,09	4,68 2,14–5,62	10,79 6,08–17,88	22,33 18,04–34,55		–
	Подлесок [undergrowth]	≤0,1	0,41 0,19–0,50	0,95 0,54–1,58	1,97 1,59–3,05		–
	Подрост [young growth]	≤0,12	0,53 0,24–0,64	1,23 0,69–2,03	2,54 2,05–3,93		–
Злынковский [Zlynka]	Ветви полога древостоя [branches of the canopy]	≤0,06	0,39 0,11–0,49	1,00 0,49–1,47	1,83 1,49–2,80		–
	Лесная подстилка [forest litter]	0,69 0,6–0,72	4,73 1,3–5,93	12,24 6,02–18,02	22,42 18,22–34,17		–
	Подлесок [undergrowth]	≤0,06	0,42 0,11–0,52	1,08 0,53–1,59	1,98 1,61–3,02		–
	Подрост [young growth]	≤0,07	0,54 0,15–0,67	1,39 0,68–2,05	2,55 2,07–3,88		–

⁷ ГОСТ Р 22.1.09-99 Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Мониторинг и прогнозирование лесных пожаров. Общие требования [GOST R 22.1.09-99 Safety in emergency situations. Monitoring and forecasting forest fires. General requirements (In Russ.)]

⁸ Площадь лесов, вышедших из зоны загрязнения, при снижении плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs ниже 37 кБк/кг

Административный район [Administrative district]	Вид ЛГМ [Type of forest fire materials]	Зона загрязнения [Zone of contamination]				
		Менее 37 кБк/кг [less than 37 kBq / kg]	37–185 кБк/кг [37–185 kBq / kg]	185–555 кБк/кг [185–555 kBq / kg]	555–1480 кБк/кг [555–1480 kBq / kg]	Более 1480 кБк/кг [more than 1480 kBq / kg]
Красногорский [Krasnaya gora]	Ветви полога древостоя [branches of the canopy]	≤0,02	<u>0,30</u> 0,10–0,49	<u>0,78</u> 0,49–1,33	<u>2,32</u> 1,51–3,80	125,79≤
	Лесная подстилка [forest litter]	≤0,30	<u>3,71</u> 1,21–5,97	<u>9,54</u> 6,02–16,27	<u>28,4</u> 18,4–46,42	<u>118,51</u> 51,76–223,75
	Подлесок [undergrowth]	≤0,03	<u>0,33</u> 0,11–0,53	<u>0,84</u> 0,53–1,44	<u>2,51</u> 1,62–4,10	47,15≤
	Подрост [young growth]	≤0,03	<u>0,42</u> 0,14–0,68	<u>1,08</u> 0,68–1,85	<u>3,23</u> 2,09–5,27	182,10≤
	Ветви полога древостоя [branches of the canopy]	–	<u>0,41</u> 0,32–0,48	<u>1,00</u> 0,50–1,46	<u>2,11</u> 1,47–3,74	27,78≤
Новозыбковский [Novozybkov]	Лесная подстилка [forest litter]	–	<u>5,03</u> 3,86–5,92	<u>12,24</u> 6,15–17,9	<u>25,76</u> 18,02–45,64	49,41≤
	Подлесок [undergrowth]	–	<u>0,44</u> 0,34–0,52	<u>1,08</u> 0,54–1,58	<u>2,27</u> 1,59–4,03	10,41≤
	Подрост [young growth]	–	<u>0,57</u> 0,44–0,67	<u>1,39</u> 0,70–2,03	<u>2,93</u> 2,05–5,19	40,21≤

данные получены ФБУ ВНИИЛМ в 2010–2019 гг. в ходе научных исследований в загрязненных радионуклидами лесах приграничных с Беларуссией территорий Брянской области.

Приведенные в таблице 7 данные свидетельствуют, что в исследуемых зонах до настоящего времени наблюдаются сверхуровневые значения: так, например, в Красногорском районе максимальная удельная активность в ЛГМ достигает 223,75 кБк/кг.

Наиболее радиационно-опасной является лесная подстилка, которая содержит более 70% общего запаса цезия-137 в ЛГМ. С использованием коэффициента зависимости содержания цезия в подстилке от плотности загрязнения из работы [11] для преобладающих в рассматриваемых лесничествах типов лесорастительных условий (ТЛУ) АВ получен прогноз содержания цезия-137 в лесной подстилке по 4 зонам радиоактивного загрязнения лесов и вышедшим из зон загрязнения лесным участкам в наиболее загрязненных районах Брянской области на период до 2046 г. Он свидетельствует о сохранении высокой степени радиоактивного загрязнения лесов в Красногорском и Новозыбковском районах даже по прошествии более чем 60 лет после аварии на ЧАЭС (табл. 8). В числителе даны средневзвешенные значения удельной активности цезия-137 в лесной подстилке по площади зон радиоактивного загрязнения, в знаменателе – минимальные и максимальные значения.

Леса юго-запада Брянской области имеют высокий класс природной пожарной опасности. По условиям погоды ежегодно складываются ситуации с высоким риском

возникновения природных, в первую очередь лесных, пожаров на загрязненных территориях. При осуществлении профилактики и тушении лесных пожаров на загрязненных территориях необходима оценка их опасности для участников проведения работ (тушения) и населения.

Авторами [11] предлагается выделять 4 категории радиоактивно загрязненных лесных участков по степени опасности при осуществлении профилактики и тушения радиоактивных лесных пожаров на основе следующих критериев:

- плотности загрязнения лесных участков цезием-137;
- содержания цезия-137 в ЛГМ;
- содержания цезия-137 в аэрозольных и газообразных продуктах горения;
- поглощенной дозы для работников при осуществлении мероприятий по профилактике и тушению лесных пожаров.

При этом 1-я категория (низкой опасности) не требует специальных защитных мероприятий; за исключением дозиметрического контроля и учета накопленных доз работающих на кромке пожара, а 4-я категория (крайне высокая опасность) соответствует условиям радиационной аварии, при которых поглощенная доза у участников тушения пожара может превысить уровень, при котором возможны детерминированные эффекты (1 Гр на все тело). 4-я категория предусматривается для обеспечения готовности к ситуации острой стадии гипотетической аварии, в настоящее время на территории загрязненного лесного фонда Российской Федерации не достигается.

Таблица 8
Прогноз содержания цезия-137 в лесной подстилке по зонам радиоактивного загрязнения на период до 2046 г., кБк/кг
[Table 8
Forecast of caesium-137 containing in forest litter by zones of radioactive contamination to 2046, kBq / kg]

Административный район [Administrative district]	Год [Year]	Менее 37 кБк/кг [less than 37 kBq / kg]	37–185 кБк/кг [37–185 kBq / kg]	185–555 кБк/кг [185–555 kBq / kg]	555–1480 кБк/кг [555–1480 kBq / kg]	Более 1480 кБк/кг [more than 1480 kBq / kg]
Гордеевский [Gordeevka]	2021	≤1,02	<u>4.55</u> 1,99–5,77	<u>11.34</u> 6,02–17,93	<u>23.73</u> 18,88–32,24	–
	2026	≤0,91	<u>4.66</u> 1,78–5,72	<u>11.13</u> 6,1–17,59	<u>22.12</u> 18,37–28,72	–
	2031	≤0,81	<u>4.44</u> 1,58–5,91	<u>10.67</u> 6,07–16,73	<u>20.97</u> 18,18–25,59	–
	2036	≤0,72	<u>4.24</u> 1,41–5,9	<u>10.41</u> 6,24–17,32	<u>20.84</u> 19,41–22,80	–
	2041	≤0,64	<u>3.95</u> 1,26–5,82	<u>9.69</u> 6,02–17,3	<u>19.17</u> 18,29–20,31	–
	2046	<u>0.85</u> 0,64–1,12	<u>3.93</u> 2,03–5,99	<u>9.43</u> 6,05–17,04	≥18,1	–
Злынковский [Zlynka]	2021	<u>0.65</u> 0,56–0,67	<u>4.75</u> 1,21–5,97	<u>11.75</u> 6,04–17,99	<u>21.75</u> 18,04–31,88	–
	2026	<u>0.64</u> 0,5–1,08	<u>4.61</u> 1,33–5,88	<u>10.91</u> 6,01–17,79	<u>20.49</u> 18,07–28,4	–
	2031	<u>0.6</u> 0,44–1,18	<u>4.67</u> 1,25–5,99	<u>10.53</u> 6,01–17,74	<u>19.94</u> 18,13–25,31	–
	2036	<u>0.68</u> 0,4–1,12	<u>4.52</u> 1,38–5,98	<u>9.87</u> 6,03–17,58	<u>19.42</u> 18,26–22,54	–
	2041	<u>0.61</u> 0,35–1,0	<u>4.35</u> 1,23–5,99	<u>9.25</u> 6,05–17,01	<u>18.96</u> 18,4–20,09	–
	2046	<u>0.63</u> 0,31–1,09	<u>4.24</u> 1,43–5,99	<u>8.67</u> 6,07–17,89	–	–
Красногорский [Krasnaya gora]	2021	<u>1.01</u> 0,28–1,19	<u>3.67</u> 1,41–6,0	<u>9.47</u> 6,04–17,99	<u>27.67</u> 18,9–43,31	<u>110.58</u> 48,3–208,77
	2026	<u>0.9</u> 0,25–1,06	<u>3.58</u> 1,26–6,0	<u>9.44</u> 6,01–17,75	<u>27.84</u> 18,09–46,19	<u>108.49</u> 49,96–186,0
	2031	<u>1.02</u> 0,22–1,18	<u>3.49</u> 1,22–6,0	<u>9.69</u> 6,01–17,7	<u>29.3</u> 19,75–45,84	<u>102.05</u> 49,71–165,71
	2036	<u>1.01</u> 0,2–1,18	<u>3.31</u> 1,21–5,9	<u>9.48</u> 6,03–17,86	<u>29.66</u> 19,32–44,29	<u>94.56</u> 50,12–147,63
	2041	<u>0.94</u> 0,18–1,19	<u>3.15</u> 1,24–5,89	<u>9.25</u> 6,05–17,21	<u>29.86</u> 21,26–44,65	<u>91.47</u> 54,08–131,53
	2046	<u>0.92</u> 0,16–1,2	<u>3.1</u> 1,21–5,94	<u>9.25</u> 6,07–15,33	<u>26.6</u> 18,95–39,78	<u>81.49</u> 48,18–117,18
Новозыбковский [Novozybkov]	2021	–	<u>5.08</u> 3,6–6,0	<u>11.82</u> 6,1–17,82	<u>25.37</u> 18,04–46,1	–
	2026	–	<u>4.7</u> 3,2–5,84	<u>11.0</u> 6,18–17,77	<u>24.28</u> 18,07–41,07	–
	2031	–	<u>4.76</u> 2,86–5,98	<u>10.4</u> 6,02–17,79	<u>23.48</u> 18,15–36,59	–
	2036	–	<u>4.97</u> 2,54–6,0	<u>10.16</u> 6,03–17,91	<u>22.47</u> 18,62–32,6	–
	2041	–	<u>4.62</u> 2,27–5,99	<u>9.75</u> 6,09–18,01	<u>22.79</u> 18,5–29,04	–
	2046	–	<u>4.58</u> 2,02–6,0	<u>9.34</u> 6,04–17,93	<u>21.48</u> 18,37–25,88	–

Заключение

Территории приграничных районов Брянской области, покрытых лесной (древесной) растительностью, можно разделить на две категории:

1. Леса гослесфонда, находящиеся в ведении органов управления лесным хозяйством Брянской области, «учтенные леса». Их площадь и таксационные характеристики за послеаварийный период изменились незначительно.

2. «Неучтенные леса», не входят в структуру Управления лесным хозяйством Брянской области, в них не ведется лесное хозяйство и не осуществляются охранные и защитные мероприятия. Их структура и состав способствуют повышенной опасности возникновения радиоактивных лесных пожаров. В послеаварийный период их площадь значительно увеличилась за счет зарастания неиспользуемых земель.

Распределение лесов приграничных районов Брянской области по зонам радиоактивного загрязнения за послеаварийный период существенно изменилось. Леса с плотностью загрязнения почвы цезием-137 более 1480 кБк/м² остались только в Красногорском и Новозыбковском районах, их площади многократно уменьшились за счет перехода в зоны с более низкими значениями. Существенно увеличилась доля лесов в зоне низкой степени загрязнения лесов по плотности загрязнения почвы цезием-137: 37–185 кБк/м².

В лесных горючих материалах до настоящего времени наблюдаются сверхуровневые значения содержания цезия-137. Наиболее радиационно-опасной является лесная подстилка, которая содержит более 70% общего запаса цезия-137 в ЛГМ. Максимальные значения удельной активности в ЛГМ достигают 224 кБк/кг.

Полученный прогноз содержания цезия-137 в лесной подстилке по 4 зонам радиоактивного загрязнения лесов в наиболее загрязненных районах Брянской области на период до 2046 г. свидетельствует о сохранении высокой степени радиоактивного загрязнения лесов в Красногорском и Новозыбковском районах даже по прошествии более чем 60 лет после аварии.

В условиях юго-запада Брянской области практически любые природные пожары на загрязненных территориях, в первую очередь лесные, могут быть отнесены к категории радиоактивных. Наибольшую опасность такие пожары представляют для лиц, занятых в их тушении, и жителей близлежащих населенных пунктов.

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. Практика, проблемы и перспективы особо охраняемых природных территорий Республики Беларусь и Российской Федерации: материалы постоянно действующего семинара при Парламентском Собрании Союза Беларуси и России (Заседание двадцать девятое, г. Брест, 14–15 июня 2012 г.) / Под ред. С.Г. Стрельченко. Минск: Центр системного анализа и стратегических исследований НАН Беларуси, 2012. С. 336–343.
3. Комплексное исследование по оценке социальной эффективности содержания и управления отселенными территориями Беларуси и России: отчет о НИР (итоговый) // ФБУ ВНИИЛМ; рук. Раздайковин А.Н.; исполн. Раздайковин А.Н., и др. Пушкино, 2014. 177 с. Библиогр.: с. 101–105. Н ГК 1. Инв. № 1321321
4. Проведение обследований отселенных (отчужденных) территорий России по возврату их в хозяйственный оборот: отчет Книга 1 // ФБУ ВНИИЛМ; рук. Раздайковин А.Н.; исполн. Раздайковин А.Н., и др. Пушкино, 2019. 177 с. Библиогр.: С. 104–110. Н ГК 0373100032219000035. Рег. № АААА-А19-119110890058-9.
5. Марадудин И.И., Раздайковин А.Н., Малевич Д.А., Карбанович Л.Н. Опыт совместной деятельности специалистов Беларуси и России по организации единой сети радиационного мониторинга лесов Союзного государства. Сборник пленарных докладов Международной научно-практической конференции «25 лет после чернобыльской катастрофы. Преодоление ее последствий в рамках Союзного государства», Гомель, 12–13 апреля 2011 г. Гомель, 2011. С. 29–32.
6. Душа-Гудым С.И. Лесные пожары на территориях, загрязненных радионуклидами. М: ВНИИЦлесресурс, 1993. 52 с.
7. Душа-Гудым С.И. Радиоактивные лесные пожары. М.: ВНИИЦлесресурс, 1999. 160 с.
8. Душа-Гудым С.И. Проблемы радиозащиты леса. Лес. Человек. Чернобыль // Сборник научных трудов Института леса НАН Беларуси – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. Вып. 61. С. 98–104.
9. Пазухин Э.М., Огородников Б.И. Влияние лесного пожара на перераспределение радионуклидов в зоне отчуждения ЧАЭС // Сборник научных трудов «Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях» – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2002. Вып. 54. С. 167–170.
10. Курбатский Н.П. Исследования количества и свойств лесных горючих материалов // Вопросы лесной пирологии. Красноярск, 1970. С. 5–58.
11. Радин А.И., Марадудин И.И., Рябинков А.П., и др. К вопросу о классификации радиоактивных лесных пожаров // Лесной вестник. 2019. Т. 23, № 2. С. 107–114. DOI: 10.18698/2542-1468-2019-2-107-114.
12. Кашпаров В.А., Миронюк В.В., Журба М.А., и др. Радиологические последствия пожара в Чернобыльской зоне отчуждения в апреле 2015 года // Радиационная биология. Радиозащита. 2017. Т. 57, № 5. С. 512–527.
13. Дворник А.А. Радиозащитная оценка влияния пирогенного фактора на вторичное радиоактивное загрязнение прилегающей территории (на примере Гомельской области): автореферат диссертации канд. биол. наук. Гомель, 2014. 26 с.
14. Дворник А.А., Спиров Р.К. Состояние дымовых аэрозолей при сгорании радиоактивных лесных горючих материалов в условиях лабораторного эксперимента // Экологический вестник. 2013. № 2. С. 5–10.
15. Дворник А.А., Дворник А.М., Король Р.А., Гапоненко С.О. Радиоактивное загрязнение воздуха в результате лесных пожаров и его опасность для здоровья человека // Радиация и риск. 2016. Т. 25, № 2. С. 100–108.
16. Kashparov V.A., Lundin S., Kadygrib A.M., et al. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of firefighters // J. of Environ. Radioactivity. 2000. N 51. P. 281–298.
17. Dusha-Gudym S.I. Transport of radioactive materials by wildland fires in the Chernobyl accident zone: how to address the problem // International forest fire news. 2005. N 32. P. 119–125.
18. Душа-Гудым С.И., Огнева С.Е. Методика оценки и расчета выхода загрязненных радионуклидов продуктов горения при лесных пожарах. М.: ВНИИЛМ, 2002. 36 с.
19. Брук Г.Я. Средние годовые эффективные дозы облучения в 2017 году жителей населенных пунктов Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (для целей зонирования населенных пунктов). Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 4. С. 73–78. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-4-73-78.

Поступила: 15.12.2019 г.

Марченко Татьяна Андреевна – доктор медицинских наук, профессор, главный научный сотрудник 8 научно-исследовательского центра Всероссийского научно-исследовательского института по проблемам гражданской обороны и чрезвычайных ситуаций Министерства Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий (федеральный центр науки и высоких технологий), Москва, Россия

Радин Александр Игоревич – заведующий лабораторией радиационного контроля Всероссийского научно-исследовательского института лесоводства и механизации лесного хозяйства, Москва, Россия

Раздайков Андрей Николаевич – заведующий отделом радиационной экологии и экотоксикологии леса Всероссийского научно-исследовательского института лесоводства и механизации лесного хозяйства. **Адрес для переписки:** 141200, Московская обл., г. Пушкино, ул. Институтская, д. 15; E-mail: info@roslesrad.ru

Для цитирования: Марченко Т.А., Радин А.И., Раздайков А.Н. Ретроспективное и современное состояние лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 6-18. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-6-18

Retrospective and current state of forest territories of the border areas of the Bryansk region exposed to radioactive contamination

Tatyana A. Marchenko ¹, Aleksandr I. Radin ², Andrey N. Razdaikov ²

¹ All-Russian Research Institute on Civil Defence and Emergency Situations of the Ministry of Emergency Situations of Russia (Federal Center for Science and High Technologies), Moscow, Russia

² All-Russian Research Institute of Forestry and Mechanization, Moscow region, Pushkino, Russia

The aim of the study is to analyze the accumulated data on the study of forest territories of the border regions of the Bryansk region that have been exposed to radioactive contamination for their involvement in economic activity, as well as the possible transfer of radioactive materials in forest fires. The area of recorded and unaccounted forests was estimated according to the "Forest Plan of the Bryansk Region for the period 2019-2028" and the results of the analysis of remote sensing data of the earth, the assessment of radiation pollution – according to the radiation surveys of the forest fund and radioecological monitoring of forests, assessment of cesium-137 content – according to radiation monitoring. In the course of the work, the dynamics of the transition of forests from the range of a high level of radioactive contamination to lower ones from 1991 to 2018 slightly changes the total area of contaminated forests by regions was revealed. Top-level values of cesium-137 content in the main types of forest combustible materials, which a dangerous factor is contributing to a significant increase in the content of radiocesium in atmospheric air and the transfer of radionuclides beyond the limits of radioactive contamination zones in a forest fire. The most radiation-hazardous is the forest litter, which contains more than 70% of the total cesium-137 reserve in forest combustible materials, the values of which reach values of 224 kBq / kg in the Krasnogorsk district of the Bryansk region. The obtained forecast of cesium-137 content in the forest litter by the zones of radioactive contamination of forests in the most polluted areas of the Bryansk region for the period up to 2046 indicates the preservation of a high degree of radioactive contamination of forests in the Krasnogorsk and Novozybkovsky districts after more than 60 years after the Chernobyl accident power plants. Due to the high class of natural fire hazard of forests in the south-west of the Bryansk region and the high risk of fires in contaminated areas, it is necessary to assess the degree of danger in the prevention and suppression of radioactive forest fires, especially criterion of the absorbed dose for workers in order to avoid the deterministic effect.

Key words: radioactive pollution, overcoming the consequences of radiation accidents, protecting the population, radioactive contaminated territory, radioactive forest fires, life safety of the population.

Andrey N. Razdaikov

All-Russian Research Institute of Forestry and Mechanization

Address for correspondence: Institutskaya ul., 15, Pushkino, Moskovskaya obl., 141200; E-mail: info@roslesrad.ru

References

1. Izrael YuA, Bogdevich IM, editors. The Atlas of recent and predictable aspects of consequences of Chernobyl accident on polluted territories of Russia and Belarus (ARPA Russia – Belarus). Moscow-Minsk: "Infosphere" Foundation – NIA-Nature. 2009: 140. (In Russian)
2. Practice, problems and prospects of specially protected natural territories of the Republic of Belarus and the Russian Federation: materials of a permanent seminar at the Parliamentary Assembly of the Union of Belarus and Russia (Meeting 29, Brest, June 14-15, 2012). Ed. SG Strelchenko. Minsk, Center for System Analysis and Strategic Studies of the NAS of Belarus. 2012: 336-343. (In Russian).
3. Complex research by social effectivity of maintenance and management of areas in Belarus and Russia: research report (final). ARRISMF, head of work Razdaivodin AN; authors Razdaivodin AN, et al. Pushkino. 2014: 177. GC No 1. Inventory No 1321321 (In Russian).
4. Surveys of resettled (alienated) territories of Russia on their return to economic circulation: report Book 1. ARRISMF, head Razdaivodin AN; authors Razdaivodin AN, et al. Pushkino. 2019:177. GC No 0373100032219000035. Registration No AAAA-A19-119110890058-9 (in Russian).
5. Maradudin II, Razdayvodin AN, Malevich DA, Karbanovich LN. The experience of joint activities of specialists from Belarus and Russia in organizing a unified network of radiation monitoring of forests of the Union State Collection of plenary reports of the International scientific-practical conference "25 years after the Chernobyl disaster. Overcoming its consequences within the framework of the Union State", Gomel, April 12-13, 2011. Gomel. 2011: 29-32. (In Russian).
6. Dusha-Gudym SI. Forest fires on areas, contaminated by radionuclides. Moscow, ARICFR. 1993: 52 (In Russian).
7. Dusha-Gudym SI. Radioactive forest fire. Moscow, ARICFR. 1999: 160 (In Russian).
8. Dusha-Gudym SI. Problems of radioecology of forest. Forest. Human. Chernobyl. Collection of scientific papers of the Forest Institute of the NAS of Belarus – Gomel: FI NAS of Belarus. 2004; 61:98-104 (In Russian).
9. Pazukhin EM, Ogorodnikov BI. The effect of forest fires on the redistribution of radionuclides in the Chernobyl exclusion zone. Collection of scientific papers «Prevention, elimination and consequences of fires on radioactively contaminated lands». Gomel: FI NAS of Belarus. 2002;54: 167-170. (In Russian).
10. Kurbatsky NP. Research on the quantity and properties of forest combustible materials. Voprosy lesnoy pirologii = Questions of forest pyrology. Krasnoyarsk. 1970: 5-58. (In Russian).
11. Radin AI, Maradudin II, Ryabinkov AP, Razdayvodin AN, Belov AA. Issue of radioactive forest fire classification. *Lesnoy vestnik = Forestry Bulletin*. 2019; 23(2): 107-114. DOI: 10.18698/2542-1468-2019-2-107-114 (In Russian).
12. Kashparov VA, Mironyuk VV, Zhurba MA, Zibtsev SV, Glukhovskiy AS, Zhukova OM. Radiological Consequences of the Fire in the Chernobyl Exclusion Zone in April 2015. *Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya = Radiation biology. Radioecology*. 2017;57(5): 512-527 (In Russian).
13. Dvornik AA. Radioecological assessment of the influence of the pyrogenic factor on the secondary radioactive contamination of the adjacent territory (on the example of the Gomel region)]. Avtoref. diss. ... Cand. Sci. (Biological). Gomel. 2014: 26 (In Russian).
14. Dvornik AA, Spirov RK. Status of smoke aerosols during the combustion process of radioactive forest fuel under laboratory conditions. *Ekologicheskii vestnik = Ekologicheskii vestnik*. 2013;2: 5-10 (In Russian).
15. Dvornik AA, Dvornik AM, Korol RA, Gaponenko SO. Radioactive contamination of air as a result of forest fires and its threat to a human health. *Radiatsiya i risk = Radiation and Risk*. 2016;25(2): 100-108. (In Russian).
16. Kashparov VA, Lundin SV, Kadygrib AM, Protsak V, Levchuk SE, Yoschenko V, et al. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of firefighters. *J. of Environ. Radioactivity*. 2000;51: 281-298.
17. Dusha-Gudym SI. Transport of radioactive materials by wild-land fires in the Chernobyl accident zone: how to address the problem. *International forest fire news*. 2005;32: 119-125.
18. Dusha-Gudym SI, Ogneva SE. Method for estimating and calculating the yield of contaminated radionuclides of combustion products in forest fires. Moscow, ARRISMF. 2002:36 (In Russian).
19. Bruk GYa, Romanovich IK, Bazyukin AB, Bratilova AA. The average annual effective doses for the population in the settlements of the Russian Federation attributed to zones of radioactive contamination due to the Chernobyl accident (for the zonation purposes), 2017. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(4): 73-78. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-4-73-78

Received: February 14, 2020

Tatyana A. Marchenko – Doctor of medical sciences, professor, lead scientist of the 8th research center of All-Russian Research Institute on Civil Defence and Emergency Situations of the Ministry of Emergency Situations of Russia (Federal Center for Science and High Technologies), Moscow, Russia

Aleksandr I. Radin – Head of the radiation control laboratory of All-Russian Research Institute of Forestry and Mechanization, Moscow region, Pushkino, Russia

For correspondence: Andrey N. Razdaivodin – Head of the department of the radiation ecology and ecotoxicology of the forests of All-Russian Research Institute of Forestry and Mechanization (Institutskaya ul., 15, Pushkino, Moskovskaya obl., 141200; E-mail: info@roslesrad.ru)

For citation: Marchenko T.A., Radin A.I., Razdaivodin A.N. Retrospective and current state of forest territories of the border areas of the Bryansk region exposed to radioactive contamination. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No 2. P. 6-18. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-6-18

Анализ результатов радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения Курской АЭС

В.К. Кузнецов, А.В. Панов, Н.И. Санжарова, Н.Н. Исамов, Н.В. Андреева, И.В. Гешель, Е.В. Сидорова

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Минобрнауки России, Обнинск, Россия

В работе представлены данные многолетних наблюдений за влиянием Курской АЭС на радиоэкологическую обстановку в регионе размещения атомной станции. На базе созданной в 2003 г. сети радиационно-экологического мониторинга изучена динамика содержания природных и техногенных радионуклидов в компонентах аграрных экосистем. На 11 контрольных участках, расположенных на пашне и лугопастбищных угодьях в зоне воздействия Курской АЭС, отбирались пробы почв, сельскохозяйственной продукции и кормов сельскохозяйственных животных, в населенных пунктах — пищевые продукты местного производства. Показано, что за период исследований 2003–2019 гг. средняя удельная активность ^{90}Sr в почвах агроэкосистем 10-км зоны влияния Курской АЭС варьировала в пределах 2,7–4,3 Бк/кг, ^{137}Cs — 14,6–40,8 Бк/кг. При этом не обнаружено трендов на увеличение содержания техногенных радионуклидов в почве во времени и на различном расстоянии от АЭС, а повышенная по сравнению с глобальным фоном удельная активность ^{137}Cs в почве объясняется черновильскими выпадениями. Вариабельность среднего содержания в почве естественных радионуклидов составляет для ^{40}K : 481–625 Бк/кг, ^{226}Ra : 20,6–29,5 Бк/кг, ^{232}Th : 28,2–39,2 Бк/кг, что соответствует общероссийским данным. Средняя удельная активность ^{90}Sr в зерне составила 0,24–0,43 Бк/кг, ^{137}Cs — 0,19–0,37 Бк/кг. Даже максимальные уровни содержания техногенных радионуклидов в зерне оказались ниже допустимых уровней, установленных в действующих нормативных документах: в 44 раза для ^{90}Sr и в 85 раз для ^{137}Cs . Максимальные показатели удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле, овощах и бахчевых в 160 раз ниже допустимых уровней, установленных в СанПиН. Отмечено, что максимальное содержание ^{90}Sr в молоке более чем в 540 раз ниже допустимого по СанПин уровня, для ^{137}Cs эта разница составляет 330 раз. Максимальное содержание ^{137}Cs в говядине оказалось ниже допустимого по СанПин уровня для данного радионуклида более чем в 850 раз. С продуктами питания местного производства в рацион питания населения в регионе Курской АЭС поступает около 70 Бк/год ^{90}Sr и 200 Бк/год ^{137}Cs , что почти в 400 раз по ^{137}Cs и в 200 раз по ^{90}Sr ниже предела годового поступления для данных радионуклидов. Доминирующий вклад в формирование дозы внутреннего облучения населения за счет ^{137}Cs , содержащегося в основных дообразующих сельскохозяйственных продуктах, вносят молоко (46%), мясо (31%), картофель и овощи (14%), за счет ^{90}Sr — молоко (14%) и продукты растениеводства (картофель, овощи, хлеб) — до 78%. В целом, можно заключить, что за последние 17 лет эксплуатация Курской АЭС не привела к ухудшению радиоэкологической ситуации в регионе ее размещения, поскольку за этот период не было зафиксировано достоверного увеличения содержания техногенных радионуклидов в продукции сельского хозяйства, продуктах питания и объектах окружающей среды.

Ключевые слова: Курская АЭС, радиационно-экологический мониторинг, радиационная безопасность, радионуклиды, сельскохозяйственная продукция, продукты питания, аграрные экосистемы, почва, миграция, плотность загрязнения.

Введение

Радиационная безопасность населения в регионах размещения атомных электростанций обеспечивается ведением комплексной системы радиационно-экологического мониторинга в рамках как Единой государственной автоматизированной системы мониторинга радиационной обстановки на территории Российской Федерации (ЕГАСМРО), так и ведомственных: Росатома, Роспотребнадзора и других системах мониторинга [1]. Радиационно-экологический

мониторинг в регионе воздействия АЭС — это комплекс системных многолетних наблюдений за изменениями в окружающей среде, позволяющий оценить текущий уровень экологической безопасности атомной станции. Получаемые в рамках такого мониторинга результаты используются для оценки возможного негативного влияния АЭС на здоровье населения, проживающего в зоне влияния атомной станции [2]. АЭС являются наиболее потенциально опасными с точки зрения радиационного воздействия на

Панов Алексей Валерьевич

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии

Адрес для переписки: 249032, Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км; E-mail: riar@mail.ru

человека. Так, например, в Курской области насчитывается 147 радиационно-опасных объектов, использующих в своей деятельности источники ионизирующего излучения. К объектам I категории (по ОСПОРБ-99/2010¹) относится Курская АЭС, к IV категории – остальные 146 объектов (в основном это учреждения лечебно-профилактического профиля) [3].

Курская АЭС (КуАЭС) является крупнейшей в Центральном Черноземье компанией по производству электроэнергии, обеспечивающей около 90% промышленного энергопотребления области. В состав АЭС входят четыре энергоблока типа РБМК-1000 (годы пуска: 1976, 1979, 1983 и 1985) общей мощностью 4 ГВт. В настоящее время рядом с основной площадкой станции идет строительство Курской АЭС-2 с двумя энергоблоками нового типа ВВЭР-ТОИ [4]. КуАЭС расположена в зоне интенсивного ведения агропромышленного производства. Сельскохозяйственные угодья занимают около 90% сухопутной части 30-километровой зоны вокруг АЭС [5]. Поскольку продукты питания местного производства являются существенной составляющей пищевой корзины жителей региона АЭС, проведение постоянного наблюдения за состоянием агроэкосистем в зоне влияния станции является неотъемлемой частью системы ее радиационной безопасности. На основе разработанных методологических подходов (санитарно-гигиенического и экологического), включающих программу работ, методы отбора проб и регламент наблюдений, в 2003 г. создана и ведется система радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения КуАЭС [6].

Цель исследования – оценка воздействия Курской АЭС на население, проживающее в регионе атомной станции, на основе многолетних данных радиоэкологических исследований, полученных в результате функционирования комплексной системы радиационно-экологического мониторинга.

Задачи исследования

1. Обобщение результатов наблюдений за содержанием радионуклидов в компонентах наземных экосистем (почва, растительность) в регионе влияния КуАЭС в период 2003–2019 гг.
2. Оценка пространственного распределения техногенных радионуклидов в почвенном покрове региона КуАЭС и их миграции в почвенном профиле.
3. Анализ многолетних данных по накоплению радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и продуктах питания, производимых в регионе КуАЭС и сравнение их с радиологическими нормативами.
4. Оценка доз внутреннего облучения населения, проживающего в зоне влияния КуАЭС, обусловленных потреблением продуктов питания местного производства.

Материалы и методы

Площадка КуАЭС расположена в 40 км от г. Курска и в 3 км от г. Курчатова рядом с водоемом-охладителем в пойме реки Сейм. Радиус санитарно-защитной зоны (СЗЗ) станции составляет 1,7 км, зоны наблюдения (ЗН) – 19 км [7]. В регионе наибольшего потенциального воздействия КуАЭС (5–10 км) находятся сельскохозяйственные угодья

трех агропредприятий: ООО «Курск-Агро» (бывшее ОАО «Иволга», ранее АПК «Прогресс»), ООО «Дружное» (бывшее ОАО «1 Мая») и ОАО «АПК КАЭС». Важным фактором, определяющим миграцию радионуклидов в агроэкосистемах, являются характеристики почв. В рассматриваемых хозяйствах почвенный покров образован преимущественно выщелоченными и типичными черноземами (ООО «Дружное» – 73,4% и ООО «Курск-Агро» – 83,3%), а также серыми лесными почвами (ОАО «АПК КАЭС» – 91,7%) [5]. На основе информации о структуре землепользования, характеристиках почв сельскохозяйственных угодий, хозяйственных показателях и производимой продукции в агропредприятиях, входящих в зону наблюдения КуАЭС, в 2003 г. была заложена сеть радиационно-экологического мониторинга аграрных экосистем, включающая 11 контрольных участков (КУ) (рис. 1).



Рис. 1. Карта-схема сети радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения Курской АЭС (* – Курская АЭС; КУ – контрольный участок)

[Fig. 1. Schematic map of the radioecological monitoring network in the vicinity of Kursk NPP (* – Kursk NPP; CS – control site)]

Выбор места размещения контрольных участков проводился на основе требований [8] и рекомендаций [9] так, чтобы на доминирующих типах почв велось возделывание основных сельскохозяйственных культур, с учетом «розы ветров» в период вегетации растений и выпаса животных на расстоянии 3–10 км от АЭС, обеспечивая, таким образом, оценку максимально возможного воздействия станции на агроэкосистемы (табл. 1).

Площадь пашни, где были заложены контрольные участки КУ-1–КУ-10, варьировала от 100 до 250 га, участок для выпаса сельскохозяйственных животных на пастбище (КУ-11) включал 578 га. В соответствии с [8–9] обследуемая площадь на каждом контрольном участке составляла

¹ СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)» [Basic sanitary rules of radiation safety 2.6.1.2612-10 (OSPORB-99/2010) (In Russ.)]

Таблица 1

Характеристика сети радиоэкологического мониторинга в регионе КуАЭС

[Table 1]

Specification of the radioecological monitoring network in the vicinity of Kursk NPP

Контрольный участок [Control site]	Направление и расстояние от АЭС, км [Direction and distance from NPP, km]	Ближайший населенный пункт [Nearest settlement]	Хозяйство [Farm]	Вид хозяйственного использования [Direction of domestic usage]
КУ-1 [CS-1]	Ю-В, 3,7 [S-E, 3,7]	пгт. Иванино [Ivanino]	ООО «Курск-Агро» [LLC «Kursk-Agro»]	Пашня, 253 га [Arable land, 253 ha]
КУ-2 [CS-2]	Ю-В, 9,5 [S-E, 9,5]	д. Лукашевка [Lukashevka]	ООО «Курск-Агро» [LLC «Kursk-Agro»]	Пашня, 247 га [Arable land, 247 ha]
КУ-3 [CS-3]	Ю-В, 6,0 [S-E, 6,0]	д. Комякино [Komyakino]	ООО «Курск-Агро» [LLC «Kursk-Agro»]	Пашня, 106 га [Arable land, 106 ha]
КУ-4 [CS-4]	Ю, 9,5 [S, 9,5]	д. Дружное [Druzhnoe]	ООО «Дружное» [LLC «Druzhnoe»]	Пашня, 155 га [Arable land, 155 ha]
КУ-5 [CS-5]	С-В, 6,2 [N-E, 6,2]	д. Мосолово [Mosolovo]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 115 га [Arable land, 115 ha]
КУ-6 [CS-6]	С-В, 7,2 [N-E, 7,2]	д. Мосолово [Mosolovo]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 153 га [Arable land, 153 ha]
КУ-7 [CS-7]	С, 4,0 [N, 4,0]	п. Дроняево [Dronyaevov]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 139 га [Arable land, 139 ha]
КУ-8 [CS-8]	С, 8,0 [N, 8,0]	п. Кожля [Kozhlya]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 101 га [Arable land, 101 ha]
КУ-9 [CS-9]	С, 6,5 [N, 6,5]	с. Макаровка [Makarovka]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 104 га [Arable land, 104 ha]
КУ-10 [CS-10]	Ю-З, 8,0 [S-W, 8,0]	п. Карла – Либнехта [Karla-Libnechta]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пашня, 104 га [Arable land, 104 ha]
КУ-11 [CS-11]	С-В, 7,5 [N-E, 7,5]	д. Мосолово [Mosolovo]	ОАО «АПК КАЭС» [JSC «AIC KNPP»]	Пастбище, 578 га [Pasture, 578 ha]

20 га с учетом севооборотов и смены возделываемых культур (табл. 2). Длительные наблюдения велись на наиболее представительной части участка размером 50×50 м. При выборе контрольного участка на пастбище (КУ-11) учиты-

вались как почвенные характеристики и режим увлажнения, так и расстояние до ближайшей фермы, которая располагалась в д. Мосолово. Пастбище представляет собой балочный суходольный луг, где выпасается стадо крупного

Таблица 2

Структура сельскохозяйственного производства на сети радиоэкологического мониторинга в регионе размещения КуАЭС, годы возделывания

[Table 2]

Structure of the agricultural production on the radioecological monitoring network in the vicinity of Kursk NPP, years of cultivations

Продукция [Products]	Контрольный участок [Control site]										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Озимая пшеница [Winter wheat]	2005–2006, 2008–2009, 2013	2003– 2004, 2007	–	–	–	2004	2005, 2013	2006, 2008– 2010	–	–	–
Яровая пшеница [Spring wheat]	–	–	2003, 2018– 2019	2004, 2010, 2013, 2018–2019	2012	–	–	–	2008	2008	–
Озимая рожь [Winter rye]	–	2006	–	2007–2008	–	–	–	2005	2004, 2006	–	–
Ячмень [Barley]	2004, 2007	2005, 2008	–	2003, 2006, 2009	2003, 2005	–	2003–2004, 2006–2010, 2018–2019	2004, 2007	2003, 2005, 2007, 2009– 2010, 2018	2007, 2010, 2018– 2019	–
Овес [Oat]	–	–	–	–	–	2018	–	–	–	–	–
Соя [Soy]	–	–	–	2011–2012	–	–	–	2018	–	–	–

Окончание таблицы 2

Продукция [Products]	Контрольный участок [Control site]										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Сахарная свекла [Sugar beet]	2018–2019	–	–	2005	–	–	–	–	–	–	–
Подсолнечник [Sunflower]	–	–	–	–	–	–	–	2019	2019	2013	–
Сеянные травы [Seeded grass]	2003, 2011–2012	2012– 2013, 2018– 2019	2004– 2006, 2008, 2010	–	2004, 2011, 2013, 2018– 2019	2003, 2019	2011–2012	2011– 2013	2011– 2013	2003– 2006, 2009, 2011– 2012	–
Кукуруза [Corn (maize)]	–	–	2007, 2009, 2012– 2013	–	2006– 2010	2005– 2013	–	2003	–	–	–
Свекла кормовая [Fodder beet]	–	2009– 2010	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Естественные тра- вы [Natural grass]	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2003– 2019
Молоко [Milk]	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2003– 2019

рогатого скота (КРС) в летний период. На данном участке, помимо отбора сопряженных проб кормов животных и почвы, велся отбор проб молока и был заложен почвенный профиль на глубину 25 см для оценки миграции техногенных радионуклидов. Диапазон почв на заложенных контрольных участках включал: типичный чернозем (КУ-1 – КУ-3), выщелоченный чернозем (КУ-4), светло-серую лесную (КУ-5 – КУ-6), серую лесную (КУ-7 – КУ-8), темно-серую лесную (КУ-9 – КУ-10) и аллювиальную дерновую почву (КУ-11). Исследования по радиоэкологическому мониторингу проводились в период 2003–2013 гг. и 2018–2019 гг. При отборе проб почвы на пашне отбирался пахотный горизонт (0–20 см), на пастбище – верхний почвенный слой глубиной 10 см. Одновременно с отбором проб почвы и растительности на контрольном участке проводились измерения мощности амбиентного эквивалента дозы (МАЭД). Во всех отобранных образцах определяли содержание естественных (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) и наиболее радиологически значимых техногенных (^{90}Sr , ^{137}Cs) радионуклидов.

Удельная активность радионуклидов в продукции растениеводства измерялась отдельно в хозяйственно-ценной (зерно, клубне- и корнеплоды, овощи) и побочных частях (солома и др.). Таким образом, была создана сеть наблюдений, которая учитывает как почвенные и ландшафтные особенности прилегающей к Курской АЭС территории, так и специфику ведения агропромышленного производства в регионе исследования.

При проведении радиационно-экологического мониторинга, помимо отбора проб сельскохозяйственной продукции на контрольных участках, на частных подворьях населенных пунктов, входящих в зону наблюдения КуАЭС, отбирались также пробы продуктов питания местного производства (табл. 3).

Результаты и обсуждение

Первый этап исследований по оценке радиоэкологической обстановки в регионе размещения КуАЭС включал анализ динамики содержания техногенных и природных

Таблица 3

Объем мониторинговых исследований продуктов питания местного производства в регионе размещения Курской АЭС

Таблица 3

The scope of monitoring investigations of locally produced foodstuff in the vicinity of Kursk NPP		
Продукт питания [Foodstuff]	Общее количество проб [Total amount of samples]	Год отбора проб [Year of sampling]
Баклажан [Eggplant]	2	2013, 2018
Кабачки [Zucchini]	4	2004–2005, 2010, 2018
Капуста [Cabbage]	9	2004–2006, 2009–2012, 2018–2019
Картофель [Potato]	9	2004–2006, 2009–2012, 2018–2019
Лук [Onion]	13	2004–2006, 2009–2013, 2018–2019
Морковь [Carrot]	4	2011–2012, 2018–2019
Огурцы [Cucumber]	2	2004–2005
Перец [Bell pepper]	8	2004–2005, 2009–2013, 2018
Свекла [Beetroot]	5	2004–2006, 2018–2019
Томаты [Tomato]	9	2004–2005, 2009–2013, 2018

Продукт питания [Foodstuff]	Общее количество проб [Total amount of samples]	Год отбора проб [Year of sampling]
Молоко [Milk]	27	2003–2006, 2008–2009, 2011–2013, 2018–2019
Говядина [Beef]	2	2018–2019
Утка [Duck]	1	2019

радионуклидов в почвенном покрове контрольных участков сети мониторинга. За 17-летний рассматриваемый период средняя удельная активность ^{90}Sr в почвах агроэкосистем 10-километровой зоны влияния КуАЭС варьировала в пределах 2,7–4,3 Бк/кг, ^{137}Cs – 14,6–40,8 Бк/кг. Вариабельность данных по контрольным участкам составляла 3,1–7,5 раза для ^{90}Sr и 1,6–4,1 раза для ^{137}Cs . При этом не было обнаружено трендов на увеличение со временем содержания техногенных радионуклидов в почве ни на одном из контрольных участков сети мониторинга (рис. 2). В то же время соотношение между радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr , которое при глобальных выпадениях находится на уровне, близком к 1,6 [10], было нарушено влиянием аварийных выбросов Чернобыльской АЭС.

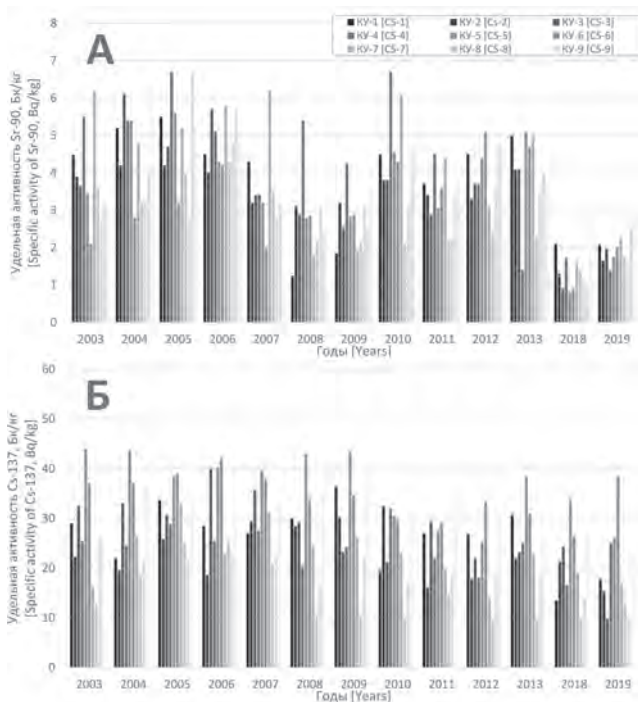


Рис. 2. Содержание техногенных радионуклидов (А – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) в почвах контрольных участков сети радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения Курской АЭС в период 2003–2013 гг. и 2018–2019 гг.

[Fig. 2. Content of artificial radionuclides (A – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) in soils of control sites of the radioecological monitoring network in the vicinity of Kursk NPP in 2003–2013 and 2018–2019]

Так, сопоставление полученных нами результатов мониторинга по плотностям загрязнения радионуклидами почв в регионе Ростовской АЭС (РоАЭС) за тот же период наблюдений [11], с аналогичными данными в зоне влияния Курской АЭС показало, что если по ^{90}Sr плотности загрязнения в районе этих станций схожи (в среднем 0,7–1,1 кБк/м² вблизи КуАЭС и 0,4–1,9 кБк/м² рядом с РоАЭС), то по ^{137}Cs они отличаются в 2,7 раза

(3,8–10,6 кБк/м² около КуАЭС и 1,9–3,8 кБк/м² вблизи РоАЭС). Необходимо отметить, что плотности загрязнения техногенными радионуклидами контрольных участков на различном расстоянии от АЭС в обоих случаях распределены достаточно равномерно (рис. 3). Однако часть Курской области входит в зону загрязнения ЧАЭС по ^{137}Cs в диапазоне 37–185 кБк/м² [12], и КуАЭС расположена гораздо ближе к зоне аварии (расстояние 400 км), чем РоАЭС (расстояние 900 км), что обуславливает более высокие уровни содержания радионуклидов цезия в почве региона КуАЭС. В работе [13] плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в зоне наблюдения КуАЭС оценивается в диапазоне 2,9–4,5 кБк/м², что сопоставимо с результатами наших исследований.

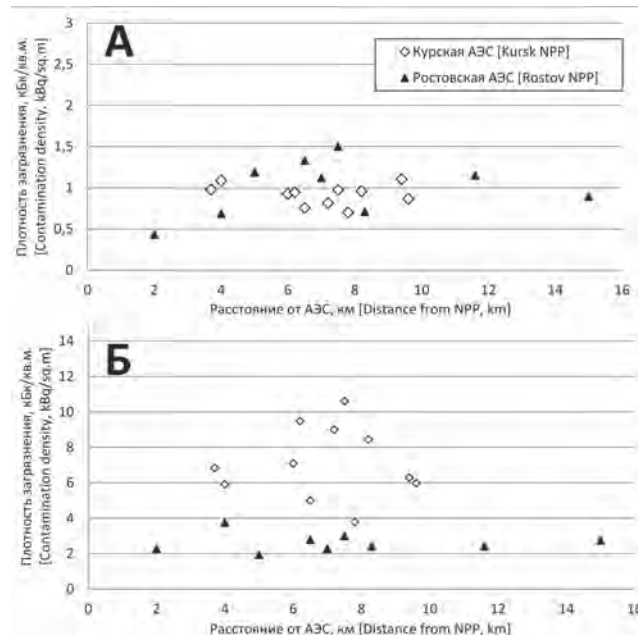


Рис. 3. Средняя плотность загрязнения техногенными радионуклидами (А – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) почв контрольных участков сети радиационно-экологического мониторинга в регионах Курской и Ростовской АЭС на различном расстоянии от атомных станций

[Fig. 3. Average artificial radionuclides contamination density (A – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) of the radioecological monitoring network control sites in different distance from Kursk and Rostov NPP's]

Сравнение данных по содержанию техногенных радионуклидов в почве пастбища (КУ-11) и пашни (КУ-1 – КУ-10) региона КуАЭС показало, что у последних уровни удельной активности ^{90}Sr на 6,5%, ^{137}Cs на 36% ниже, что объясняется проведением на пашне ежегодной перепахки и перераспределением радионуклидов в почвенном профиле на большую глубину. Поэтому миграционные особенности поведения техногенных радионуклидов

в почве зоны воздействия КуАЭС изучали на пастбище (КУ-11), где в период с 2008 по 2019 г. отбирались пробы почвы послойно на глубину до 25 см (рис. 4).

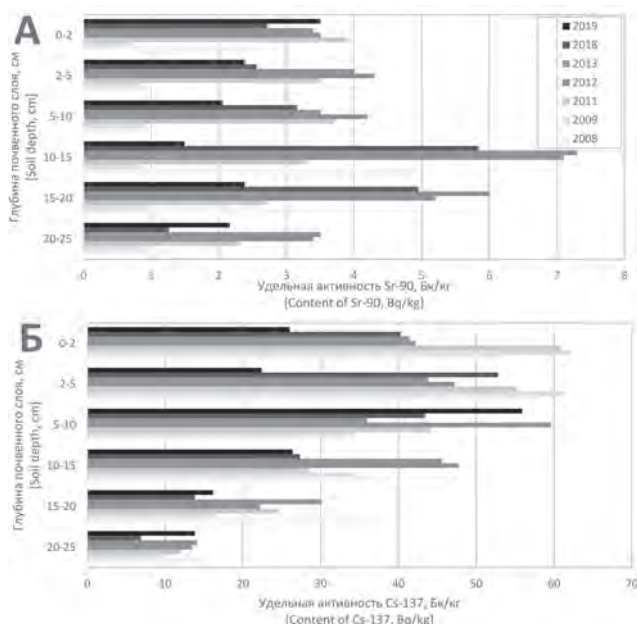


Рис. 4. Распределение техногенных радионуклидов (А – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) в почвенном профиле контрольного участка КУ-11 в 2008–2019 гг.

[Fig. 4. Content of artificial radionuclides (A – ^{90}Sr , Б – ^{137}Cs) in soils of control site CS-11 in 2008–2019]

По результатам оценки динамики вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле по годам не отмечено увеличения содержания этих радионуклидов в верхних слоях почвы за 12-летний период, что говорит об отсутствии их значимого поступления в окружающую среду в составе выбросов КуАЭС. Характер распределения радионуклидов по почвенным горизонтам определялся почвенно-климатическими условиями, геоморфологией участка, свойствами радионуклидов и временем,

прошедшим после их выпадений [14]. Отмечено, что максимальный запас ^{90}Sr в почве целинного участка (около 25%) сосредоточен в слое 10–15 см и чуть меньше (20%) в слое 15–20 см. По остальным почвенным горизонтам распределение данного радионуклида достаточно равномерное, в пределах 12–16%. Большая часть ^{137}Cs находится в верхнем почвенном слое глубиной до 10 см (по 20–22% в слоях 0–2, 2–5 и 5–10 см). В более глубоких слоях содержание данного радионуклида существенно ниже, около 5–15% в каждом слое. Данные различия в распределении радионуклидов обусловлены особенностями подвижности ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также дополнительным к глобальному фону поступлением ^{137}Cs в составе выбросов от аварии на ЧАЭС. Таким образом, за весь период наблюдений выбросы КуАЭС не оказали значимого влияния на увеличение содержания техногенных радионуклидов в почвах агроэкосистем, прилегающих к атомной станции. Несколько повышенная по сравнению с фоном удельная активность ^{137}Cs в почве объясняется черныбыльскими выпадениями.

Вариабельность среднего содержания в почве естественных радионуклидов в зоне влияния КуАЭС составляет для ^{40}K : 481–625 Бк/кг, ^{226}Ra : 20,6–29,5 Бк/кг, ^{232}Th : 28,2–39,2 Бк/кг (табл. 4), что соответствует общероссийским данным [15]. Мощность амбиентного эквивалента дозы (МАЭД) гамма-излучения на местности за весь период наблюдений находилась в пределах 0,11–0,15 мкЗв/ч при среднем значении 0,13 мкЗв/ч. Анализ результатов измерения МАЭД не выявил достоверных различий в величине мощности дозы во времени и на различном расстоянии от КуАЭС. Полученный диапазон данных МАЭД соответствует изменчивости радиационного фона с учетом черныбыльских выпадений и не превышает нормативных значений (ОСПОРБ-99/2010¹). Схожие результаты измерений МАЭД для исследуемого региона получены в рамках ЕГАСМРО [16] и хорошо согласуются с результатами других исследований, проведенных в зоне влияния Курской АЭС [17].

Почвы контрольных участков представлены двумя основными типами: черноземами (КУ-1 – КУ-4) и серыми лесными (КУ-5 – КУ-10). Черноземы характеризуются сла-

Содержание радионуклидов в почве сельскохозяйственных угодий в регионе размещения Курской АЭС в 2003–2013 гг. и 2018–2019 гг., Бк/кг

Таблица 4

Content of radionuclides in agricultural soils in the vicinity of Kursk NPP (2003–2013, 2018–2019), Bq/kg

[Table 4]

Контрольный участок [Control site]	МАЭД, мкЗв/ч [Ambient dose equivalent rate, $\mu\text{Sv/h}$]	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{90}Sr	^{137}Cs
КУ-1	0,13*	578	25,3	36,8	3,8	26,3
[CS-1]	0,11–0,15	465–682	18,6–35,2	29,3–42,4	1,3–5,5	13,5–36,4
КУ-2	0,13	596	25,5	37,4	3,3	23,0
[CS-2]	0,11–0,16	460–725	18,4–31,6	32,1–43,3	1,3–4,2	15,3–32,4
КУ-3	0,12	574	24,8	39,2	3,6	27,3
[CS-3]	0,09–0,14	497–643	19,3–30,3	29,1–53,1	0,9–6,1	9,8–40,0
КУ-4	0,11	565	23,0	36,5	4,5	24,1
[CS-4]	0,09–0,13	477–677	10,0–29,6	30,9–47,4	1,4–6,7	16,5–31,9
КУ-5	0,13	481	23,0	31,3	3,6	36,5
[CS-5]	0,11–0,16	394–605	15,5–32,8	20,7–41,1	0,8–5,6	25,4–44,0

Контрольный участок [Control site]	МАЭД, мкЗв/ч [Ambient dose equivalent rate, $\mu\text{Sv/h}$]	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{90}Sr	^{137}Cs
КУ-6 [CS-6]	0,13 0,09–0,17	503 388–605	20,6 13,4–30,4	28,2 23,2–32,7	3,1 0,9–5,1	34,6 26,4–42,2
КУ-7 [CS-7]	0,14 0,12–0,17	624 486–701	27,4 14,6–41,0	36,6 22,0–46,0	4,2 1,6–6,2	22,7 14,1–33,0
КУ-8 [CS-8]	0,13 0,11–0,17	622 520–689	28,8 22,5–36,0	37,5 31,3–44,8	2,7 1,4–4,3	14,6 9,3–25,5
КУ-9 [CS-9]	0,15 0,13–0,17	625 422–940	29,5 20,6–40,7	37,5 27,8–50,5	2,9 1,2–4,8	19,2 9,9–25,9
КУ-10 [CS-10]	0,12 0,09–0,16	534 440–678	25,8 17,5–36,7	35,7 27,4–46,4	3,7 0,9–6,7	32,5 23,9–41,3
КУ-11 [CS-11]	0,15 0,12–0,17	594 472–673	26,4 23,1–29,6	33,6 29,9–38,0	3,8 0,8–6,3	40,8 25,1–53,3
Среднее в РФ [15] [Average in Russia [15]]	–	520 100–1400	27 1–76	30 2–79	–	–
По данным [16] [According to [16]]	0,13 0,08–0,18	–	–	–	–	–
По данным [17] [According to [17]]	0,12 0,11–0,15	–	–	–	–	–

* Числитель – среднее, знаменатель – мин. – макс. [numerator – average, denominator – min. – max].

боксидной реакцией (pH_{KCl} 5,4–6,3), низкой гидролитической кислотностью (H^+ 1,1–3,8 мг-экв/100 г почвы), содержанием гумуса 3,8–4,1% и достаточно высокой обеспеченностью элементами минерального питания. Почвенный поглощающий комплекс насыщен обменными катионами – сумма обменных оснований в среднем составляет 32,6–37,4 мг-экв/100 г почвы. Содержание Ca и Mg в серых лесных почвах в 1,5 раза ниже, чем в черноземах. Темно-серая лесная почва отличается нейтральной реакцией почвенного раствора, низкой гидролитической кислотностью и высокой суммой обменных оснований по сравнению с серыми и светло-серыми лесными почвами [5]. Анализ данных по динамике почвенных характеристик контрольных участков не выявил значимых отличий во времени. Вариации данных по таким почвенным показателям, как кислотность, содержание гумуса, сумма обменных оснований, не превышали 25%. Отличия по содержанию в почве азота, фосфора и калия зависели от объемов применяемых минеральных удобрений на сельскохозяйственных угодьях.

Вторым этапом исследования стала оценка содержания радионуклидов в сельскохозяйственном сырье и продукции, производящихся в зоне влияния КуАЭС, на соответствие установленным радиологическим стандартам и требованиям санитарно-гигиенических нормативов. Средняя удельная активность радионуклидов в продовольственном зерне озимых и яровых культур за период наблюдений 2003–2019 гг. была в пределах: для ^{40}K : 116–163 Бк/кг, для ^{90}Sr : 0,24–0,43 Бк/кг и для ^{137}Cs : 0,19–

0,37 Бк/кг (табл. 5). Некоторые отличия в накоплении радионуклидов зерновыми были обусловлены видовыми особенностями растений, погодными условиями в период вегетации и дозами применяемых агрохимикатов, что влияло на миграцию радионуклидов из почвы в растения. Так, разница в накоплении ^{40}K в зерне одной и той же культуры в разные годы составила 1,5–2,6 раза, для техногенных радионуклидов была существенно выше – от 3,0 до 11,5 раз, при этом не были отмечены тренды на увеличение во времени содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в данном виде сельскохозяйственной продукции. Даже максимальные уровни содержания техногенных радионуклидов в продовольственном зерне (^{90}Sr – 0,99 и ^{137}Cs – 0,70 Бк/кг) были в 44 раза по ^{90}Sr и в 85 раз по ^{137}Cs ниже действующих нормативов (СанПин 2.3.2.1078-01² и СанПиН 2.3.2.2650-10³).

Корма сельскохозяйственных животных (солома, сено естественных и сеянных трав, силос) в большей степени накапливают радионуклиды по сравнению с зерном, что связано с биологическими особенностями растений. Например, в соломе зерновых культур среднее содержание ^{90}Sr находится в пределах 0,8–2,2 Бк/кг, ^{137}Cs 0,7–2,6 Бк/кг, т.е. в 2–7 раз выше по сравнению с зерном (см. табл. 5). Отмечено, что накопление техногенных радионуклидов в сеянных травах несколько ниже по сравнению с естественными. Однако в сене кормовых культур, средняя удельная активность ^{90}Sr находится в диапазоне 1,5–2,1 Бк/кг, ^{137}Cs 0,7–2,1 Бк/кг. За весь период монито-

² СанПин 2.3.2.1078-01 Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов [Sanitary Rules and Norms 2.3.2.1078-01 Hygienic requirements for food safety and nutritional value (In Russ.)]

³ СанПиН 2.3.2.2650-10 Дополнения и изменения № 18 к СанПин 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» [Sanitary Rules and Norms 2.3.2.2650-10 Additions and changes № 18 to Sanitary Rules and Norms 2.3.2.1078-01 "Hygienic requirements for food safety and nutritional value" (In Russ.)]

Таблица 5
Содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в регионе размещения Курской АЭС в 2003–2013 гг. и 2018–2019 гг., Бк/кг

[Table 5]

Content of radionuclides in agricultural products in the vicinity of Kursk NPP (2003-2013, 2018-2019), Bq/kg

Сельскохозяйственная культура [Farm crop]	Хозяйственно ценная часть [Valuable part of the plant]	Общее количество проб [Total amount of samples]	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Озимая пшеница [Winter wheat]	Зерно [Grain]	15	145* 90–231	0,28 0,07–0,69	0,24 0,04–0,46
	Солома [Straw]	1	350	0,86	0,87
Яровая пшеница [Spring wheat]	Зерно [Grain]	10	125 78–167	0,4 0,12–0,60	0,19 0,05–0,35
	Солома [Straw]	8	218 125–410	0,85 0,50–1,75	0,89 0,20–1,86
Озимая рожь [Winter rye]	Зерно [Grain]	6	116 95–144	0,24 0,12–0,40	0,37 0,20–0,60
	Солома [Straw]	1	280	0,8	2,6
Ячмень [Barley]	Зерно [Grain]	28	163 107–228	0,43 0,09–0,99	0,31 0,10–0,70
	Солома [Straw]	9	276 190–390	2,23 0,71–3,60	1,33 0,32–3,70
Овес [Oat]	Солома [Straw]	1	549	2,02	0,71
Соя [Soy]	Сухая масса [Dry weight]	3	722 388–929	2,03 0,77–3,71	0,74 0,21–1,50
Сеяные травы [Seeded grass]	Сухая масса [Dry weight]	36	519 166–975	1,53 0,22–4,90	1,86 0,1–6,30
Естественные травы [Natural grass]	Сухая масса [Dry weight]	10	436 130–640	1,64 0,22–3,13	2,07 0,18–6,37
Кукуруза [Corn (maize)]	Сухая масса [Dry weight]	19	438 110–697	1,71 0,40–2,82	1,08 0,32–1,80
Подсолнечник [Sunflower]	Сухая масса [Dry weight]	3	575 458–742	2,07 1,90–2,30	1,23 0,60–2,20
Свекла кормовая [Fodder beet]	Корнеплод [Root vegetable]	5	14,4 13,0–15,8	0,12 0,04–0,20	0,05 0,03–0,06
Растительность [16] [Plants] [16]	Сухая масса [Dry weight]	9	557 428–683	–	1,1 0,3–2,5

* числитель – среднее, знаменатель – мин. – макс. [numerator – average, denominator – min. – max].

ринговых наблюдений максимальные уровни содержания ⁹⁰Sr в соломе были в 50 раз ниже норматива для данного вида кормов (180 Бк/кг по ВП 13.5.13/06-01⁴), по ¹³⁷Cs эта разница составила более 100 раз (норматив 400 Бк/кг). Максимальная зафиксированная за весь период наблюдений удельная активность ⁹⁰Sr в сене трав была в 36 раз ниже норматива, ¹³⁷Cs – более чем в 60 раз. Полученные в ходе многолетних мониторинговых исследований результаты показывают, что производимая в регионе размещения КуАЭС продукция растениеводства и кормопроизводства полностью соответствует радиологическим нормативам.

Учитывая, что продукты питания местного производства могут вносить существенный вклад в формирование дополнительной дозовой нагрузки у населения, проживающего в регионе КуАЭС, был проведен анализ данных по содержанию радионуклидов в картофеле, овощах, молоке и мясе на соответствие их радиологическим стандартам СанПин 2.3.2.1078-01² и СанПиН 2.3.2.2650-10³. Так, при допустимых уровнях по содержанию в овощах, картофеле и бахчевых ⁹⁰Sr – 40 Бк/кг и ¹³⁷Cs – 80 Бк/кг, максимальные удельные активности этих техногенных радионуклидов в пищевой продукции растениеводства, произведенной в зоне влияния КуАЭС, были более чем в 160 раз ниже установленных пределов (табл. 6). При этом не удалось

⁴ ВП 13.5.13/06-01 Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. [Veterinary Rules and Norms 13.5.13/06-01 Veterinary and sanitary requirements for radiation safety of feed, feed additives, feed raw materials. Permissible levels of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs (In Russ.)]

Содержание радионуклидов в продуктах питания, произведенных в регионе размещения Курской АЭС
в 2003–2019 гг., Бк/кг(л)

Таблица 6

[Table 6]

Content of radionuclides in foodstuffs produced in the vicinity of Kursk NPP (2003-2019), Bq/kg(l)

Продукт питания [Foodstuff]	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Допустимые уровни [Permissible levels]		По данным [17] [According to [17]]	
				⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Баклажаны [Eggplant]	3,9* 3,5–4,3	0,03 0,01–0,05	0,012 0,01–0,02	40	80	0,9–7,2	0,7–1,7
Кабачки [Zucchini]	4,5 3,4–5,9	0,05 0,02–0,07	0,07 0,03–0,12				
Капуста [Cabbage]	6,7 3,7–9,3	0,09 0,05–0,15	0,07 0,03–0,13				
Картофель [Potato]	35,3 16,2–54,7	0,05 0,02–0,08	0,08 0,01–0,48			–	0,6
Лук перо [Green onion]	9,3 5,6–15,8	0,07 0,02–0,12	0,06 0,01–0,12			0,9–7,2	0,7–1,7
Лук репка [Bulb onion]	6,6	0,01	0,02			–	–
Лук шелуха [Onion husk]	17,7 14,0–21,0	0,48 0,07–0,73	0,67 0,05–1,00				
Морковь [Carrot]	12,6 8,5–20,7	0,09 0,04–0,15	0,07 0,05–0,09				
Огурцы [Cucumber]	–	0,04 0,04–0,04	0,045 0,04–0,05				
Перец [Bell pepper]	7,4 2,9–12,7	0,04 0,02–0,06	0,05 0,02–0,11			0,9–7,2	0,7–1,7
Свекла столовая [Beetroot]	14,4 13,0–15,8	0,14 0,014–0,23	0,11 0,03–0,20	25	100	–	1,2–1,5
Томаты [Tomato]	3,6 1,5–5,6	0,02 0,006–0,05	0,03 0,01–0,08				
Молоко [Milk]	38,4 22,0–56,0	0,021 0,006–0,046	0,14 0,02–0,30			3,3–4,8	0,6–1,6
Говядина [Beef]	55,6 31,1–80,0	0,078 0,015–0,14	0,23 0,22–0,23				
Утка мясо [Duck meat]	47,0	0,043	0,08	–	–	–	–
Утка кости [Duck bones]	60,0	0,22	0,06			–	–

* Числитель – среднее, знаменатель – мин. – макс. [numerator – average, denominator – min. – max]

выделить какие-либо виды овощной продукции с повышенными уровнями накопления радионуклидов или имеющие тенденцию к такому увеличению во времени.

Содержание природных и техногенных радионуклидов в продукции животноводства (молоко, мясо, птица) также было на очень низком уровне за весь период наблюдений. Например, в молоке как из общественного сектора ОАО «АПК КАЭС», где расположен контрольный участок (КУ-11), так и из частного сектора населенных пунктов, максимальные уровни содержания ⁹⁰Sr были более чем в 540 раз ниже допустимого уровня, установленного СанПин 2.3.2.1078-01² (25 Бк/кг). Максимальные уровни содержания ¹³⁷Cs (норматив 100 Бк/кг) оказались ниже допустимого уровня в 330 раз. В СанПиН 2.3.2.2650-10³ содержание ⁹⁰Sr в мясе не нормируется, однако если сравнить максимальную удельную активность данного

радионуклида в пробах говядины из региона КуАЭС с действующим ранее нормативом, установленным СанПин 2.3.2.1078-01² (50 Бк/кг), то она окажется более чем в 350 раз ниже установленного тогда допустимого уровня. Для мяса птицы эта разница была еще выше – более 1000. Отмечено, что максимальное содержание ¹³⁷Cs в говядине ниже допустимого уровня, установленного СанПиН 2.3.2.2650-10³ для данного радионуклида (200 Бк/кг), более чем в 850 раз. Полученные результаты радиоэкологического мониторинга за содержанием техногенных радионуклидов в продуктах питания местного производства из региона КуАЭС достаточно хорошо согласуются с данными аналогичных исследований, представленными в работе [17]. Таким образом, пищевые продукты, произведенные в зоне влияния КуАЭС, полностью соответствуют установленным в СанПиН нормативам по содержанию

радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs с большими коэффициентами запаса и не оказывают значимого влияния на формирование дополнительных дозовых нагрузок на население.

Указанный факт подтверждают проведенные расчеты доз внутреннего облучения населения от нормализованных многолетних выбросов КуАЭС и данных радиоэкологического мониторинга, которые показали, что за счет потребления продуктов питания, производящихся в 30-километровой зоне наблюдения станции, в рацион питания местного населения поступает около 60–70 Бк/год ^{90}Sr и 190–200 Бк/год ^{137}Cs , что почти в 400 раз по ^{137}Cs (0,25% от ПГП) и в 200 раз по ^{90}Sr (0,52% от ПГП) ниже предела годового поступления (ПГП), установленного НРБ-99/2009⁵. При этом ожидаемая эффективная доза внутреннего облучения, обусловленная поступлением в организм ^{137}Cs и ^{90}Sr , за год составляет 2,5 и 5,0 мкЗв соответственно. Доминирующий вклад в формирование дозы внутреннего облучения населения за счет ^{137}Cs , содержащегося в основных дозообразующих сельскохозяйственных продуктах, вносят молоко (46%), мясо (31%), картофель и овощи (14%), за счет ^{90}Sr – молоко (14%) и продукты растениеводства (картофель, овощи, хлеб) – до 78% [6].

Заключение

Анализ результатов многолетних наблюдений за динамикой радиоэкологической обстановки в зоне влияния Курской АЭС, полученных в результате функционирования созданной сети мониторинга, позволяет сделать вывод о том, что эксплуатация данной атомной станции в штатном режиме не приводит к регистрируемому увеличению содержания техногенных радионуклидов в продукции сельского хозяйства, продуктах питания и объектах окружающей среды. Системный радиационно-экологический мониторинг в регионе КуАЭС необходимо продолжать, однако программа работ (включая перечень контролируемых дозообразующих радионуклидов) должна совершенствоваться с учетом новых данных о влиянии на формирование дозы внутреннего облучения радиологически значимых радионуклидов, таких, например, как биофильные ^3H , ^{14}C и др.

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант №18-19-00016).

Литература

- Санжарова Н.И., Панов А.В., Кузнецов В.К., и др. Комплексный радиационно-экологический мониторинг в районе расположения радиационно-опасных объектов как составная часть Единой системы государственного экологического мониторинга // Известия вузов. Ядерная энергетика. 2019. №1. С. 131-142.
- Барковский А.Н., Барышков Н.К., Сапрыкин К.А., Титов Н.В. Оптимизация радиационного мониторинга, проводимого в субъектах Российской Федерации в рамках радиационно-гигиенической паспортизации // Радиационная гигиена. 2014. Т. 7, №1. С. 36-48.
- Аксенов В.А., Котельникова О.Б. Источники радиационной опасности в Курской области // Известия Юго-Западного государственного университета. Серия техника и технологии. 2012. № 2, Ч. 2. С. 179-182.
- Отчет по экологической безопасности Курской АЭС за 2018 г. Курчатова: АО «Концерн Росэнергоатом», филиал «Курская атомная станция». 2019. 48 с.
- Кузнецов В.К., Санжаров А.И., Глазунов Г.П., Афонченко Н.В. Структура базы данных агроэкологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения в регионе размещения курской АЭС // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. 2015. №1. С. 52-57.
- Кузнецов В.К., Санжарова Н.И., Панов А.В., Исамов Н.Н. Радиационно-экологический мониторинг агроэкосистем в зоне воздействия АЭС: методология и результаты исследований // Медицинская радиология. Радиационная безопасность. 2019. Т. 64, №4. С. 25-31.
- Кузнецов В.М., Чеченов Х.Д., Никитин В.С. Экологическая безопасность объектов использования атомной энергии. М.: ООО «НИПКЦ Восход-А», 2010. 852 с.
- Организация государственного радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в зоне воздействия радиационно-опасных объектов. МУ-13.5.13-00. (утв. Минсельхозом РФ 7 августа 2000 г.). М., 2000. 28 с.
- Методы организации и ведения агроэкологического мониторинга сельскохозяйственных угодий в зонах техногенного загрязнения и оценка экологической обстановки в сельском хозяйстве в регионах размещения атомных электростанций и аварии на ЧАЭС / под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2010. 276 с.
- Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 387 с.
- Панов А.В., Исамов Н.Н., Кузнецов В.К. Радиационно-экологический мониторинг в регионе размещения Ростовской АЭС. Анализ результатов многолетних исследований // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12, №2 (специальный выпуск). С. 54-65.
- Данные по радиоактивному загрязнению территории населенных пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-(239+240). Ежегодник. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2019. 228 с.
- Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: Издат, 2010. 496 с.
- Кузнецов В.К., Исамов Н.Н., Сидорова Е.В., и др. Результаты радиоэкологического мониторинга агроэкосистем в районе расположения Курской АЭС // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018. Т. XXIX, №1. С. 73-88.
- United Nations, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly with Scientific Annexes). Volume 1 Sources. Annex B, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York, 2000. P. 84-156.
- Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2018 году. Ежегодник. Обнинск: НПО «Тайфун», 2019. 324 с.
- Колесов А.Н., Рассолова А.И., Носова Е.М., Мещерякова В.М. Радиационная и экологическая обстановка в районе размещения Курской атомной станции // Медицина экстремальных ситуаций. 2011. №2. С. 65-71.

Поступила: 27.04.2020 г.

⁵ СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности. НРБ-99/2009 [Sanitary Rules and Norms 2.6.1.2523-09 "Radiation Safety Standard NRB-99/2009" (In Russ.)]

Кузнецов Владимир Константинович – доктор биологических наук, главный научный сотрудник Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Панов Алексей Валерьевич – доктор биологических наук, профессор РАН, заместитель директора Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии. **Адрес для переписки:** 249032, Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе, 109 км; E-mail: riar@mail.ru

Санжарова Наталья Ивановна – доктор биологических наук, профессор, член-корреспондент РАН, директор Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Исамов Низаметдин Низаметдинович – кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Андреева Наталья Викторовна – руководитель испытательной лаборатории Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Гешель Ирина Викторовна – научный сотрудник Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Сидорова Елена Валентиновна – научный сотрудник Всероссийского научно-исследовательского института радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия

Для цитирования: Кузнецов В.К., Панов А.В., Санжарова Н.И., Исамов Н.Н., Андреева Н.В., Гешель И.В., Сидорова Е.В. Анализ результатов радиационно-экологического мониторинга в регионе размещения Курской АЭС // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 19-30. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-19-30

The analysis of radioecological monitoring results in the vicinity of the Kursk Nuclear Power Plant

Vladimir K. Kuznetsov, Alexey V. Panov, Natalia I. Sanzharova, Nizametdin N. Isamov, Natalia V. Andreeva, Irina V. Geshel, Elena V. Sidorova

All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

The research presents the data of long-term observations of the impact of the Kursk Nuclear Power Plant operation on the radioecological situation in the region of its location. The dynamics of the content of natural and artificial radionuclides in the components of agricultural ecosystems was studied due to the data based on the information from the radioecological monitoring network developed in 2003. Samples of soils, agricultural products and animal feeds were taken at 11 control sites located on arable lands and grasslands in the vicinity of the Kursk Nuclear Power Plant, and, in settlements, locally produced food was sampled. It was shown that for the period of studies of 2003–2019, the average specific activity of ^{90}Sr in the soils of agroecosystems of the 10 km influence zone of the Kursk Nuclear Power Plant varied within 2.7–4.3 Bq/kg, and specific activity of ^{137}Cs was 14.6–40.8 Bq/kg. At the same time, there were found no trends of increase in the content of artificial radionuclides in soil over time and at different distances from the NPP, and the increased specific activity of ^{137}Cs in soil compared to the global background is explained by the Chernobyl fallout. The variability of the average content of natural radionuclides in the soil for ^{40}K was 481–625 Bq/kg, ^{226}Ra – 20.6–29.5 Bq/kg, ^{232}Th – 28.2–39.2 Bq/kg, which corresponded to all-Russian data. The average specific activity of ^{90}Sr in grain was 0.24–0.43 Bq/kg, and ^{137}Cs – 0.19–0.37 Bq/kg. Even the maximum levels of artificial radionuclides in grain were 44 times for ^{90}Sr and 85 times for ^{137}Cs lower than the current SanPiN standards. The highest specific activity values of ^{137}Cs and ^{90}Sr in potatoes, vegetables, and gourds were 160 times lower than the SanPiN standards. It was noted that the maximum content of ^{90}Sr in milk was more than 540 times lower than the SanPiN standard, and for ^{137}Cs this difference was 330 times. The maximum content of ^{137}Cs in beef turned out to be over 850 times lower than the SanPiN standard for this radionuclide. About 70 Bq/a of ^{90}Sr and 200 Bq/a of ^{137}Cs enter the population diet with locally produced food, which is almost 400 times for ^{137}Cs and 200 times for ^{90}Sr lower than the annual limit. Milk (46%), meat (31%), potatoes and vegetables (14%) make the main contribution to the formation of the internal dose from agricultural products containing ^{137}Cs , and contribution to dose from ^{90}Sr is made by milk (14%) and crop products (potatoes, vegetables, bread) –

Alexey V. Panov

All Russian Institute of radiology and agroecology

Address for correspondence: Kiev highway, 109 km, Obninsk, Kaluga Region, 249032, Russia; E-mail: riar@mail.ru

up to 78%. In general, we concluded that over the past 17 years, the operation of the Kursk Nuclear Power Plant did not lead to a deterioration of the radioecological situation in the region of its location, because during the survey period there was no significant increase in the content of artificial radionuclides in agricultural products, foods and environmental components.

Key words: Kursk Nuclear Power Plant, radioecological monitoring, radiation safety, radionuclides, agricultural products, foodstuffs, agrarian ecosystems, soil, migration, contamination density.

References

1. Sanzharova NI, Panov AV, Kuznetsov VK, Isamov NN, Karpenko EI, Gordienko EV, et al. Complex radioecological monitoring in the vicinity of radiation hazardous facilities as an integral part of the unified system of state environmental monitoring. *Izvestiya vuzov. Yadernaya energetika = University News. Nuclear energy*. 2019;1: 131-142 (in Russian).
2. Barkovsky AN, Baryshkov NK, Saprykin KA, Titov NV. Optimization of radiation monitoring conducted in the subjects of the Russian Federation in the framework of radiation-hygienic certification. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2014; 7(1): 36-48 (In Russian).
3. Aksenov VA, Kotelnikova OB. Sources of radiation hazard in the Kursk region. *Izvestiya Yugo-Zapadnogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya tekhnika i tekhnologii = News of Southwestern State University. Technique and Technology Series*, 2012;2(2): 179-182 (In Russian).
4. Environmental Safety Report of Kursk NPP for 2018, Rosenergoatom Concern JSC, Kursk Nuclear Power Plant Branch. Kurchatov. 2019. 48 p. (In Russian).
5. Kuznetsov VK, Sanzharov AI, Glazunov GP, Afonchenko NV. The structure of the database of agroecological monitoring of agricultural land in the region where the Kursk NPP is located. *Vestnik Kurskoy gosudarstvennoy selskokhozyaystvennoy akademii = Bulletin of the Kursk State Agricultural Academy*. 2015;1: 52-57 (In Russian).
6. Kuznetsov VK, Sanzharova NI, Panov AV, Isamov NN. Radioecological monitoring of agroecosystems in the NPP vicinity: methodology and results of investigations. *Meditsinskaya radiologiya. Radiatsionnaya bezopasnost = Medical radiology. Radiation safety*. 2019;64(4): 25-31 (In Russian).
7. Kuznetsov VM, Chechenov HD, Nikitin VS. Environmental safety of nuclear facilities. – M.: OOO «NIPKC Rising-A», 2010. 852 p. (In Russian).
8. Organization of state radioecological monitoring of agroecosystems in the zone of exposure to radiation-hazardous objects. MU-13.5.13-00. (adopted of the Agricultural Ministry of Russia 7 august 2000). Moscow. 2000. 28 p. (In Russian).
9. Methods of organizing and conducting agroecological monitoring of agricultural land in areas of industrial pollution and the assessment of the ecological situation in agriculture in the regions where NPPs are located and the territories affected by the Chernobyl NPP accident. Ed. by. Sanzharova NI. Obninsk: VNIISHRAE, 2010. 276 p. (In Russian).
10. Moiseev AA, Ramzaev PV. Cesium-137 in the biosphere. Moscow: Atomizdat, 1975. 387 p. (In Russian).
11. Panov AV, Isamov NN, Kuznetsov VK. Radioecological monitoring in the vicinity of Rostov NPP. The analysis of results of long-term investigations. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(2(special issue)): 54-65 (In Russian).
12. Data on radioactive contamination of the territory of settlements of the Russian Federation by caesium-137, strontium-90 and plutonium-(239 + 240). Yearbook. Obninsk: FSBI NPO «Typhoon», 2019. 228 p. (In Russian).
13. Kryshev II, Ryazantsev EP. Environmental safety of Russia's nuclear power complex. Moscow: Izdat, 2010. 496 p. (In Russian).
14. Kuznetsov VK, Isamov NN, Sidorova EV, Geshele IV, Andreeva NV, Sanzharov AI. Results of radioecological monitoring of agroecosystems in the area of the Kursk NPP. *Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem = Problems of environmental monitoring and modeling of ecosystems*. 2018;29(1): 73-88 (In Russian).
15. United Nations, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly with Scientific Annexes). Volume 1 Sources. Annex B, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York. 2000. P. 84-156.
16. The radiation situation in Russia and neighboring states in 2018. Yearbook. Obninsk: FSBI NPO «Typhoon», 2019. 332 p. (In Russian).
17. Kolesov AN, Rassolova AI, Nosova EM, Meshcheryakova VM. Radiation and environmental conditions in the area of the Kursk Nuclear Power Plant. *Meditsina ekstremalnykh situatsiy = Emergency medicine*. 2011;2: 65-71 (In Russian).

Received: April 27, 2020

Vladimir K. Kuznetsov – Doctor of Biological Sciences, lead scientist of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

For correspondence: Alexey V. Panov – Doctor of Biological Sciences, Professor, Russian Academy of Sciences, Deputy Director of All Russian Institute of radiology and agroecology (Kiev highway, 109 km, Obninsk, Kaluga Region, 249032, Russia; E-mail: riar@mail.ru)

Natalia I. Sanzharova – Doctor of Biological Sciences, Professor, corresponding member of the RAS, Director of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

Nizametdin N. Isamov – PhD, lead scientist of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

Natalia V. Andreeva – head of the test laboratory of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

Irina V. Geshele – scientist of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

Elena V. Sidorova – scientist of All Russian Institute of radiology and agroecology, Obninsk, Russia

For citation: Kuznetsov V.K., Panov A.V., Sanzharova N.I., Isamov N.N., Andreeva N.V., Geshele I.V., Sidorova E.V. The analysis of radioecological monitoring results in the vicinity of Kursk Nuclear Power Plant. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No 2. P. 19-30. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-19-30

Верификация модели внешнего облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1»

В.Ю. Голиков

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Статья посвящена верификации модели внешнего облучения населения Японии от радиоактивных выпадений после аварии на АЭС «Фукусима-1», опубликованной НКДАР ООН в 2014 г. Для верификации модельных оценок в качестве независимого набора экспериментальных данных использовали результаты измерений в Японии индивидуальных доз внешнего облучения у различных групп населения в разные периоды времени после выпадений. При верификации детерминированной версии модели показано, что через год после выпадений для взрослого населения, работающего преимущественно вне помещений (строительные рабочие и сельскохозяйственные рабочие), относительные расхождения между средними значениями эффективных доз, предсказанных моделью и полученных на основе измерений, были менее 20%. Для офисных работников это различие было больше — от 34 до 70% в зависимости от того, являлись ли здания их офисов деревянными или многоэтажными бетонными. Применительно к детям младше 16 лет и более отдаленному периоду времени измерений индивидуальных доз после радиоактивных выпадений (2011–2015 гг.) различия между модельными средними значениями эффективных доз и оцененными на основании измерений колебались в пределах от -24% до +32% в разные периоды времени. При верификации стохастической версии модели показано, что для трех рассмотренных групп взрослого населения распределения индивидуальных доз подчиняются логарифмически нормальному закону, и различия в значениях расчетных и экспериментальных геометрических средних варьируют от -7% до +20%. Значения геометрического стандартного отклонения, полученные в случае моделирования, всегда были несколько выше аналогичных значений, оцененных на основе результатов измерений.

Ключевые слова: радиационная авария, АЭС «Фукусима-1», модель внешнего облучения, гамма-излучение, эффективная доза.

Введение

После аварии на АЭС «Фукусима-1» международными группами экспертов были выполнены предварительные прогнозные оценки доз у населения Японии [1, 2]. Они показали, что внешнее облучение от выпавших радионуклидов определяло более 90% от суммарной эффективной дозы облучения населения в наиболее загрязненной префектуре Фукусима [2].

В основу оценки доз внешнего облучения населения Японии была положена чернобыльская модель, параметры которой, насколько возможно, были адаптированы к японским условиям. Хронологически первая попытка оценки доз у населения Японии и соответствующая модель, использовавшаяся ВОЗ [1], были основаны на консервативных предположениях, в основном из-за нехватки данных реальных послеаварийных измерений к моменту подготовки материалов. Материалы НКДАР ООН и соответствующая модель, опубликованные в докладе 2014 г. [2], более широко использовали результаты измерений, полученные после аварии, и поэтому параметры модели

внешнего облучения населения НКДАР ООН более реалистично отражали развитие послеаварийной ситуации в Японии.

Верификация модельных оценок доз внешнего облучения населения после Чернобыльской аварии была выполнена как на основе результатов измерений мощностей доз в окружающей среде и последующего учета антропогенных факторов уменьшения дозы и коэффициентов перехода к эффективной дозе, так и на основе результатов измерений индивидуальных доз у жителей методом термолюминесцентной дозиметрии. Она показала, что оценки доз, полученные согласно модельным расчетам, не отличались от экспериментальных результатов с погрешностью до фактора 1,5 при доверительной вероятности 95% [3, 4].

Цель исследования – верификация параметров модели НКДАР ООН [2] и результатов расчетов с ее помощью эффективных доз внешнего облучения населения Японии от радиоактивных выпадений после аварии на

Голиков Владислав Юрьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru

АЭС «Фукусима-1». Для этого использовались результаты измерений характеристик поля гамма-излучения в окружающей среде и индивидуальных доз жителей Японии в разные периоды времени после аварии.

Верификация отдельных параметров модели внешнего облучения населения

Изотопный состав выпадений

Изотопный состав и начальное заглубление радиоактивных выпадений в случае аварии на АЭС «Фукусима-1» были определены на основе измерений, выполненных на загрязненных территориях Японии, и являлись исходными данными для выполнения последующих расчетов эффективных доз внешнего облучения у населения.

В качестве верификации изотопного состава выпадений, что наиболее интересно в первые недели после выпадений, когда присутствуют короткоживущие радионуклиды, мы выполнили сравнение динамики относительного уменьшения мощности дозы гамма-излучения в воздухе, оцененного на основе измерений, с одной стороны, и расчетов, согласно изотопному составу выпадений, с другой. На рисунке 1 результаты такого сравнения представлены для территории г. Нами (Nami Town), расположенного в 24 км по направлению на северо-запад от АЭС «Фукусима-1». Видно, что в течение первых 3 месяцев после аварии относительное уменьшение мощности дозы в воздухе составило порядок величины и в разные периоды времени следовало радиоактивному распаду выпавшей смеси радионуклидов, что подтверждается результатами измерений. Далее мощность дозы в воздухе практически полностью определялась гамма-излучением радионуклидов $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$.

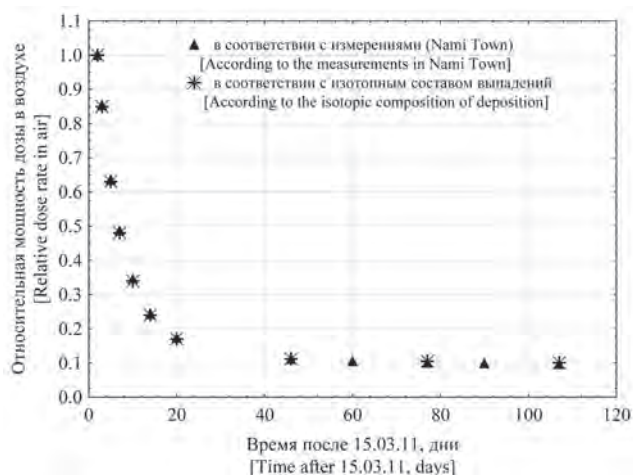


Рис. 1. Изменение относительной мощности дозы в воздухе в первые недели после выпадений

[Fig. 1. Change in relative dose rate in air in the first weeks after deposition]

Коэффициенты перехода от кермы в воздухе к эффективной дозе

Расчетные значения коэффициентов перехода от кермы в воздухе к эффективной дозе [5], используемые в модели оценки доз внешнего облучения населения Японии, были верифицированы результатами прямых фантомных экспериментов, выполненных ранее в реальных условиях

радиоактивного загрязнения в Брянской области РФ после аварии на ЧАЭС [6]. Относительные расхождения результатов измерений и расчетов находились в пределах 4–7%. Полагалось также, что изменением со временем значений коэффициентов перехода можно пренебречь. Необходимо отметить, что, в отличие от «чернобыльской» ситуации, измерения характеристик поля гамма-излучения в воздухе в Японии проводились приборами, откалиброванными в единицах AMBIENTного эквивалента дозы, а не поглощенной дозы в воздухе. Соотношение между AMBIENTным эквивалентом дозы и поглощенной дозой в воздухе для гамма-излучения радионуклидов $^{137}\text{Cs} + ^{137m}\text{Ba}$ и ^{134}Cs полагалось равным 1,25 [7]. Значение этого соотношения было верифицировано результатами многочисленных одновременных измерений AMBIENTного эквивалента дозы и поглощенной дозы в воздухе, выполненных в период с декабря 2011 г. по декабрь 2012 г. на загрязненных территориях Японии [7].

Влияние вертикальной миграции радионуклидов цезия в почве на мощность дозы гамма-излучения

Учет влияния вертикальной миграции радионуклидов цезия в почве на мощность дозы гамма-излучения над целинными участками почвы (reference site) в модели НКДАР ООН осуществляли с помощью двухэкспоненциальной функции $r(t)$ с теми же параметрами, что и в чернобыльской дальней зоне [8, 9]. Сугубо предварительную верификацию ее параметров из-за относительно короткого периода наблюдений (~5 лет) можно выполнить на основе наблюдений:

- за изменением с течением времени значений мощности AMBIENTного эквивалента дозы;
- за изменением вертикального распределения радионуклидов цезия в почве, которое в течение первых лет после выпадений можно полагать экспоненциальным.

К сожалению, массовых систематических измерений характеристик поля гамма-излучения в воздухе над открытыми целинными участками почвы в доступной литературе обнаружено не было. Поэтому использовали результаты пятилетних наблюдений (апрель 2011 г. – сентябрь 2016 г.) за изменением значений мощностей AMBIENTного эквивалента дозы, измеренных методами аэрогамма-съемки, над всей совокупностью загрязненных поверхностей вдоль траектории движения самолета (асфальтовые, грунтовые, целинные) [10]. Относительные результаты измерений, нормированные на результаты, полученные в ходе первой кампании измерений (апрель 2011 г.) и откорректированные с учетом радиоактивного распада радионуклидов цезия, были аппроксимированы двухэкспоненциальной функцией, аналогичной функции $r(t)$. Ее параметры оказались равными: $p_1=0,41$, $p_2=0,67$, $T_1=0,61$ года и $T_2=57$ лет, что хорошо соотносится с аналогичными значениями параметров этой функции, используемыми в модели НКДАР ООН ($p_1=0,5$, $p_2=0,5$, $T_1=1,5$ года и $T_2=50$ лет), за исключением, пожалуй, значения короткого полупериода T_1 , который оказался меньше модельного в 2,5 раза. Объяснение этому состоит в том, что в первое время после выпадений снижение мощности дозы в воздухе над твердыми поверхностями происходит гораздо быстрее, чем над почвой, за счет удаления с них части активности при уборке улиц, за счет смыва с осадками, при движении автомобилей и т.п.

Более адекватно для верификации параметров функции $r(t)$ использовать наблюдения за изменением с течением времени вертикального распределения радионуклидов цезия в верхнем почвенном слое [11, 12], полагаемого экспоненциальным и характеризующегося в этом случае единственным параметром β (г·см⁻²) [13]. Этот параметр определяет массовую глубину, на которой активность радионуклида в почве убывает в e раз по отношению к его активности на поверхности. Сразу после выпадений его можно считать равным 1 г·см⁻². Через 1,75 года (декабрь 2012 г.) и 5,5 лет (сентябрь 2016 г.) этот параметр соответствовал значениям 2 г·см⁻² и 3 г·см⁻² соответственно [11, 12]. Используя данные [7], можно рассчитать, что отношение мощностей доз в воздухе через 1,75 года ($\beta=2$ г·см⁻²) и 5,5 лет ($\beta=3$ г·см⁻²) к начальной мощности дозы сразу после выпадений ($\beta=1$ г·см⁻²) будет равно 0,84 и 0,74 соответственно. Аналогичные значения, рассчитанные с помощью функции $r(t)$, будут равны 0,70 и 0,50 соответственно, т. е. на 15% и 32% меньше. Это может быть связано: 1) с меньшей скоростью вертикальной миграции цезия в японских почвах; 2) с плохой аппроксимацией профилей вертикального распределения цезия в почве экспоненциальной функцией, особенно через 5,5 лет после выпадений.

Антропогенные факторы уменьшения дозы

Наиболее важными среди антропогенных факторов, влияющих на характеристики поля гамма-излучения, являются защитные свойства зданий (факторы места), которые в Японии, исходя из национальной архитектурной специфики, должны были бы отличаться от аналогичных европейских значений, используемых в модели НКДАР ООН. Напомним, что в этой модели здания подразделяли на три типа: одноэтажный деревянный дом, одноэтажный деревянный огнеупорный дом и трехэтажный бетонный дом с начальными значениями факторов места 0,4, 0,2 и 0,1 соответственно [14]. Далее зависимость факторов места от времени экстраполировали на основе черномыльских измерений [9, 15].

Систематическая инструментальная оценка защитных свойств зданий началась в Японии через несколько месяцев после аварии [16, 17, 18]. Результаты этих измерений (более 200 зданий), обобщенные в работе [19], свидетельствуют, что начальные значения факторов уменьшения дозы внутри деревянных зданий и одно- и двухэтажных бетонных зданий находились в пределах 0,38–0,55 и 0,10–0,19 соответственно. Это укладывается в диапазон разброса значений этих факторов, сообщаемых МАГАТЭ в отношении европейских зданий, – 0,4 (0,2–0,5) и 0,2 (0,04–0,4) [14]. Оценить изменения этих начальных значений со временем пока что не представляется возможным.

Необходимо также отметить, что скорость уменьшения мощности дозы в воздухе над асфальтовыми поверхностями в Японии была больше, чем в Европе и России после аварии на ЧАЭС. Согласно измерениям, выполненным в г. Фукусима [20], так называемый «экологический» полупериод уменьшения мощности дозы над асфальтом (т.е. связанный только с миграцией радионуклидов, исключая их радиоактивный распад) составлял 0,54 года, тогда как в модели НКДАР ООН использовали значение 0,9 года.

Верификация эффективных доз внешнего облучения населения Японии, предсказываемых с помощью модели НКДАР ООН

Если выше речь шла о верификации отдельных параметров модели НКДАР ООН внешнего облучения населения Японии, то теперь мы перейдем к верификации получаемых с ее помощью эффективных доз внешнего облучения различных групп населения в разные периоды времени после радиоактивных выпадений.

Одной из первых работ по инструментальной оценке индивидуальных доз внешнего облучения жителей после аварии на АЭС «Фукусима-1» явились измерения, выполненные в антропогенной среде, на территории наиболее загрязненной префектуры Фукусима в феврале – апреле 2012 г., т.е. через год после аварии [21, 22].

Измерения индивидуальных доз у жителей выполнялись индивидуальными дозиметрами, калиброванными в единицах индивидуального эквивалента дозы $H_p(10)$. Его значение в условиях ротационной (ROT) геометрии облучения для энергий фотонного излучения выше 0,1–0,2 МэВ, что соответствовало реальным условиям облучения жителей, можно полагать равным эффективной дозе [23]. В случае измерений индивидуальных доз накопленная в течение времени измерения доза включала вклад природного фона: 18 мкЗв·мес⁻¹ (0,024 мкЗв·ч⁻¹) и 28 мкЗв·мес⁻¹ (0,038 мкЗв·ч⁻¹) за счет космического и терригенного излучения соответственно [24]. В измерениях участвовали 4 группы взрослого населения, отличающихся условиями работы. Для верификации модели НКДАР ООН мы использовали результаты измерений в марте 2012 г. у представителей трех групп населения – офисные работники (indoor workers) и две группы работников (строительные и сельскохозяйственные рабочие), производственная деятельность которых проходит преимущественно вне помещений (outdoor workers). Распределение результатов измерений индивидуальных доз у всех групп взрослого населения подчинялось логарифмически нормальному закону с геометрическими средними (ГС) и геометрическими стандартными отклонениями (ГСО), равными 115, 153 и 153 мкЗв·мес⁻¹ и 1,32, 1,26 и 1,49 для офисных работников, строительных и сельскохозяйственных рабочих соответственно [21].

Для расчета накопленной за март 2012 г. средней эффективной дозы у вышеуказанных групп населения, различающихся условиями проживания и работы, использовали формулы, описывающие модель НКДАР ООН [25]. Интегрирование проводили в пределах времени от 340 до 371 дня после принятой в модели даты радиоактивных выпадений – 15.03.2011 г. Для всех трех групп населения (офисные работники, строительные и сельскохозяйственные рабочие) в качестве дома проживания использовали деревянные дома, т.к. их в общем числе обследованных домов было 90%. Для офисных работников были выделены две группы, отличающиеся типом офисных зданий, – деревянные и многоэтажные бетонные дома. В результате расчетов были получены следующие месячные эффективные дозы, нормированные на единичную поверхностную активность ¹³⁷Cs (на 15.03.2011 г.): 0,62, 0,79, 0,82 и 0,89 (мкЗв·мес⁻¹) · (кБк·м⁻²)⁻¹ для двух групп офисных ра-

ботников, строительных рабочих и сельскохозяйственных рабочих соответственно. Подавляющее количество обследованных офисных работников и сельскохозяйственных рабочих проживали и работали в г. Фукусима и его окрестностях. Однако часть строительных рабочих проживала (работала) в соседнем г. Дате (Date City), где поверхностная активность ^{137}Cs была в 1,5 раза меньше. Не имея возможности учесть это, мы использовали для получения абсолютных значений эффективных доз среднюю поверхностную активность ^{137}Cs для г. Фукусима, равную $160 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ [26]. Так как в работе [21] в качестве характеристик логнормальных распределений измеренных индивидуальных доз приводятся значения ГС и ГСО, то средние арифметические были рассчитаны нами на основании этих значений логнормальных распределений. После этого для получения дозы только за счет выпадений из средних арифметических значений был вычтен вклад естественного фона в показания индивидуальных дозиметров, равный $46 \text{ мкЗв}\cdot\text{мес}^{-1}$. Так как соотношение мощностей доз терригенного излучения на открытой местности и внутри деревянных домов составляло $0,86 \pm 0,17$ [17], а данными об аналогичном соотношении в японских бетонных домах мы не располагали, то никакие поправки в месячное значение дозы терригенного излучения на открытой местности $28 \text{ мкЗв}\cdot\text{мес}^{-1}$ не вводились. То есть это же значение использовалось при нахождении человека внутри зданий. Месячное значение дозы космического излучения на открытой местности $18 \text{ мкЗв}\cdot\text{мес}^{-1}$ также не корректировалось для учета его ослабления внутри зданий.

Результаты сравнения средних арифметических значений эффективных доз, оцененных на основании результатов моделирования и измерений, представлены в таблице 1. Прежде чем перейти к их комментариям, отметим, что неопределенность фиксированной (детерминированной) величины в отношении конечной оценки (end-point) называется неопределенностью типа В (систематическая составляющая погрешности), а если в качестве конечной оценки используется распределение индивидуальных доз, то неопре-

деленность оценки дозы индивида, случайно выбранного из этого распределения, называется неопределенностью типа А (случайная составляющая погрешности) [27].

Из представленных в таблице 1 данных видно, что для групп населения, работающих преимущественно вне помещений (строительные рабочие и сельскохозяйственные рабочие), расхождения между предсказаниями модели и измерениями менее 20%. Для офисных работников это различие больше – от 34% до 70% в зависимости от того, являются их офисы деревянными или многоэтажными бетонными зданиями. Учитывая состав зданий в обследуемом регионе (см. выше), реальное различие для офисных работников будет, по-видимому, менее 50%. Таким образом, детерминированная версия модели НКДАР ООН предсказывает оценки средних значений эффективных доз внешнего облучения различных групп населения, находящиеся в удовлетворительном согласии с измеренными в г. Фукусима значениями. К сожалению, более обоснованной количественной оценки неопределенности типа В, предсказываемых моделью средних значений эффективных доз, пока что сделать нельзя, т. к. для этого требуется провести аналогичные исследования во многих населенных пунктах, чтобы построить функцию распределения различий между модельными и измеренными значениями доз. Такая работа была проделана после Чернобыльской аварии в России, и было показано, что модельные оценки средних эффективных доз у жителей не отличаются от их аналогов, основанных на измерениях индивидуальных доз методом ТЛД до коэффициента 1,5 с доверительной вероятностью 95% [28].

Средние значения доз облучения населения полезны для оценки возможных медицинских последствий. Тем не менее, необходимы также оценки распределения доз облучения у населения, позволяющие понять, не может ли часть населения облучаться дозами за рамками диапазона малых доз (т.е. $> 100 \text{ мЗв}$). Кроме того, это необходимо для оценки уровней облучения критической группы населения или репрезентативного индивидуума (representative individual) и прогнозирования необходимости проведения за-

Таблица 1
Сравнение средних эффективных доз у трех групп взрослого населения г. Фукусима через 1 год после выпадений, оцененных на основании измерений и предсказанных моделью НКДАР ООН

[Table 1]

Comparison of mean effective doses in three population groups in Fukushima City one year after fallout estimated from measurements and predicted by the UNSCEAR model

Группа населения [Population group]	Средняя эффективная доза за счет радиоактивных выпадений (март 2012 г.), $\text{мкЗв}\cdot\text{мес}^{-1}$ [Mean effective dose due to radioactive deposition (March 2012), $\mu\text{Sv}\cdot\text{month}^{-1}$]	
	Предсказания модели [Model prediction]	Измерения [Measurements]
Офисные работники [Office workers]	^{1)99 – 126}	²⁾⁷⁴
Строительные рабочие [Contractor's Association]	132	111
Сельскохозяйственные рабочие [Agricultural Cooperatives]	142	120

¹⁾ Первая цифра соответствует многоэтажным бетонным офисным зданиям, вторая – деревянным офисным зданиям.
[The first number corresponds to multi-story concrete buildings, the second one to wooden office buildings]

²⁾ Арифметические средние значения, рассчитанные на основании ГС и ГСО логнормальных распределений.
[Arithmetic means calculated on the base of GM and GSD of lognormal distributions].

щитных мероприятий. Кроме детерминированной версии модели НКДАР ООН, можно верифицировать также ее стохастическую модификацию (она не содержится в докладе НКДАР ООН [2]). В этом случае при расчете доз в качестве ряда исходных данных используют не средние значения параметров модели, а их распределения. Как следствие, на выходе расчета получают распределение доз, 95% перцентиль которого МКРЗ определила как дозу облучения репрезентативного индивидуума [29].

Для проведения стохастического моделирования использовали следующее уравнение для расчета эффективной дозы [25]:

$$\dot{E}_i^{dep}(t) = \dot{K}_{air}(t) \cdot k_E \cdot \sum_j f_j(t) \cdot p_{ij} \quad (1)$$

где: $\dot{K}_{air}(t)$ – мощность кермы в воздухе на высоте 1 м над открытым целинным участком почвы, нГр·ч⁻¹; k_E – коэффициент перехода от кермы в воздухе к эффективной дозе, Зв·Гр⁻¹; f_j – фактор места, отн. ед.; p_{ij} – фактор поведения, отн. ед.

В модели внешнего облучения факторы места f_j (location factors) получаются делением мощности дозы гамма-излучения в данной локации на мощность дозы над целинным участком почвы с поверхностной активностью ¹³⁷Cs, равной ее среднему значению на исследуемой территории (reference site). То есть вариабельность значений факторов места содержит вариабельность значений поверхностной активности ¹³⁷Cs. Поэтому если при проведении стохастического моделирования используется распределение одной из этих величин (например, поверхностной активности ¹³⁷Cs), то значения второй (факторов места) следует считать постоянными, и наоборот. В противном случае, если при проведении стохастического моделирования в качестве исходных данных используют распределения обеих величин, то в результате мы получим неадекватно широкое распределение индивидуальных доз.

На рисунке 2 показано распределение поверхностной активности ¹³⁷Cs в г. Фукусима. Оно представляет собой логарифмически нормальное распределение с ГС = 125 кБк·м⁻² и ГСО = 2,13 (арифметическое среднее – 160 кБк·м⁻²) [26].

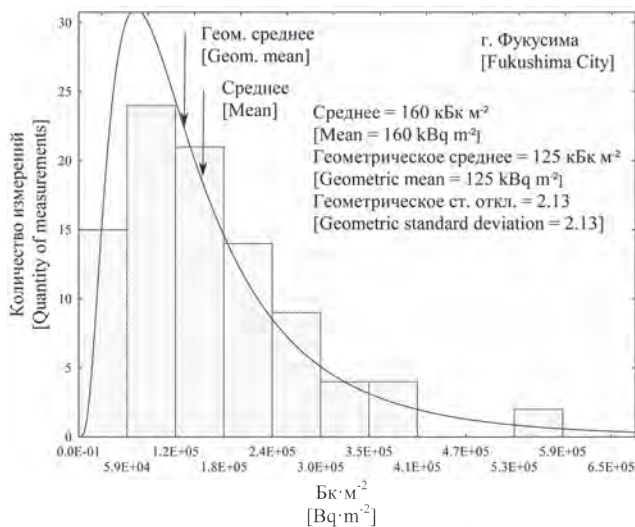


Рис. 2. Распределение поверхностной активности ¹³⁷Cs в г. Фукусима

[Fig.2. Distribution of ¹³⁷Cs surface activity in Fukushima City]

Для реализации метода стохастического моделирования использовали следующее выражение для стохастического моделирования распределения эффективной дозы через год после выпадений с помощью программы Crystal Ball [30]:

$$\dot{E}_i^{dep}(t) = (0,001 \cdot 31 \cdot LN(^{137}\text{Cs}, 125, 2,13) \cdot 0,75 \cdot (1,72 \cdot 0,977 \cdot 0,81 + 4,68 \cdot 0,714 \cdot 0,81) \cdot \sum_j f_j(t) \cdot p_{ij}) + 46 \quad (2)$$

где: $LN(^{137}\text{Cs}, 125 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}, 2,13)$ – логарифмически нормальное распределение поверхностной активности ¹³⁷Cs по территории г. Фукусима с ГС = 125 кБк·м⁻² и ГСО = 2,13; 0,001 – соотношение между нГр и мкГр; 31 – количество дней в марте; (1,72·0,977·0,81+4,68·0,714·0,81) – среднее значение кермы в воздухе над целинной почвой от смеси радионуклидов ¹³⁷Cs+¹³⁴Cs через год после выпадений, (нГр·час⁻¹)/(кБк·м⁻²); 0,75 – коэффициент перехода от значения кермы в воздухе к эффективной дозе для взрослого человека, Зв·Гр⁻¹; $f_j(t)$ – фактор места через год после выпадений; p_{ij} – фактор поведения, час·день⁻¹; 46 мкЗв·мес⁻¹ – вклад естественного фона в месячное значение эффективной дозы.

Значения факторов места (location factors) через год после выпадений для соответствующих локаций внутри городской среды рассчитывали согласно соотношениям из [2, 25]:

$$f_{hard} = 0,50 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2 \cdot t}{0,9 \text{ г.}}\right) + 0,1 = 0,5 \cdot 0,46 + 0,1 = 0,33$$

$$f_{dirt} = 0,50 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2 \cdot t}{2,2 \text{ г.}}\right) + 0,25 = 0,5 \cdot 0,3 + 0,25 = 0,62$$

$$f_{build} = a_1 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2 \cdot t}{1,8 \text{ г.}}\right) + a_2 = \begin{cases} 0,34 (\text{деревянный дом}) \\ 0,17 (1\text{-}2\text{-х этажный бетонный дом}) \\ 0,084 (\text{многоэтажный бетонный дом}) \end{cases}$$

Далее усредняли f_{build} по типу зданий: f_{build} (среднее по типу здания) = 0,34 * 0,9 + 0,17 * 0,025 + 0,084 * 0,075 = 0,32.

Результаты моделирования распределения эффективной дозы внешнего облучения представителей разных групп взрослого населения представлены на рисунках 3–6.

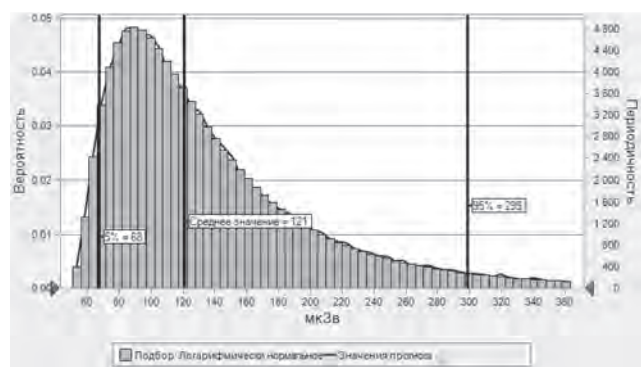


Рис. 3. Распределение индивидуальной дозы внешнего облучения офисных работников г. Фукусима, проживающих в деревянных и работающих в многоэтажных бетонных домах, в марте 2012 г.

[Fig. 3. Distribution of individual external dose for the office workers living in wooden houses and working in multi-story concrete buildings in Fukushima City in March 2012]

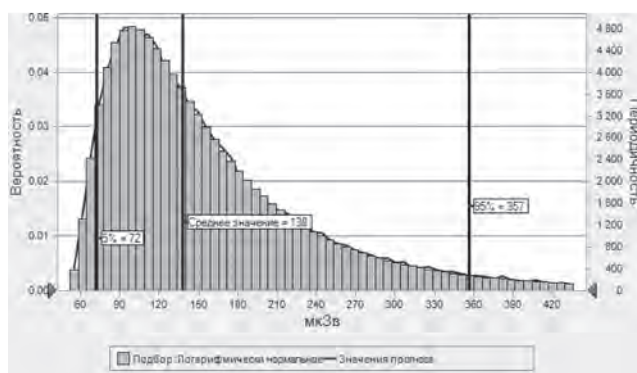


Рис. 4. Распределение индивидуальной дозы внешнего облучения офисных работников г. Фукусима, проживающих и работающих в деревянных домах, в марте 2012 г.

[Fig. 4. Distribution of individual external dose for the office workers living in wooden houses and working in wooden buildings in Fukushima City in March 2012]

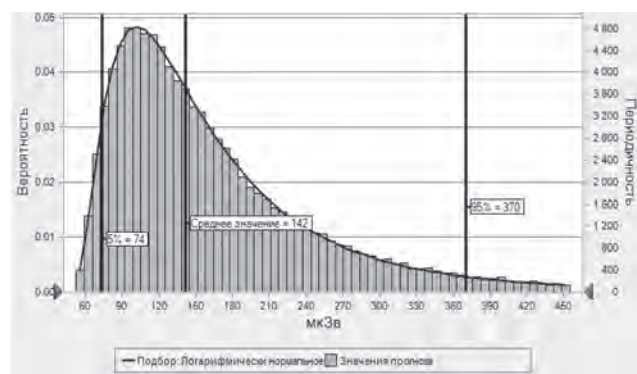


Рис. 5. Распределение индивидуальной дозы внешнего облучения строительных рабочих г. Фукусима, проживающих в деревянных домах, в марте 2012 г.

[Fig. 5. Distribution of individual external dose for the construction workers living in wooden houses in Fukushima City in March 2012]

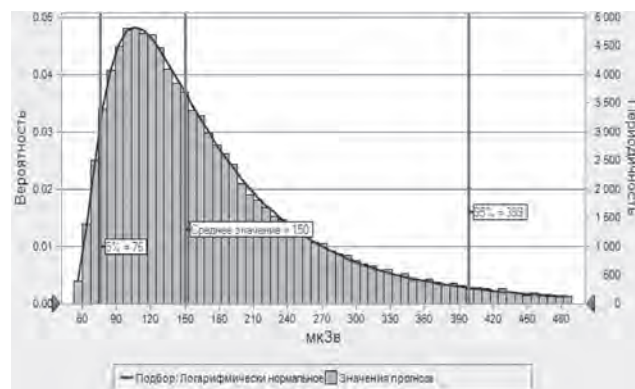


Рис. 6. Распределение индивидуальной дозы внешнего облучения сельскохозяйственных рабочих г. Фукусима, проживающих в деревянных домах, в марте 2012 г.

[Fig. 6. Distribution of individual external dose for the agricultural workers living in wooden houses in Fukushima City in March 2012]

В таблице 2 представлено сравнение параметров логнормальных распределений эффективных доз внешнего облучения у представителей разных групп взрослого населения, полученных путем моделирования и путем измерений индивидуальных доз. Видно, что для всех рассматриваемых групп населения относительные различия в значениях ГС варьируют в пределах от -7% до +20%. Значения ГСО, полученные в случае моделирования, всегда несколько выше аналогичных значений, оцененных на основе результатов измерений. Это соответствующим образом отражается на различии между значениями 5% и 95% перцентилей модельных распределений и значениями min и max, наблюдавшемся в экспериментальных распределениях. Меньший разброс экспериментальных значений, возможно, связан с тем, что испытуемые не всегда четко соблюдали правила ношения индивидуальных дозиметров. При выполнении аналогичных измерений после Чернобыльской аварии существовала специальная процедура отсеивания результатов на основе:

Сравнение параметров логнормальных распределений эффективных доз у трех групп взрослого населения г. Фукусима через год после выпадений, оцененных на основании измерений и предсказанных моделью НКДАР ООН [Table 2]

Comparison of parameters of lognormal distributions in three population groups in Fukushima City one year after fallout estimated from measurements and predicted by the UNSCEAR model]

Группа населения [Population group]	Параметры логнормальных распределений [Parameters of lognormal distributions]							
	Согласно модели НКДАР [According to the UNSCEAR model]				Согласно измерениям [21] [According to the measurements]			
	ГС [GM]	ГСО [GSD]	5%	95%	ГС [GM]	ГСО [GSD]	min	max
Офисные работники [Office workers]	¹⁾ 121–138	1,57–1,62	68–72	299–357	115	1,32	70	211
Строительные рабочие [Contractor's Association]	142	1,63	74	370	153	1,26	97	229
Сельскохозяйственные рабочие [Agricultural Cooperatives]	150	1,65	76	399	153	1,49	64	414

¹⁾ Первая цифра соответствует многоэтажным бетонным офисным зданиям, вторая – деревянным офисным зданиям.
[The first number corresponds to multi-story concrete buildings, the second one to wooden office buildings]

1) их сравнения с минимально и максимально разумно возможными накопленными дозами в данном населенном пункте за период проведения измерений; 2) величины разброса в показаниях партии индивидуальных дозиметров, выданных жителям данного населенного пункта [28].

Неопределенность типа А модельных оценок часто выражают в виде отношения 95% и 5% квантилей в распределении конечной величины. В случае индивидуальной дозы неопределенность типа А ее оценки включает в себя и естественную ее вариабильность, т.к. условия поведения и проживания различных индивидуумов могут существенно различаться. В данном случае неопределенность типа А оценки индивидуальной дозы лежит в пределах значений 5,4–5,8, что хорошо согласуется с аналогичным значением ~5 после Чернобыльской аварии [3, 4, 9].

В качестве примера верификации модели НКДАР ООН для других возрастных групп населения и более отдаленного периода времени после радиоактивных выпадений используем результаты пятилетних измерений индивидуальных доз у детей не старше 16 лет в г. Сома (Soma City) в 2011–2015 гг. [24]. Каждый цикл измерений проводился в течение 3 месяцев, а количество участников в цикле составляло от 2000 до 3000 человек. Среднее значение поверхностной активности (на 15.03.2011 г.) принималось равным $78,5 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$ [26]. Расчеты, согласно модели, проводились для 10-летних детей, проживающих в деревянных домах и учащихся в многоэтажном школьном здании, для следующих периодов времени: 1) 01.10.11–31.12.11; 2) 01.07.12–30.09.12; 3) 01.05.13–31.07.13; 4) 01.09.14–30.11.14; 5) 01.09.15–30.11.15. Расчеты выполнялись аналогично тому, как это было описано выше для взрослого населения. Сравнение средних значений эффективных доз внешнего облучения (за вычетом естественного фона) в указанные 3-месячные периоды времени представлены в таблице 3. Видно, что в первые 3 года после аварии модельные оценки превышали результаты измерений на 17–32%, а в следующие два года были меньше их на 13–24%. Т.е. и в следующие несколько лет предсказания модели можно считать вполне удовлетворительными.

Заключение

Не существует модели, которая могла бы точно описать поведение радионуклидов в окружающей среде и формирование доз облучения населения. Степень реа-

листичности оценок в значительной мере зависит от того, насколько сама формулировка модели и ее параметры соответствуют той конкретной ситуации, которую должна описывать модель. В связи с этим процедура верификации модельных расчетов является одним из наиболее важных этапов в разработке модели.

Анализируя публикации, посвященные исследованию радиационной обстановки и доз облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1», вышедшие после публикации доклада в 2014 г., НКДАР ООН пришел к выводу, что большинство из них поддерживают или подтверждают основные предположения, сделанные в докладе на основании результатов моделирования [31]. Тем не менее, конкретных количественных критериев, численных примеров в отношении согласия (расхождения) как отдельных параметров модели, так и доз облучения жителей с реальными результатами наблюдений там не содержится.

В настоящей работе представлена попытка восполнить этот пробел, т.е. привести конкретные количественные примеры верификации модели внешнего облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1». В качестве независимого набора экспериментальных данных использовали результаты измерений индивидуальных доз внешнего облучения у различных групп населения в разные периоды времени после выпадений.

При верификации детерминированной версии модели для взрослого населения показано, что для групп населения, работающих преимущественно вне помещений (строительные рабочие и сельскохозяйственные рабочие), относительные расхождения между средними значениями эффективных доз, предсказанных моделью и измерениями, были менее 20%. Для офисных работников это различие было больше – от 34 до 70% в зависимости от того, являются их офисы деревянными или многоэтажными бетонными зданиями. Учитывая состав зданий в обследуемом регионе, реальное различие для офисных работников будет, по-видимому, менее 50%.

При верификации детерминированной версии модели НКДАР ООН применительно к детям младше 16 лет различия между модельными средними значениями эффективных доз и оцененными на основании измерений колебались в пределах от -24% до +32% в разные периоды времени после выпадений (2011–2015 гг.).

Таблица 3

Сравнение средних эффективных доз у детей г. Сома в разные периоды времени после выпадений, оцененных на основании измерений и предсказанных моделью НКДАР ООН

[Table 3]

Comparison of mean effective doses in children in Soma City in different time periods after fallout estimated from measurements and predicted by the UNSCEAR model]

Период измерений [Period of measurements]	Средняя эффективная доза за счет радиоактивных выпадений, $\text{мкЗв} \cdot \text{мес}^{-1}$ [Mean effective dose due to radioactive deposition, $\mu\text{Sv} \cdot \text{mo}^{-1}$]	
	Предсказания модели [Model prediction]	Измерения [Measurements]
01.10.11–31.12.11	204	174
01.07.12–30.09.12	130	107
01.05.13–31.07.13	85	64
01.09.14–30.11.14	49	56
01.09.15–30.11.15	36	47

При верификации стохастической версии модели показано, что для трех групп взрослого населения распределения индивидуальных доз подчиняются логарифмически нормальному закону и относительные различия в значениях расчетных и экспериментальных геометрических средних варьируют от -7% до +20%. Значения геометрического стандартного отклонения, полученные в случае моделирования, всегда были несколько выше аналогичных значений, оцененных на основе результатов измерений.

Таким образом, как детерминированная, так и стохастическая версии модели НКДАР ООН предсказывают оценки параметров распределений индивидуальных доз внешнего облучения различных групп населения Японии, находящиеся в удовлетворительном согласии с их оценками, сделанными на основании измерений.

Литература

1. WHO – World Health Organization. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami. World Health Organization, Geneva, 2012.
2. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2013 Report, Vol. 1, Scientific Annex A, Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami, Appendix C (Assessment of Doses to the Public). United Nations, New York; 2014.
3. Golikov V., Balonov M., Erkin V., Jacob P. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident // *Health Phys.* 1999. Vol. 77, No 6. P. 654-661.
4. Golikov V.Yu. Analysis of the long-term dynamics of external doses of the population after the Chernobyl accident // *Radiation Hygiene.* 2018. Vol. 11, No. 4. P. 39-50.
5. Petoussi-Hens N., Schlattl H., Zankl M., et al. Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children // *Phys. Med. Biol.* 2012. No 57. P. 5679–5713.
6. Golikov V., Wallstrom E., Wohni T., et al. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms // *Radiat Environ Biophys.* 2007. Vol. 46, No 4. P. 375-382.
7. Saito K., Petoussi-Hens N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground // *Journal of Nuclear Science and Technology.* 2014. Vol. 51, No 10. P. 1274-1287. DOI: 10.1080/00223131.2014.919885.
8. Jacob P., Pröhl G., Likhtarev I., et al. Pathway analysis and dose distributions. European Commission, Brussels: EUR 16541 EN: 1-130; 1996.
9. Golikov V.Yu., Balonov M.I., Jacob P. External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident // *Radiat. Environ. Biophysics.* 2002. Vol. 41, No. 10. P. 185-193.
10. Sanada Y., Urabe Y., Sasaki M., et al. Evaluation of ecological half-life of dose rate based on airborne radiation monitoring following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2018. Vol. 192. P. 417-425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.09.014>.
11. Mikami S., Maeyama T., Hoshida Y., et al. The air dose rate around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant: its spatial characteristics and temporal changes until December 2012 // *J. Environ. Radioact.* 2015. No 139. P. 250-259.
12. Mikami S., Tanaka H., Matsuda H., et al. The deposition densities of radiocesium and the air dose rates in undisturbed fields around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant; their temporal changes for five years after the accident // *Journal of Environmental Radioactivity.* 2019. Vol. 210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.03.017>.
13. International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. Gamma ray spectrometry in the environment. ICRU Report 53.
14. IAEA (International Atomic Energy Agency), 2000. Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency (IAEA-TECDOC-1162).
15. Jacob P., Meckbach R., Müller H.M. Reduction of external exposure from deposited Chernobyl activity by run-off, weathering, street cleaning and migration in the soil // *Radiat. Prot. Dosim.* 1987. No 21. P. 51-57.
16. Kamada N., Saito O., Endo S., et al. Radiation doses among residents living 37 km northwest of the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant // *J. Environ. Radioact.* 2012. No 110. P. 84–89.
17. Yoshida-Ohuchi H., Hosoda M., Kanagami T., et al. Reduction factors for wooden house due to external γ -radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident // *Sci. Rep.* 2014. Vol. 4, No 7541. P. 1–6.
18. Matsuda N., Mikami S., Sato T., Saito K. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident // *J. Environ. Radioact.* 2016. Vol. 166, Part 3. P. 427–435.
19. Yoshida-Ohuchi H., Matsuda N., Saito K. Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. 2018. Vol. 187. P. 32-39: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.006> (Дата обращения: 20.04.2020)
20. Radiation monitoring and dose estimation of the Fukushima Nuclear Accident. Editor Takahashi S. 2014. ISBN 978-4-431-54582-8. DOI 10.1007/978-4-431-54583-5.
21. Takahara S., Abe T., Iijima M., et al. Statistical characterization of radiation doses from external exposures and relevant contributors in Fukushima prefecture // *Health Phys.* 2014. Vol. 107, No 4. P. 326-335.
22. Takahara S., Iijima M., Yoneda M., et al. A probabilistic approach to assess external doses to the Public considering spatial variability of radioactive contamination and inter population differences in behavior pattern // *Risk Analysis.* 2017. <https://doi.org/10.1111/risa.12900>
23. ICRP, 1996. Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation. ICRP Publication 74. Ann. ICRP 26(3/4).
24. Tsubokura M., Murakami M., Nomura S., et al. Individual external doses below the lowest reference level of 1 mSv per year five years after the 2011 Fukushima nuclear accident among all children in Soma City, Fukushima: A retrospective observational study // *PLoS ONE.* 2017. Vol. 12, No 2. P. e0172305. doi:10.1371/journal.pone.0172305
25. Голиков В.Ю. Дозиметрия внешнего облучения населения: сравнение аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1 // *Радиационная гигиена.* 2020. Т. 13, № 1. С. 27-37. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-1-27-37.
26. База данных: http://www.mext.go.jp/b_menu/shin-gi/chousa/gijyutu/017/shiryo/_icsFiles/af_ieldd-file/2011/09/02/1310688_1.pdf (Дата обращения: 25.05.2020)
27. IAEA (1989) Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models. IAEA Safety Series 100. International Atomic Energy Agency, Vienna
28. Golikov V., Balonov M., Erkin V. et al. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident // *Health Phys.* 1999. Vol. 77, No 6. P. 654-661.
29. ICRP, 2006a. Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public and the optimization of radiological protection: Broadening the process. ICRP Publication 101. Ann. ICRP 36(3).

30. Oracle Crystal Ball: <http://www.oracle.com/crystalball> (Дата обращения: 25.05.2020)
31. Developments since the 2013 UNSCEAR report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident

following the Great East-Japan earthquake and tsunami. A 2017 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. New York, 2017.

Поступила: 28.04.2020 г.

Голиков Владислав Юрьевич – старший научный сотрудник, лаборатория радиационной гигиены медицинских организаций, Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru

Для цитирования: Голиков В.Ю. Верификация модели внешнего облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1» // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 31-40. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-31-40

Verification of model of external population exposure in Japan after the accident at the “Fukushima-1” NPP

Vladislav Yu. Golikov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The paper is devoted to the verification of the model of external exposure of the Japanese population from radioactive fallout after the accident at the “Fukushima-1” NPP published by UNSCEAR in 2014. The paper presents specific quantitative examples of the verification of the external exposure model of the Japanese population after the accident at the “Fukushima-1” nuclear power plant. As an independent set of experimental data for validation of the model estimates we used the results of measurements of individual doses of external radiation in various population groups in Japan in different time periods after fallout. In the case of the deterministic version of the model, it was shown that for the adult population working mainly outdoors (construction workers and agricultural workers), the differences between the average values of effective doses predicted by the model and those obtained on the basis of measurements were less than 20%. For office workers, this difference was larger, from 34 to 70%, depending on whether their office buildings are wooden or multi-story concrete. For children under 16 years of age and a longer period of time for measuring individual doses after radioactive fallout (2011 – 2015), the differences between the model average effective doses and those estimated on the basis of measurements ranged from –24% to +32% in different time periods. In the case of the stochastic version of the model, it was shown that for the three considered groups of the adult population the distributions of individual doses obey the logarithmically normal law and the differences in the values of the calculated and experimental geometric means ranged from –7% to +20%. The geometric standard deviation values obtained in the simulation were always slightly higher than the similar values estimated based on the measurement results.

Key words: radiation accident, Chernobyl NPP, Fukushima-1 NPP, models of external exposure, gamma-radiation, effective dose.

References

1. WHO – World Health Organization. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami. World Health Organization, Geneva, 2012.
2. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2013 Report, Vol. 1, Scientific Annex A, Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami, Appendix C (Assessment of Doses to the Public). United Nations, New York, 2014.
3. Golikov V, Balonov M, Erkin V, Jacob P. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. *Health Phys.* 1999;77(6): 654-661.

Vladislav Yu. Golikov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru

4. Golikov VYu. Analysis of the long-term dynamics of external doses of the population after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018; 11(4): 39-50.
5. Petoussi-Henss NH, Schlattl H, Zankl M, Endo A, Saito K. Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children. *Phys. Med. Biol.* 2012;57: 5679–5713.
6. Golikov V, Wallstrom E, Wohnt T, Tanaka K, Endo S, Hoshi M. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. *Radiat Environ Biophys.* 2007;46(4): 375-382.
7. Saito K, Petoussi-Henss N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2014;51(10): 1274-1287. DOI: 10.1080/00223131.2014.919885.
8. Jacob P, Pröhl G, Likhtarev I, Kovgan L, Gluvchinsky R, Perevostnikov O, et al. Pathway analysis and dose distributions. European Commission, Brussels: EUR 16541 EN: 1-130; 1996.
9. Golikov VYu, Balonov MI, Jacob P. External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident. *Radiat. Environ. Biophysics*, 2002;41(10): 185-193.
10. Sanada Y, Urabe Y, Sasaki M, Ochi K, Torii T. Evaluation of ecological half-life of dose rate based on airborne radiation monitoring following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;192: 417-425 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.09.014>.
11. Mikami S, Maeyama T, Hoshide Y, Sakamoto R, Sato S, Okuda N, et al. The air dose rate around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant: its spatial characteristics and temporal changes until December 2012. *J. Environ. Radioact.* 2015;139: 250-259.
12. Mikami S, Tanaka H, Matsuda H, Sato S, Hoshide Y, Okuda N, et al. The deposition densities of radiocesium and the air dose rates in undisturbed fields around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant; their temporal changes for five years after the accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019; 210: 105941 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.03.017>.
13. International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. Gamma ray spectrometry in the environment. ICRU Report 53.
14. IAEA (International Atomic Energy Agency), 2000. Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency (IAEA-TECDOC-1162).
15. Jacob P, Meckbach R, Müller H.M. Reduction of external exposure from deposited Chernobyl activity by run-off, weathering, street cleaning and migration in the soil. *Radiat. Prot. Dosim.* 1987; 21: 51-57.
16. Kamada N, Saito O, Endo S, Kimura A, Shizuma K. Radiation doses among residents living 37 km northwest of the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. *J. Environ. Radioact.* 2012;110: 84–89.
17. Yoshida-Ohuchi H, Hosoda M, Kanagami T, Uegaki M, Tashima H. Reduction factors for wooden house due to external γ -radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.* 2014;4(7541): 1–6.
18. Matsuda N, Mikami S, Sato T, Saito K. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident. *J. Environ. Radioact.* 2016;166(Part3): 427–435.
19. Yoshida-Ohuchi H, Matsuda N, Saito K. Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radio-caesium deposited on the ground due to fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019; 187: 32-39. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.02.006>
20. Radiation monitoring and dose estimation of the Fukushima Nuclear Accident. Editor Takahashi S. 2014. ISBN 978-4-431-54582-8. DOI 10.1007/978-4-431-54583-5.
21. Takahara S, Abe T, Iijima M, Shimada K, Shiratori Y. Statistical characterization of radiation doses from external exposures and relevant contributors in Fukushima prefecture. *Health Phys.* 2014; 107(4): 326-335.
22. Takahara S, Iijima M, Yoneda M, Shimada Y. A probabilistic approach to assess external doses to the Public considering spatial variability of radioactive contamination and inter population differences in behavior pattern. *Risk Anal* 2017; 39(1): 212-224. <https://doi.org/10.1111/risa.12900>
23. ICRP, 1996. Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation. ICRP Publication 74. Ann. ICRP 26(3/4).
24. Tsubokura M, Murakami M, Nomura S, Morita T, Nishikawa Y, Leppold C, et al. Individual external doses below the lowest reference level of 1 mSv per year five years after the 2011 Fukushima nuclear accident among all children in Soma City, Fukushima: A retrospective observational study. *PLoS ONE*. 2017; 12(2): e0172305. doi:10.1371/journal.pone.0172305
25. Golikov VYu. Dosimetry of external population exposure: a comparison of the Chernobyl and Fukushima accidents. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 27-37. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-1-27-37 (In Russian).
26. The data about activity per unit area of Cs-137 and Cs-134 were extracted from: http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/017/shiryo/_icsFiles/afield-file/2011/09/02/1310688_1.pdf (Accessed May 25, 2020).
27. IAEA (1989) Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models. IAEA Safety Series 100. International Atomic Energy Agency, Vienna
28. Golikov V, Balonov M, Erkin V, Jacob P. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. *Health Phys.* 1999;77(6): 654-661.
29. ICRP, 2006a. Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public and the optimization of radiological protection: Broadening the process. ICRP Publication 101. Ann. ICRP 36(3).
30. Oracle Crystal Ball. – Available on: <http://www.oracle.com/crystalball> (Accessed May 25, 2020).
31. Developments since the 2013 UNSCEAR report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident following the Great East-Japan earthquake and tsunami. A 2017 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. New York, 2017.

Received: April 28, 2020

For correspondence: Vladislav Yu. Golikov – Senior Researcher of the Medical Protection Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru)

For citation: Golikov V.Yu. Validation of model of external population exposure in Japan after the accident on the “Fukushima-1” NPP. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. P. 31-40. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-31-40

Вопросы нормирования поступления ^{238}U в поверхностные воды с учетом его радиационного и токсического действия

А.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина, Н.Н. Павлова

Научно-производственное объединение «Тайфун» Росгидромета, Обнинск, Россия

В настоящее время сбросы ^{238}U в поверхностные воды предприятиями атомной отрасли, как правило, нормируются по радиационному фактору. Учет и контроль сбросов ^{238}U в водные объекты производится в единицах активности (Бк/год) в соответствии с действующими разрешениями на сброс радиоактивных веществ. При этом по химической токсичности уран относится к 1-му классу опасности (чрезвычайно опасные химические вещества), для него установлены гигиенические нормативы содержания в поверхностных водах. Проведено сравнение ограничения поступления ^{238}U в поверхностные воды с учетом радиационного воздействия и химической токсичности. Для этого выполнен расчет объемной активности ^{238}U в воде, при которой доза облучения критической группы населения от водопользования составит 0,1 мЗв/год (сценарий 1 – водный объект используется для питьевого водоснабжения) или 1 мЗв/год (сценарий 2 – водный объект не используется для питьевого водоснабжения). Полученные значения объемных активностей пересчитаны в концентрации и сопоставлены с величиной предельно допустимой концентрации для урана в воде – 15 мкг/л, установленной действующими нормативными документами. Показано, что соблюдение санитарных правил в области радиационной безопасности населения при нормировании сбросов ^{238}U не гарантирует автоматического соблюдения действующих гигиенических нормативов по ограничению токсического воздействия урана на человека и окружающую среду. Концентрация ^{238}U в воде, при которой достигается часть дозовой квоты 0,1 мЗв/год с учетом всех путей водопользования, превышает предельно допустимую концентрацию в 15 раз. Если водный объект не используется для питьевого водоснабжения, то предельная концентрация ^{238}U в воде, рассчитанная только из условия не превышения дозовой квоты 1 мЗв/год, будет выше предельно допустимой концентрации в 1500 раз. Учет ограничений, накладываемых действующими гигиеническими нормативами по химической токсичности урана, снижает расчетную величину допустимого сброса ^{238}U в поверхностные воды. Необходимо разработать нормативы качества окружающей среды для ^{238}U с учетом его химической токсичности и включить их в систему нормирования допустимых сбросов радиоактивных веществ.

Ключевые слова: уран, нормирование, население, водный объект, допустимый сброс, доза, химическая токсичность.

Введение

В настоящее время в России допустимые сбросы радионуклидов в водные объекты предприятиями атомной отрасли нормируются, исходя из условия соблюдения годовой дозовой квоты для критической группы населения. Данный порядок применяется в том числе для изотопа ^{238}U , который может присутствовать в сбросах предприятий по добыче урана, изготовлению ядерного топлива и др.

По причине малой удельной активности ^{238}U масса урана, представляющая значимую активность, достаточно велика. 1 мг ^{238}U имеет активность всего 12,5 Бк. Радиоактивность природного урана (вклад ^{238}U по массе более 99%) составляет 24,8 Бк/мг [1]. В соответствии с гигиеническими нормативами ГН 2.1.5.2280-07¹ уран относится к 1-му классу опасности (чрезвычайно опасные химические вещества). Растворимые соединения урана оказывают токсическое влияние на почки и клеточ-

¹ ГН 2.1.5.2280-07 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2008. 11 с. [Maximum allowable concentrations (MACs) of chemicals in the water of water objects used for drinking and domestic recreation purposes. Moscow: Federal Center of Hygiene and Epidemiology Publ., 2008. 11 p. (In Russ.)]

Крышев Александр Иванович

Научно-производственное объединение «Тайфун» Росгидромета

Адрес для переписки: 249038, Калужская область, г. Обнинск, ул. Победы, 4; E-mail: ecomod@yandex.ru

ный метаболизм, нерастворимые соединения проявляют меньшую острую токсичность. При хронической урановой интоксикации нарушается деятельность мозга и нервной системы, отмечаются нарушения репродуктивных функций, развивается гепатонефрит [2, 3].

Обширные исследования химической токсичности урана были проведены в США в 1940-е гг., в начальный период создания урановой промышленности [4, 5]. Эти и последующие исследования показали, что уран является химически токсичным элементом с относительно небольшой и отдаленной радиологической компонентой [2–7]. В сравнительных исследованиях было отмечено, что животные даже в большей степени чувствительны к токсичности урана, чем человек [4, 8, 9]. В 1960 г. в СССР был введен норматив содержания природного урана в воде 50 мкг/л². В 1962 г. МКРЗ установило для населения величину допустимой нагрузки на критический орган (почки) 0,03 мГ. Был рассчитан допустимый предел годового поступления урана (ПГП) для населения, который составил 50 мГ/год урана или 600 Бк/год для ²³⁸U (естественное потребление природного урана человеком с водой и пищей составляет 0,001–0,002 мГ/сут). Это значение ПГП урана было включено в Нормы радиационной безопасности НРБ-76 и НРБ-96 [10].

В 1996 г. были выпущены международные «Основные нормы радиационной безопасности» (ОНБ-96) [11], в которых отсутствовало упоминание о ПГП урана для населения. Соответственно, Нормы радиационной безопасности НРБ-99³ и НРБ-99/2009⁴, базировавшиеся на положениях ОНБ-96, также утратили ограничение на ПГП урана с водой и пищей для населения по химической токсичности, приняв во внимание только радиационный фактор. Химическая токсичность урана в НРБ-99/2009⁴ учитывается только при ограничении годового поступления ингаляционным путем для персонала.

При этом в другом нормативном документе, устанавливающем предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ГН 2.1.5.2280-07¹), величина ПДК урана в воде была даже снижена и составляет в настоящее время 15 мкг/л. Отметим, что в принятом в Канаде руководстве по оценке качества пресных вод на основе анализа токсикологических тестов с водными организмами также установлен контрольный уровень в воде 15 мкг/л урана при хроническом воздействии [9]. Среднее природное содержание урана в пресных водах составляет 1 мкг/л (0,002–50 мкг/л) [12].

Цель исследования – сравнение ограничения поступления ²³⁸U в поверхностные воды с учетом только радиационного воздействия (по НРБ-99/2009⁴) и химической токсичности (по ГН 2.1.5.2280-07¹). Для этого выполнен расчет объемной активности ²³⁸U в воде, при которой доза облучения критической группы населения от водопользования составит 0,1 мЗв/год (сценарий 1 – водный объект используется для питьевого водоснабжения) или 1 мЗв/год (сценарий 2 – водный объект не используется для питьевого водоснабжения). Полученные объемные активности пересчитаны в концентрации ²³⁸U в воде, мкг/л, и сопоставлены с ПДК урана 15 мкг/л по ГН 2.1.5.2280-07¹. Для сравнения также оценена объемная активность/концентрация в воде, при которой достигается ранее действовавший предел годового поступления ²³⁸U с водой и пищей для населения 600 Бк/год.

Задачи исследования

Задачей исследования является оценка того, насколько учет ограничений, накладываемых действующими гигиеническими нормативами по химической токсичности урана, может повлиять на расчетную величину допустимого сброса ²³⁸U в поверхностные воды.

Материалы и методы

Рассмотрены два сценария облучения населения от водопользования. В рамках сценария 1 расчет годовой дозы облучения критической группы населения от водопользования проведен с учетом следующих путей: внутреннее облучение от потребления питьевой воды, рыбы, овощей (выращенных с использованием загрязненной воды для полива), молока и мяса (в предположении водопоя скота из водного объекта); внешнее облучение от купания, ловли рыбы, пребывания на заливных землях; часть дозовой квоты 0,1 мЗв/год. В рамках сценария 2 рассмотрены все те же пути водопользования, что и в сценарии 1, кроме потребления питьевой воды из водного объекта; дозовая квота 1 мЗв/год.

Доза облучения населения от потребления питьевой воды, содержащей ²³⁸U, Зв/год, рассчитана по формуле:

$$D_w = \varepsilon_{ing} \cdot V \cdot C_w, (1)$$

где $\varepsilon_{ing} = 4,5 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк – дозовый коэффициент при поступлении ²³⁸U в организм взрослого человека пероральным путем (НРБ-99/2009⁴); $V = 0,73$ м³/год – потребление воды взрослым человеком (НРБ-99/2009⁴); C_w – объемная активность воды в водном объекте на участке водопользования, Бк/м³.

² Санитарные правила работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений №333-60. М.: Госатомиздат, 1960. 118 с. [Sanitary rules for working with radioactive substances and sources of ionizing radiation No. 333-60. Moscow: Gosatomizdat, 1960. 118 p. (In Russ.)]

³ СП 2.6.1.758-99 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Минздрав России, 1999. 115 с. [Radiation Safety Standards (NRB-99). State Sanitary-Epidemiological Rules and Norms. Moscow, Ministry of Health of Russia, 1999, 115 p (In Russ.)]

⁴ СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с. [Radiation Safety Standards (NRB-99/09). Sanitary-Epidemiological Rules and Norms. Moscow, Federal Center of Hygiene and Epidemiology Publ., 2009, 100 p. (In Russ.)]

Доза облучения населения от потребления рыбы, накапливающей ^{238}U , Зв/год, рассчитана по формуле:

$$D_f = \varepsilon_{\text{ing}} \cdot R_f \cdot CF_f \cdot C_w, (2)$$

где $R_f = 20$ кг/год – потребление рыбы, выловленной в одном объекте; $CF_f = 9,6 \cdot 10^{-4}$ м³/кг – коэффициент накопления ^{238}U в пресноводной рыбе (РБ-126-17)⁵.

Доза облучения населения от потребления овощей, выращенных с использованием для полива воды из водного объекта, содержащего ^{238}U , Зв/год, оценена по формуле:

$$D_v = \varepsilon_{\text{ing}} \cdot R_v \cdot K_{t,v} \cdot C_w, (3)$$

где $R_v = 100$ кг/год – потребление овощей; $K_{t,v} = 3,6 \cdot 10^{-4}$ м³/кг – коэффициент перехода ^{238}U из воды в овощную продукцию при поливе, рассчитанный с применением метода и численных значений параметров, указанных в РБ-126-17⁵.

Доза облучения населения от потребления молока и мяса, полученного при использовании для водопоя скота воды, содержащей ^{238}U , Зв/год, оценена по формуле:

$$D_m = \sum_{i=1}^2 \varepsilon_{\text{ing}} \cdot R_{m,i} \cdot K_{t,m,i} \cdot C_w, (4)$$

где $R_{m,1} = 250$ кг/год, $R_{m,2} = 100$ кг/год – потребление молока и мяса соответственно; $K_{t,v,1} = 3,6 \cdot 10^{-5}$ м³/кг; $K_{t,v,2} = 1,2 \cdot 10^{-4}$ м³/кг – коэффициенты перехода ^{238}U из воды в молоко и мясо соответственно, при водопое скота, по РБ-126-17⁵.

Доза внешнего облучения населения от ^{238}U при водопользовании существенно ниже внутреннего. Она рассчитана по формуле:

$$D_{\text{ext}} = \sum_{j=1}^3 F_{\text{ext},j} \cdot C_w, (5)$$

где $F_{\text{ext},1} = 2,0 \cdot 10^{-15}$; $F_{\text{ext},2} = 4,0 \cdot 10^{-15}$; $F_{\text{ext},3} = 4,4 \cdot 10^{-12}$ – обобщенные дозовые коэффициенты для учета внешнего облучения от купания, ловли рыбы и пребывания на заливных землях соответственно, Зв·м³/Бк·год, рассчитанные с использованием численных значений параметров, указанных в РБ-126-17⁵.

Тогда объемная активность ^{238}U в воде, Бк/м³, при которой доза облучения критической группы населения от водопользования составит 0,1 мЗв/год (сценарий 1), определяется по формуле:

$$C_w^{\text{max},1} = \frac{10^{-4}}{\varepsilon_{\text{ing}} \cdot (V + R_f \cdot CF_f + R_v \cdot K_{t,v} + \sum_{i=1}^2 R_{m,i} \cdot K_{t,m,i}) + \sum_{j=1}^3 F_{\text{ext},j}}, (6)$$

Аналогично для сценария 2 объемная активность ^{238}U в воде, Бк/м³, при которой доза облучения критической группы населения от водопользования составит 1 мЗв/год, рассчитывается следующим образом:

$$C_w^{\text{max},2} = \frac{10^{-3}}{\varepsilon_{\text{ing}} \cdot (R_f \cdot CF_f + R_v \cdot K_{t,v} + \sum_{i=1}^2 R_{m,i} \cdot K_{t,m,i}) + \sum_{j=1}^3 F_{\text{ext},j}}, (7)$$

Объемная активность ^{238}U в воде, соответствующая его концентрации на уровне ПДК 15 мкг/л, равна $C_w^{\text{max},2} = 187$ Бк/м³.

Объемная активность ^{238}U в воде, Бк/м³, при которой достигается ранее действовавший предел годового поступления этого радионуклида в организм человека из группы «население» (устанавливавшийся с учетом химической токсичности урана) 600 Бк/год, с учетом использования водного объекта как источника питьевого водоснабжения, вычисляется по формуле:

$$C_w^{\text{ППП}} = \frac{600}{V + R_f \cdot CF_f + R_v \cdot K_{t,v} + \sum_{i=1}^2 R_{m,i} \cdot K_{t,m,i}} (8)$$

Результаты и обсуждение

В таблице представлены результаты расчетов объемных активностей ^{238}U в воде, формирующих годовую дозу облучения населения 0,1 мЗв/год (при условии использования водного объекта как источника питьевой воды, сценарий 1), 1 мЗв/год (водный объект не используется для питьевого водоснабжения, сценарий 2). Для сравнения приведены расчетные значения объемной активности ^{238}U в воде, соответствующей его концентрации на уровне ПДК 15 мкг/л, и той объемной активности ^{238}U в воде, при которой достигается ранее действовавший ППП 600 Бк/год. Для наглядности все эти значения также приведены в пересчете на мкг/л.

Из таблицы видно, что все предельные концентрации ^{238}U в воде, оцененные на основе радиационных критериев, существенно выше ПДК урана, установленной ГН 2.1.5.2280-07¹ на основе данных о его химической токсичности. Концентрация ^{238}U в воде, при которой достигается часть дозовой квоты 0,1 мЗв/год с учетом всех путей водопользования, превышает ПДК в 15 раз. Если водный объект не используется для питьевого водоснабжения, то предельная концентрация ^{238}U в воде, рассчитанная только из условия не превышения дозовой квоты 1 мЗв/год, будет выше ПДК в 1500 раз. Предельная концентрация ^{238}U в воде, полученная из условия не превышения ранее действовавшего предела годового поступления урана с водой и пищей для населения 600 Бк/год, больше ПДК в 4 раза. Это, возможно, обусловлено ужесточением величины ПДК

⁵ РБ-126-17 Руководство по безопасности при использовании атомной энергии «Рекомендуемые методы расчета параметров, необходимых для разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты». М.: Ростехнадзор, 2017. 33 с. [GS-126-17 Safety guide for the use of nuclear energy «Recommended methods for calculating parameters necessary for the development of standards for permissible discharges of radioactive substances into water objects». Moscow: Rostekhnadzor, 2017. 33 p. (In Russ.)]

урана в гигиенических нормативах ГН 2.1.5.2280-07¹, в связи с отнесением его к 1-му классу опасности.

Таблица

Результаты расчетов объемных активностей/концентраций ^{238}U в воде в сравнении с действующим ПДК урана для водных объектов

[Table

Results of calculations of volume activities/concentrations of ^{238}U in water in comparison with the current MPC of uranium for water bodies]

Характеристика [Characteristics]	Значение [value]	
	Бк/м ³ [Bq/m ³]	мкг/л [mkg/l]
$C_w^{\max,1}$	2760	220
$C_w^{\max,2}$	290000	23200
$C_w^{\text{ПП}}$	743	60
$C_w^{\text{ПДК}}$	187	15

Рассмотрим, насколько учет ограничений по химической токсичности урана может повлиять на оценку допустимых сбросов ^{238}U в водные объекты. Предположим, что предприятие осуществляет сброс ^{238}U из организованного сбросного устройства мощностью $v_a = 0,02 \text{ м}^3/\text{с}$ в реку с расходом воды $v_r = 0,1 \text{ м}^3/\text{с}$, шириной 10 м, средней глубиной 2 м. Пусть часть дозовой квоты, выделенная для нормирования воздействия сбросов предприятия, составляет 0,1 мЗв/год. Реализуются все пути водопользования, рассмотренные нами в рамках сценария 1 настоящей статьи. Используем все те же значения параметров, что и при расчетах величины $C_w^{\max,1}$. Предположим, что критический участок водопользования по всем путям находится в 5 км ниже по течению от источника сбросов. Фактор разбавления Φ для этого участка в предположении полного перемешивания рассчитывается по формуле:

$$\Phi = \frac{1}{3,15 \cdot 10^7 \cdot (v_a + v_r)}, \quad (9)$$

и равен $2,65 \cdot 10^{-7} \text{ год/м}^3$.

Для данного примера допустимый сброс по радиационному фактору, Бк/год, может быть определен по формуле:

$$ДС = \frac{C_w^{\max,1}}{\Phi}, \quad (10)$$

где $C_w^{\max,1} = 2760 \text{ Бк/м}^3$ (см. табл.). Расчетное значение допустимого сброса ^{238}U , при котором не будет превышена часть дозовой квоты 0,1 мЗв/год, составляет $1,04 \cdot 10^{10} \text{ Бк/год}$.

Методика ДС-2016⁶ требует учета еще трех дополнительных критериев ограничения допустимого сброса радионуклидов, но в рассматриваемом примере они не являются лимитирующими.

Если в формуле (10) вместо $C_w^{\max,1}$ использовать $C_w^{\text{ПДК}}$, соответствующую гигиеническому нормативу по химической токсичности урана, то расчетное значение допустимого сброса ^{238}U для данного примера снизится в 15 раз и составит $7,06 \cdot 10^8 \text{ Бк/год}$. Таким образом, соблюдение санитарных правил в области радиационной безопасности населения при нормировании сбросов ^{238}U в поверхностные воды не гарантирует автоматического соблюдения гигиенических нормативов по ограничению токсического воздействия урана на человека и окружающую среду. В настоящее время сбросы ^{238}U в поверхностные воды предприятиями атомной отрасли, как правило, нормируются по радиационному фактору. Учет и контроль сбросов ^{238}U в водные объекты производится в единицах активности (Бк/год) в соответствии с действующими разрешениями на сброс радиоактивных веществ.

Решение данной проблемы путем установления для сбросов урана предприятиями атомной отрасли отдельных нормативов в мг/год с включением их в разрешение на сброс химических веществ, по нашему мнению, не является оптимальным, поскольку в этом случае организации придется вести двойной учет и контроль одной и той же характеристики в разных единицах измерения. Важно гармонизировать санитарные нормы и правила в области радиационной и химической безопасности в части нормирования урана.

Необходимо учесть химическую токсичность ^{238}U при разработке новых нормативов качества окружающей среды. В соответствии с постановлением Правительства РФ № 149 от 13.02.2019 г. для радиоактивных веществ такие нормативы должны быть установлены «на уровне значений предельных концентраций радионуклидов, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экологических систем и сохраняется биологическое разнообразие». Как уже упоминалось, действующее в России значение ПДК урана в воде 15 мкг/л в точности соответствует канадскому нормативу, установленному по ограничению вредного воздействия для водных экосистем. Показатели нормативов качества окружающей среды должны войти в систему нормирования сбросов радиоактивных веществ, учитывая в случае необходимости химическую токсичность некоторых радионуклидов для человека и природных экосистем.

Заключение

Действующие критерии нормирования поступления урана в поверхностные воды по радиационному и химическому фактору не гармонизированы друг с другом. При том, что сбросы ^{238}U в поверхностные воды предприятиями атомной отрасли нормируются по радиационному фактору, выполнение санитарных правил в области радиационной безопасности населения не гарантирует соблюдения гигиенических нормативов по ограничению токсического воздействия урана на человека и окружающую среду. Учет ограничений, накладываемых действующими гигиеническими нормативами по химической токсичности урана,

⁶ Методика разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты для водопользователей. М.: Ростехнадзор, 2016. 22 с. [Methodology for developing standards for permissible discharges of radioactive substances into water objects for water users. Moscow: Rostekhnadzor, 2016. 22 p. (In Russ.)]

значительно снижает расчетную величину допустимого сброса ^{238}U в водные объекты. Необходимо разработать нормативы качества окружающей среды для ^{238}U с учетом его химической токсичности и включить их в систему нормирования допустимых сбросов радиоактивных веществ.

Литература

1. Баженов А.В., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник; под общ. ред. Ильина Л.А., Филова В. А. Ленинград: Химия, 1990. 463 с.
2. Новиков Ю.В. Гигиенические вопросы изучения содержания урана во внешней среде и его влияния на организм. М.: Медицина, 1974. 232 с.
3. Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ. М.: Энергоатомиздат, 1990. 336 с.
4. Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. Пер. с англ. Алексахина Р.М. и др.; под ред. и с предисл. Лярского П.П. М.: Атомиздат, 1967. 332 с.
5. Stannard J.N. Radioactivity and Health: A History. – National Technical Information Service, Battelle Memorial Institute. Springfield, Virginia. 1988. 1963 p.
6. ATSDR 2013. Toxicological Profile for Uranium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, US. 2013. 526 p.
7. WHO 2001. Depleted Uranium: Sources, Exposure and Health Effects. WHO/SSDE/PHE/01.1. Geneva: WHO, 2001. 209 p.
8. Гуськова В.Н. Уран. Радиационно-гигиеническая характеристика. М.: Атомиздат, 1972. 216 с.
9. Canadian Water Quality. Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Uranium. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2011. 9 p.
10. Стамат И.П., Ступина В.В. О нормировании показателей радиационной безопасности минеральных природных вод // Радиационная гигиена. 2014. Т. 7, № 2. С. 30–36.
11. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. Safety series No.115. Vienna: IAEA, 1996. 354 p.
12. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 1992. 272 с.

Поступила: 19.03.2020 г.

Крышев Александр Иванович – доктор биологических наук, заведующий лабораторией эколого-геофизического моделирования и анализа риска Научно-производственного объединения «Тайфун» Росгидромета. **Адрес для переписки:** 249038, Калужская область, г. Обнинск, ул. Победы, 4; E-mail: ecomod@yandex.ru

Сазыкина Татьяна Григорьевна – доктор физико-математических наук, главный научный сотрудник лаборатории эколого-геофизического моделирования и анализа риска Научно-производственного объединения «Тайфун» Росгидромета, Обнинск, Россия

Павлова Надежда Николаевна – кандидат биологических наук, научный сотрудник лаборатории эколого-геофизического моделирования и анализа риска Научно-производственного объединения «Тайфун» Росгидромета, Обнинск, Россия

Для цитирования: Крышев А.И., Сазыкина Т.Г., Павлова Н.Н. Вопросы нормирования поступления ^{238}U в поверхностные воды с учетом его радиационного и токсического действия // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 41–46. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-41-46

Issues of establishing the permissible discharge levels of ^{238}U to surface waters taking into account its radiation and toxic effects

Alexander I. Kryshev, Tatiana G. Sazykina, Nadezhda N. Pavlova

Research and Production Association «Typhoon», Roshydromet, Obninsk, Russia

At present, discharges of ^{238}U to surface waters by nuclear industry enterprises are limited by radiation factor. Registration and control of ^{238}U discharges to water bodies is performed in units of radioactivity (Bq/year) according to the current permit for the water discharge of radioactive substances. At the same time, uranium belongs to the 1st hazard class by its chemical toxicity (extremely dangerous chemicals), it has hygienic standard for content in surface waters. A comparison was made for the limitation of ^{238}U intake to surface waters, taking into account radiation exposure and chemical toxicity. Activity concentration of ^{238}U in water was

Alexander I. Kryshev

Research and Production Association «Typhoon»

Address for correspondence: Pobedy str., 4, Obninsk, Kaluga region, 249038, Russia; E-mail: ecomod@yandex.ru

calculated, at which the annual dose for a critical population group from water use would be 0,1 mSv/year (scenario 1 – the water object is used for drinking water supply) or 1 mSv/year (scenario 2 – the water object is not used for drinking water supply). The calculated activity concentrations were expressed in units of mass concentrations and compared with the maximum permissible concentration of uranium in water, established in Russia, 15 mkg/L. It is shown that compliance with the radiation safety norms does not automatically guarantee compliance with the current hygienic standards for limiting the toxic effects of uranium on population and the environment. The concentration of ^{238}U in water producing the annual dose to population 0,1 mSv taking into account all exposure pathways, exceeds the maximum permissible concentration of uranium in water by 15 times. If water body is not used for drinking water supply, the calculated concentration of ^{238}U in water producing the annual dose to population 1 mSv, is higher than the maximum permissible concentration of uranium in water by 1500 times. The restrictions imposed by the current hygienic standards for the chemical toxicity of uranium could reduce the permissible discharge levels of ^{238}U to surface waters. It is necessary to develop environmental quality standards for ^{238}U , taking into account its chemical toxicity, and include them to the system of establishment of permissible discharge limits of radioactive substances.

Key words: uranium, norms, population, water body, permissible discharge level, dose, chemical toxicity.

References

1. Bazhenov VA, Buldakov LA, Vasilenko IV. Harmful chemicals. Radioactive Substances: Handbook. Leningrad: Chemistry; 1990. 463 p. (In Russian).
2. Novikov YV. Hygienic issues of the uranium in the environment and its influence on organism. Moscow: Medicine; 1974. 232 p. (In Russian).
3. Zhuravlev VF. Toxicology of radioactive substances. Moscow: Energoatomizdat; 1990. 336 p. (In Russian).
4. Eisenbud M. Environmental radioactivity. Translation from English by Alexakhin RM, et al.; ed. by Lyarsky PP. Moscow: Atomizdat; 1967. 332 p. (In Russian).
5. Stannard JN. Radioactivity and Health: A History. National Technical Information Service, Battelle Memorial Institute. Springfield, Virginia; 1988. 1963 p.
6. ATSDR 2013. Toxicological Profile for Uranium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, US; 2013. 526 p.
7. WHO 2001. Depleted Uranium: Sources, Exposure and Health Effects. WHO/SSDE/PHE/01.1. Geneva: WHO; 2001. 209 p.
8. Guskova V.N. Uranium. Radiation and hygienic characteristics. Moscow: Atomizdat; 1972. 216 p. (In Russian).
9. Canadian Water Quality. Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Uranium. Canadian Council of Ministers of the Environment; 2011. 9 p.
10. Stamat IP, Stupina VV. On standardization of radiation protection indexes of natural mineral waters. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2014;7(2): 30-36. (In Russian).
11. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. Safety series No.115. Vienna: IAEA; 1996. 354 p.
12. Titaeva NA. Nuclear Geochemistry. Moscow: Moscow University Press; 1972. 272 p. (In Russian).

Received: March 19, 2020

For correspondence: Alexander I. Kryshev – Doctor of Biological Sciences, Head of the Laboratory of Ecological and Geophysical Modeling and Risk Analysis of the Research and Production Association «Typhoon», Roshhydromet. (Pobedy str., 4, Obninsk, Kaluga region, 249038, Russia; E-mail: ecomod@yandex.ru)

Tatiana G. Sazykina – Doctor of Physical and Mathematical Sciences, Chief Researcher of the Laboratory of Ecological and Geophysical Modeling and Risk Analysis of the Research and Production Association «Typhoon», Roshhydromet, Obninsk, Russia

Nadezhda N. Pavlova – Candidate of Biological Sciences, Researcher of the Laboratory of Ecological and Geophysical Modeling and Risk Analysis of the Research and Production Association «Typhoon», Roshhydromet, Obninsk, Russia

For citation: Kryshev A.I., Sazykina T.G., Pavlova N.N. Issues of establishing the permissible discharge levels of ^{238}U to surface waters taking into account its radiation and toxic effects. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. pp. 41-46. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-41-46

Сравнительный анализ накопления радона в зданиях различного класса энергоэффективности на примере пяти российских городов

И.В. Ярмошенко, А.Д. Онищенко, Г.П. Малиновский, А.В. Васильев, Е.И. Назаров,
М.В. Жуковский

Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук,
Екатеринбург, Россия

Выполнен сравнительный анализ объемной активности радона в современных жилых многоэтажных зданиях повышенного класса энергоэффективности и зданиях массовой типовой застройки городских кварталов XX в. и более раннего периода. Исследование проведено в российских городах, расположенных в различных климатических зонах, — Екатеринбурге, Краснодаре, Санкт-Петербурге, Салехарде, Челябинске. Величина объемной активности радона в зданиях измерялась с использованием интегральных радиометров радона на основе твердотельных трековых детекторов по единой методике. Обследованная выборка включала 498 квартир в многоквартирных зданиях. Среди всех обследованных типов зданий наибольшая средняя арифметическая объемной активности радона наблюдается в современных энергоэффективных домах — 43 Бк/м³. В других типах зданий получены следующие средние арифметические объемной активности радона: кирпичные дома этажностью 2–5 этажей — 35 Бк/м³, панельные пятиэтажные дома — 32 Бк/м³, панельные дома этажностью 7–12 этажей 1970–1990-х гг. постройки — 22 Бк/м³, кирпичные дома этажностью более 5 этажей 1970–1980-х гг. постройки — 20 Бк/м³, многоэтажные панельные здания, построенные в период с 1990 г. по настоящее время, — 24 Бк/м³. Результаты исследования подтверждают предположение о том, что в России в современных многоэтажных энергоэффективных домах объемная активность радона в среднем выше, чем в типовых жилых зданиях советского периода. Относительно повышенное накопление радона в энергоэффективных зданиях связано со снижением воздухопроницаемости оболочки здания и вклада свежего воздуха в общий воздухообмен. Несмотря на то, что в рамках настоящего исследования не выявлены случаи превышения гигиенических нормативов по содержанию радона в воздухе помещений, относительный рост объемной активности радона в зданиях повышенной энергоэффективности требует внимания с точки зрения реализации принципа оптимизации радиационной безопасности. В перспективе массовое строительство энергоэффективных зданий может привести к росту средних и коллективных доз облучения городского населения Российской Федерации.

Ключевые слова: радон, обследование, радиационная безопасность, строительство, энергоэффективность.

Введение

Радиоактивный газ радон образуется повсеместно в земной коре, породах, строительных материалах, имеет возможность мигрировать по газопроницаемым средам, а также диффундировать в пористом пространстве. Поступая из грунта и строительных материалов, радон накапливается в замкнутом объеме помещений, при этом его объемная активность (ОА) колеблется в очень широком диапазоне — от десятков до тысяч Бк/м³. Среднемировая ОА радона в жилых зданиях составляет, по разным данным, 40–50 Бк/м³, при этом наблюдается значительная вариабельность уровней накопления в различных жилищах. По данным работы [1], средняя арифметическая ОА радона в жилых зданиях регионов России варьирует от 20 до 230 Бк/м³. По нашим оценкам, при-

мерно в одном проценте жилищ России ОА радона превышает 400 Бк/м³ [2].

Негативный эффект облучения радоном для здоровья человека показан в целом спектре эпидемиологических исследований. Наблюдения за состоянием здоровья шахтеров, подвергавшихся высоким уровням экспозиции на рабочих местах, показали, что радон является одной из значимых причин рака легкого. При этом онкологический риск может реализоваться через значительный период времени после облучения [3]. Тщательно спланированные исследования по принципу случай — контроль позволили численно оценить дополнительный относительный риск рака легкого при невысоких экспозициях в жилых зданиях [4, 5]. Экологические географически коррелированные исследования подтвердили статистическую

Малиновский Георгий Петрович

Институт промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук

Адрес для переписки: 620990, Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20; E-mail: georgy@ecko.uran.ru

связь онкологического риска и радона [6]. С учетом распространённости, уровней воздействия и негативного эффекта радон относится к глобальным факторам риска. По данным авторитетного международного научного издания Lancet [7], радон занимает пятое место среди факторов риска, связанных с загрязнением окружающей среды, и ответственен суммарно на планете за более чем 1 млн потерянных лет жизни ежегодно.

Облучение радоном в жилищах занимает особое место среди проблем радиационной безопасности. С учетом того, что защита населения от радона обеспечивается в контексте обращения с природной радиоактивностью при строительстве и эксплуатации зданий, важным аспектом проблемы радона является постоянное изменение строительных технологий и влияние этих изменений на процессы поступления радона в здание. Первые поселения человечества начали строить примерно 10 000 лет назад в эпоху неолитической революции и перехода к оседлому образу жизни. Неолитические дома представляли собой примитивные конструкции из саманного кирпича или глины, в которых жилое помещение располагалось непосредственно на грунте. Развитие строительных технологий включало появление фундамента, капитальных стен, систем отопления и вентиляции, многоэтажных строений, остекленных окон и т.д. Каждое из нововведений непосредственно или косвенным образом влияло на поток радона в системе грунт – здание. С началом использования минерального сырья в здании появился новый источник поступления радона – строительные материалы.

В современном обществе одним из требований к строительной отрасли является повышение энерго- и теплосбережения при эксплуатации зданий. Снижение энергопотребления достигается такими архитектурно-строительными решениями, как применение монолитных бетонных и железобетонных конструкций в сочетании с использованием эффективных утеплителей, герметичных стеклопакетов и внешних изоляционных панелей, а также специальных требований к планировке. В Российской Федерации меры по энергосбережению при строительстве новых зданий внедряются с конца 1990-х гг.

Использование решений, повышающих энергоэффективность здания, приводит к созданию условий для накопления радона в воздухе жилищ за счет снижения кратности воздухообмена. В рамках исследований, проведенных в Екатеринбурге, была показана низкая кратность воздухообмена в энергоэффективных многоэтажных зданиях в пассивном режиме эксплуатации, когда перекрыты пути естественного притока свежего воздуха и отключены другие системы вентиляции (порядка 0,1–0,2 час⁻¹) [8, 9, 10]. Несмотря на то, что в активном режиме при открытых форточках или окнах обеспечивается приток свежего воздуха и воздухообмен соответствует установленным санитарным требованиям (не менее 0,35 час⁻¹), в среднем кратность воздухообмена в энергоэффективных зданиях ниже, чем в других типах многоэтажных зданий. Влияние мер по энергосбережению и снижению воздухообмена в здании в режиме неконтролируемой вентиляции (пассивном режиме) на ОА радона было обнаружено в ряде исследований в различных странах мира. Как показано в работе [8], ОА радона в новых энергоэффективных зданиях в среднем не менее чем на 27% выше, чем в

обычных зданиях, в зависимости от климатических условий. В отдельных зданиях было обнаружено превышение санитарно-гигиенических нормативов.

Пример города Екатеринбурга продемонстрировал важность проблемы изучения накопления радона в энергоэффективных зданиях. Однако полученных данных недостаточно для обоснованных обобщающих выводов о степени влияния современных подходов к энергосбережению в жилищно-коммунальном хозяйстве на облучение радоном населения России и обоснования соответствующих мер защиты населения.

Задача настоящего исследования – оценить актуальность проблемы повышенного накопления радона в многоэтажных энергоэффективных зданиях в различных регионах России. Исследование проведено на примере пяти городов Российской Федерации с высокими темпами застройки и наибольшим потенциалом энергосбережения. В рамках исследования проведено радоновое обследование представительного числа помещений в зданиях различного класса энергоэффективности, построенных в различных климатических зонах и по различным технологиям.

Материалы и методы

Места проведения исследования

Для проведения радонового обследования отобраны пять городов Российской Федерации, расположенные в различных климатических зонах, в которых были достигнуты достаточно высокие темпы жилищного строительства в последние десятилетия. Четыре города являются крупными административными центрами с числом жителей около или более миллиона – Екатеринбург, Краснодар, Санкт-Петербург, Челябинск. Застройка этих городов включает исторический центр и прилегающие микрорайоны массового типового многоэтажного строительства XX и XXI вв. Также проведено обследование в городе Салехард, расположенном в арктической зоне РФ, в котором меры по энергосбережению принимались во все исторические периоды. Климатические характеристики обследованных городов представлены в таблице 1.

Выборочное обследование

Основным методом исследования являлось обследование уровней накопления радона в специализированных выборках зданий. Базовые требования к организации и проведению радонового обследования выдвигались основоположником исследований по радоновой тематике в России Э.М. Крисюком в 1980-х гг. [11, 12] и другими учеными за рубежом (обзор методов представлен в докладе МАГАТЭ [13]). Эти требования включают необходимость создания представительной выборки жилищ и проведение измерений среднегодовой ОА радона в жилищах с использованием единой методики.

В настоящем исследовании в каждом городе формировались две подвыборки. В первую включались квартиры в многоэтажных домах с повышенным классом энергоэффективности; во вторую – многоэтажные многоквартирные здания, относящиеся к пониженным классам энергоэффективности.

Выборки формировались на основе следующих способов:

Население и климатические характеристики обследованных городов

Таблица 1

Population and climatic conditions of the cities surveyed

[Table 1]

Город [City]	Население в 2019 г.* [Population in 2019]	Климат** [Climate]	Среднегодовая температура** [Average annual temperature]	Среднемесячная температура января** [Average temperature in January]	Среднемесячная температура июля** [Average temperature in July]
Екатеринбург [Ekaterinburg]	1 483 119	Умеренно-континентальный / континентальный [Temperate continental / continental]	3,0	-12,6	19,0
Челябинск [Chelyabinsk]	1 200 719	Умеренно-континентальный / резко-континентальный [Temperate continental / strongly continental]	3,2	-14,1	19,3
Санкт- Петербург [St. Petersburg]	5 383 890	Умеренно-континентальный / умеренно-морской [Temperate continental / mod- erately marine]	5,8	-5,5	18,8
Краснодар [Krasnodar]	918 145	Умеренно-континентальный / субтропический [Temperate continental / subtropical]	12,1	0,6	24,1
Салехард [Salekhard]	50 064	Умеренно-континентальный / субарктический [Temperate continental/ subarctic]	-5,7	-23,2	14,8

* – по данным Федеральной службы государственной статистики на 1 января 2019 г.

[*according to the Federal service on state statistics on 1st of January 2019];

** – по данным Справочно-информационного портала «Погода и климат» <http://www.pogodaiklimat.ru/>

[**according to the Information portal "Weather and climate"]

– приглашение добровольцев из интернет-сообществ жильцов зданий, относящихся к одному из требуемых типов;

– привлечение организованных групп населения – сотрудников научных и образовательных учреждений;

– использование личных контактов сотрудников ИПЭ УрО РАН.

Для распространения информации об исследовании и привлечения добровольцев среди жителей Челябинска, Санкт-Петербурга и Краснодара была создана специальная группа в социальной сети ВКонтакте и интернет-сайт.

В Челябинске из числа представителей организованных групп к участию в исследовании привлекались сотрудники ФГБУН УНПЦРМ ФМБА России, учителя школ и школьники; в Санкт-Петербурге – сотрудники ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, в Краснодаре – сотрудники ФГБНУ ВНИИБЗР и Кубанского государственного университета. В среднем две трети сформированных выборок составляли добровольцы, одну треть – сотрудники различных учреждений. В Салехарде в исследовании принимали участие только сотрудники ГКУ ЯНАО «Научный центр изучения Арктики».

В г. Екатеринбурге подвыборки были сформированы по результатам исследований, выполненных ранее в рамках других научно-исследовательских работ. В настоящее исследование были включены данные об измерениях интегральными трековыми радиометрами радона в много-

квартирных многоэтажных жилых домах, для которых имелась полная информация по объекту. В число участников исследования в г. Екатеринбурге вошли учителя школ, сотрудники Министерства общественной безопасности Свердловской области и добровольцы, набранные по личным контактам сотрудников ИПЭ УрО РАН.

Группы исследования формировались с некоторым запасом по числу участников с тем, чтобы получить необходимое число измерений с учетом возможных потерь радиометров радона, а также утраты контакта с участниками.

На этапе формирования выборок класс энергоэффективности оценивался экспертно с учетом года постройки, данных о характеристиках жилого фонда и баз данных ЖКХ, размещенных в сети Интернет, а также визуального анализа с использованием функций панорамных видов улиц городов в картографических приложениях Google, Яндекс, 2ГИС и др.

В каждой подвыборке проводились измерения с целью установить параметры распределения ОА радона – среднее арифметическое, среднее геометрическое и параметр, характеризующий рассеяние. В каждом городе экспонирование радиометров радона проводились одновременно в обеих подвыборках.

Метод измерения

Измерения ОА радона выполнялись с использованием интегрирующих радиометров радона типа RSKS на ос-

нове твердотельных трековых детекторов CR-39 фирмы Radosys (Венгрия). В каждой квартире устанавливали два радиометра радона, при наличии возможности – по одному в разных жилых комнатах. Радиометры радона экспонировались в атмосфере помещений в среднем 3 месяца. Лабораторная обработка и подсчет треков проводились в ИПЭ УрО РАН.

Участники обследования самостоятельно заполняли регистрационную карточку жилища. С учетом задач исследования, помимо обычных для радонового обследования характеристик (год постройки, материал стен и перекрытий, этажность и др.), регистрировались данные о типе вентиляции, частоте проветривания, типе окон.

Для метрологического обеспечения надежности проводимых измерений было проведено экспонирование радиометров радона в атмосфере с контролируемой величиной ОА. В качестве источников радона использовались источники NIST (Национальный институт стандартов и технологий США) с известной скоростью эманации и активностью радия-226. Экспонирование проводилось в камере известного объема. Величина ОА радона контролировалась с помощью радон-монитора AlphaGuard RQ2000 Pro. Проведенные калибровочные измерения использованы для уточнения коэффициента чувствительности радиометров радона.

Результаты и обсуждение

Всего для экспонирования в жилищах участникам исследования было передано 553 комплекта радиометров радона. В анализ включены результаты измерений в 498 квартирах. Часть выданных комплектов радиометров не были возвращены участниками по разным причинам, кроме того, по инициативе граждан часть радиометров была экспонирована в домах коттеджного типа, офисах и других помещениях, не рассматривавшихся в настоящем исследовании. Средняя температура за период экспонирования радиометров радона составила:

Екатеринбург	– 4,7 °С,
Краснодар	5,0 °С
Салехард	– 11,0 °С,
Санкт-Петербург	5,6 °С,
Челябинск	8,8 °С.

По результатам анализа регистрационных карт и дополнительной информации об обследованных зданиях весь жилой фонд был поделен на следующие основные категории:

1. Кирпичные здания от двух до пяти этажей. Дома данного типа возводились преимущественно в 1930–1960-е гг. Основной строительный материал – кирпич; перекрытия – железобетонные или деревянные. Внешние стены частично или полностью оштукатурены. Система вентиляции естественная. Вентилирование помещений производится под действием гравитационного и ветрового напора, обустроены вытяжные каналы вентиляции на кухне и в санузле. Лестничные пролеты обустроены единой системой от входа в подъезд до последнего этажа. В данную группу включены кирпичные «хрущевки», которые вместе с аналогичными панельными пятиэтажками составляли основной тип зданий периода массового жилищного строительства в 1950–1960-е гг.

2. Панельные пятиэтажные здания, «хрущевки». Дома данного типа возводились в 1950–1970-е гг. Внешние

стены, внутренние перегородки и перекрытия представляют собой сборные железобетонные панели. Система вентиляции естественная, обустроены вытяжные каналы вентиляции на кухне и в санузле. Лестничные пролеты обустроены единой системой от входа в подъезд до последнего этажа.

3. Панельные здания этажностью 7–12 этажей. Проекты домов данного типа использовались при массовой застройке микрорайонов в 1970–1980-е гг. Внешние стены, внутренние перегородки и перекрытия представляют собой сборные железобетонные панели. Лестничная клетка представляет собой единый объем по всей высоте здания. Кроме того, в подъезде размещена шахта лифта, часто есть мусоропровод. Вентиляция – приточная, вытяжная или приточно-вытяжная. Вентиляция помещений производится под действием гравитационного и ветрового напора.

4. Кирпичные дома этажностью более пяти этажей. Возведены в основном в 1970–1980-е гг. Межэтажные перекрытия – железобетонные. Лестничная клетка также формирует единый объем по всей высоте здания с примыкающей шахтой лифта, есть мусоропровод. Внешние стены многих зданий оштукатурены или имеют плиточное покрытие. В зданиях этого типа первые этажи часто отведены под нежилые помещения.

5. Панельные здания, возведенные в период с 1980-х гг. по настоящее время. Этот тип зданий отличается от панельных домов более ранних годов постройки повышенной этажностью (10 этажей и более), а также планировочными решениями. В частности, лестница может быть вынесена за внешнюю оболочку здания, шахта лифта изолирована.

6. Современные многоэтажные энергоэффективные здания. К этому типу отнесены здания более 8 этажей, возведенные в период с 2005 г. по настоящее время с применением энергосберегающих архитектурных решений и строительных технологий. Во всех помещениях здания используются пластиковые стеклопакеты, производится остекление лоджий. Внешняя оболочка здания дополнительно утеплена. Входные группы, лифтовые и переходы на пожарную лестницу оборудованы тамбурами и дверями с доводчиками.

Помимо перечисленных категорий зданий, в отдельных городах в подвыборки были включены следующие здания: в Санкт-Петербурге – дома дореволюционной постройки, многоэтажные многоквартирные кирпичные; в Салехарде – одно- и двухэтажные деревянные многоквартирные дома, построенные во второй половине XX в. Измерения были проведены в нескольких малоэтажных (пять этажей) многоквартирных современных энергоэффективных зданиях: в Санкт-Петербурге – 8, Екатеринбурге и Краснодаре – по одному.

По результатам измерений для каждого типа зданий рассчитывались такие параметры распределения, как среднее геометрическое и среднее арифметическое, стандартное отклонение логарифма ОА радона, а также 95-я процентиль (табл. 2).

В настоящем исследовании проведен сравнительный анализ уровней ОА радона в современных многоквартирных многоэтажных зданиях повышенного класса энергоэффективности и типичных зданиях массовой типовой застройки городских кварталов СССР и РФ в XX в. В пяти

Параметры распределения ОА радона в зданиях различного типа

Таблица 2

[Table 2]

Parameters of radon concentration distribution for different types of buildings

Тип зданий [Type of buildings]	N	Среднее арифметическое, Бк/м ³ [Arithmetic mean, Bq/m ³]	Среднее геометрическое, Бк/м ³ [Geometric mean, Bq/m ³]	Стандартное отклонение логарифма [Logarithmic stan- dard deviation]	95-я процентиль [95th percentile]
Екатеринбург [Ekaterinburg]					
Кирпичные 2–5 этажные [brick houses 2–5 floors]	11	39	28	0,97	138
Панельные 5-этажные [panel buildings 5 floors]	15	36	29	0,63	82
Панельные 7–12 этажные 1970–1990-х гг. [panel buildings 7–12 floors 1970–1990]	13	25	21	0,59	55
Кирпичные > 5 этажей 1970–1980-х гг. [brick houses >5 floors 1970–1980-s]	12	28	26	0,41	52
Панельные с 1990-х гг. по настоящее время [panel buildings 1990– present time]	16	34	29	0,60	78
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	35	82	66	0,67	199
Челябинск [Chelyabinsk]					
Кирпичные 2–5 этажные [brick houses 2–5 floors]	17	36	32	0,49	70
Панельные 5-этажные [panel buildings 5 floors]	16	27	25	0,38	47
Панельные 7–12-этажные 1970–1990-х гг. [panel buildings 7–12 floors 1970–1990]	17	21	20	0,27	32
Кирпичные > 5 этажей 1970–1980-х гг. [brick houses >5 floors 1970–1980-s]	3	19	19	0,02	19
Панельные с 1990-х гг. по настоящее время [panel buildings 1990– present time]	62	25	23	0,39	45
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	14	32	29	0,47	62
Санкт-Петербург [St. Petersburg]					
Дореволюционные [built before 1917]	14	12	10	0,65	30
Кирпичные 2–5 этажные [brick houses 2–5 floors]	14	26	21	0,67	63
Панельные 5-этажные [panel buildings 5 floors]	9	23	21	0,47	45
Панельные 7–12 этажные 1970–1990-х гг. [panel buildings 7–12 floors 1970–1990]	6	18	16	0,43	33
Кирпичные > 5 этажей 1970–1980-х гг. [brick houses >5 floors 1970–1980-s]	16	15	14	0,35	25
Панельные с 1990-х гг. по настоящее время [panel buildings 1990– present time]	23	17	15	0,45	32
Малозэтажные энергоэффективные [low-rise energy efficient buildings]	8	38	37	0,24	55
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	62	31	27	0,57	68
Краснодар [Krasnodar]					
Кирпичные 2–5 этажные [brick houses 2–5 floors]	10	42	36	0,53	86
Панельные 5-этажные [panel buildings 5 floors]	10	41	34	0,62	94

Тип зданий [Type of buildings]	N	Среднее арифметическое, Бк/м ³ [Arithmetic mean, Bq/m ³]	Среднее геометрическое, Бк/м ³ [Geometric mean, Bq/m ³]	Стандартное отклонение логарифма [Logarithmic stan- dard deviation]	95-я процентиль [95th percentile]
Панельные 7–12-этажные 1970–1990-х гг. [panel buildings 7–12 floors 1970–1990]	7	21	20	0,36	36
Кирпичные > 5 этажей 1970–1980-х гг. [brick houses >5 floors 1970–1980-s]	6	19	18	0,34	32
Панельные с 1990-х гг. по настоящее время [panel buildings 1990– present time]	24	20	18	0,45	38
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	36	28	27	0,29	43
Салехард [Salekhard]					
Многоквартирные деревянные [multi- family wooden]	7	29	28	0,29	46
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	13	54	49	0,41	96
По пяти городам [in five cities]					
Кирпичные 2–5 этажей [brick houses 2–5 floors]	52	35	28	0,70	90
Панельные 5-этажные [panel buildings 5 floors]	50	32	27	0,56	67
Панельные 7–12-этажные 1970–1990-х гг. [panel buildings 7–12 floors 1970–1990]	43	22	20	0,43	40
Кирпичные > 5-этажные 1970–1980-х гг. [brick houses >5 floors 1970–1980-s]	37	20	18	0,44	38
Панельные с 1990-х гг. по настоящее время [panel buildings 1990– present time]	125	24	21	0,49	47
Энергоэффективные >8 этажей [energy efficient buildings > 8 floors]	147	43	33	0,66	98

российских городах создавались выборки квартир в зданиях различного типа. Во всех зданиях по единой методике проводилось радоновое обследование. Измерения ОА радона выполнены с использованием радиометров радона RSKS, которые продемонстрировали высокую степень однородности результатов, прошли калибровку, как на предприятии-изготовителе, так и в рамках внутреннего лабораторного контроля. В каждом городе радиометры экспонировались одновременно во всех типах зданий. Температура атмосферного воздуха в период экспонирования примерно соответствовала среднегодовой, поэтому измеренные значения рассматривались в качестве среднегодовых.

По результатам проведенного анализа наименьший средний уровень ОА радона наблюдается в панельных и кирпичных домах этажностью выше пяти этажей, возведенных по типовым проектам 1970–1990-х гг. В этих типах зданий средняя арифметическая ОА радона составила 21 Бк/м³. Относительно более высокие уровни ОА радона зарегистрированы в малоэтажных (2–5 этажей) зданиях типовой застройки 1930–1960-х гг.; средняя арифметическая ОА радона составила 35 Бк/м³. Средние уровни ОА радона в этих типах зданий различаются по городам России незначительно. Среди всех обследованных типов зданий наибольшая средняя арифметическая ОА радона

наблюдается в современных энергоэффективных зданиях (43 Бк/м³). Уровень ОА радона в этом типе зданий выше, чем в многоэтажных панельных и кирпичных домах во всех городах (рис. 1).

Таким образом, подтверждается предположение о том, что в России в современных многоэтажных энергоэффективных домах ОА радона в среднем выше, чем в типовых жилых зданиях советского периода. В наибольшей степени это различие проявляется при сравнении новых домов повышенного класса энергоэффективности и панельных зданий 7–12 этажей класса энергоэффективности не выше «С» (рис. 2).

Рост энергоэффективности в домах после 2000 г. постройки обусловлен использованием непрерывной изолирующей оболочки здания из высокоэффективных теплоизоляционных материалов, отсутствием мостиков холода, герметичностью, а также большой площадью остекления лоджий, отсутствием балконов. Как показал анализ архитектурных и строительных характеристик обследованной выборки энергоэффективных зданий, эти дома характеризуются меньшим отношением жилой площади к общей площади помещений здания. При этом места общественного пользования (лифтовые, общедомовые площадки, колясочные и пр.) и офисные помещения в новых домах, как правило, отличает низкий

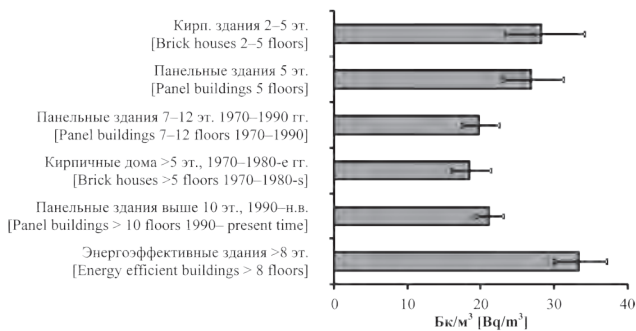


Рис. 1. Среднее геометрическое ОА радона в отдельных типах зданий (с 95% доверительным интервалом)

[Fig. 1. Geometric mean of radon concentration in certain types of buildings (with 95% confidence interval)]

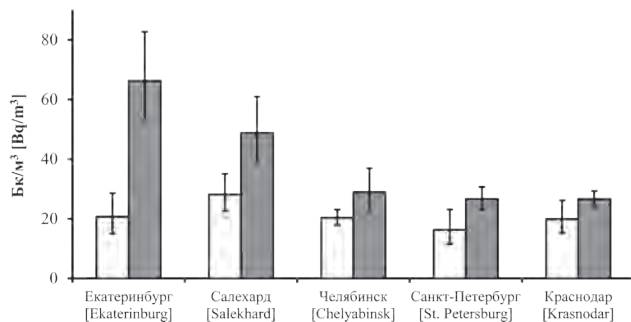


Рис. 2. Сравнение средних геометрических ОА радона в панельных зданиях 7–12 этажей 1970–1990-х гг. постройки (в Салехарде – многоквартирные деревянные дома) – столбик белого цвета и многоэтажных энергоэффективных зданий – столбик серого цвета

[Fig. 2. Comparison of the geometric means of radon concentrations in panel buildings 7–12 floors 1970–1990 (in Salekhard – multi-family wooden buildings) – white column, and multi-storey energy-efficient buildings – gray column]

воздухообмен помещений, в особенности в холодный период года. Такие меры позволяют значительно снизить затраты на подогрев поступающего воздуха. С другой стороны, снижение воздухопроницаемости существенно уменьшает вклад свежего воздуха в общий воздухообмен жилых помещений, что приводит к повышенному накоплению радона. Как показали предыдущие исследования в г. Екатеринбурге, в отдельных квартирах может наблюдаться превышение норматива по среднегодовой ЭРОА радона [8].

Наблюдаются определенные различия среднего уровня ОА радона в энергоэффективных зданиях в различных городах. Максимальное среднее арифметическое значение ОА радона в таком типе зданий выявлено в Екатеринбурге (82 Бк/м³), минимальное – в Краснодаре (28 Бк/м³). Различия могут быть связаны как с климатическими факторами, так и с различной удельной активностью радия-226 в строительных материалах. В городе Екатеринбурге измерения проводились в основном в более холодный период времени, в течение которого воздухообмен, организованный жильцами, как правило, ниже. Важным фактором является естественная радиоактивность строительных материалов, которые служат основным источником радона в помещениях многоэтажных зда-

ний, особенно на верхних этажах. Ранее в г. Екатеринбурге в отдельных квартирах проводились измерения удельной активности радия-226 в строительных материалах, и было показано относительно высокое значение этой величины (до 90 Бк/кг). Моделирование показало, что при такой удельной активности и низкой кратности воздухообмена ОА радона в помещении может достигать нескольких сотен Бк/м³ и превышать норматив [14].

Относительный рост ОА радона в зданиях, относящихся к повышенному классу энергоэффективности, требует внимания с точки зрения обеспечения радиационной безопасности населения. Массовое строительство энергоэффективных зданий, которое сейчас происходит в больших городах Российской Федерации, в перспективе может привести к росту средних и коллективных доз облучения городского населения. Потенциальный рост доз облучения необходимо анализировать с учетом принципа оптимизации. В то же время превышение действующего гигиенического норматива по содержанию радона в воздухе помещений в основном происходит в малоэтажных зданиях на территориях с повышенной радоноопасностью вследствие конвективного переноса радона в системе грунт – здание. Поэтому на радоноопасных территориях увеличение доли многоэтажных домов в жилом фонде потенциально будет приводить к положительному эффекту.

Заключение

Результаты обследования уровней накопления радона в зданиях различного типа в ряде городов России показали следующее:

- в домах повышенного класса энергоэффективности ОА радона в среднем превышает величину, характерную для зданий массовой многоэтажной застройки второй половины XX века;
- повышенная энергоэффективность является фактором, снижающим радоновую безопасность здания;
- в современных многоэтажных зданиях энергоэффективность не предопределяет превышение радиационно-гигиенического норматива по среднегодовой ЭРОА изотопов радона в воздухе помещений;
- относительно более высокие уровни ОА радона в энергоэффективных зданиях могут быть связаны с повышенной удельной активностью радия-226 в строительных материалах или режимом содержания помещения с недостаточной средней кратностью воздухообмена;
- изменение ситуации облучения населения радоном с учетом внедрения технологий строительства энергоэффективных зданий требует анализа с применением принципов обоснования и оптимизации.

Авторы выражают благодарность жителям городов Екатеринбурга, Краснодара, Санкт-Петербурга, Салехарда и Челябинска за активное участие в исследовании.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 19-19-00191).

Литература

1. Кононенко Д.В. Анализ распределений значений объемной активности радона в воздухе по-

- мещений в субъектах Российской Федерации // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12, № 1. С. 85-103. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-1-85-103
2. Ярмошенко И.В., Малиновский Г.П., Васильев А.В., Жуковский М.В. Восстановление формы и параметров распределения объемной активности радона в жилищах России на основе данных 4-ДОЗ // АНРИ. 2015. №3(82). С. 41-46.
3. Lubin J.H., Boice J.D., Edling C. et al. Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miner studies. Bethesda, MD: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, 1994. (NIH Publication no. 94-3644).
4. Darby S., Hill D., Auvinen A., Barros-Dios J.M. et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies // Br. Med. J. 2005. Vol. 330(7485). P. 223-227. <https://doi.org/10.1136/bmj.38308.477650.63>
5. Malinovsky G., Yarmoshenko I., Vasilyev A. Meta-analysis of case-control studies on the relationship between lung cancer and indoor radon exposure // Radiat. Environ. Biophys. 2019. Vol. 58, N 1. P. 39-47. <https://doi.org/10.1007/s00411-018-0770-5>
6. Малиновский Г.П., Ярмошенко И.В., Жуковский М.В. Радон, курение и вирус папилломы человека как факторы риска рака легкого в эпидемиологическом исследовании экологического типа // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 2. С. 106-114. <https://doi.org/10.21514/1998-426x-2017-10-2-106-114>
7. GBD 2017 Risk Factor Collaborators. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990-2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017 // Lancet. 2018. Vol. 392. 1923-94. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32225-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32225-6)
8. Ярмошенко И.В., Малиновский Г.П., Онищенко А.Д., Васильев А.В. Проблема облучения радоном в зданиях повышенного класса энергоэффективности // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12, № 4. С. 56-65. <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2019-12-4-56-65>
9. Vasilyev A.V., Yarmoshenko I.V., Zhukovsky M.V. Low air exchange rate causes high indoor radon concentration in energy-efficient buildings // Radiat. Prot. Dosimetry. 2015. Vol. 164, N 4. P. 601-605. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncv319>
10. Yarmoshenko I.V., Vasilyev A.V., Onishchenko A.D. et al. Indoor radon problem in energy efficient multi-storey buildings // Radiat. Prot. Dosimetry. 2014. Vol. 160, N 1-3. P. 53-6. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu110>. Epub 2014 Apr 9.
11. Крисюк Э.М., Маренный А.М., Павлов И.В. и др. Методические вопросы организации и проведения радиационного контроля зданий и сооружений // АНРИ. 1996/97. №3. С. 31-36.
12. Крисюк Э.М. Новая стратегия обеспечения радиационной безопасности населения // АНРИ. 1998. № 1(12). С. 4-11.
13. National and Regional Surveys of Radon Concentration in Dwellings: Review of Methodology and Measurement Techniques (IAEA/AQ/33). IAEA: Vienna, 2013.
14. Zhukovsky M.V., Vasilyev A.V. Mechanisms and sources of radon entry in buildings constructed with modern technologies // Radiat. Prot. Dosimetry. 2014. Vol. 160, N 1-3. P. 48-52. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu111>

Поступила: 27.03.2020 г.

Ярмошенко Илья Владимирович – кандидат физико-математических наук, старший научный сотрудник, заместитель директора Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Онищенко Александра Дмитриевна – кандидат биологических наук, научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Малиновский Георгий Петрович – кандидат биологических наук, научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук. **Адрес для переписки:** 620990, Екатеринбург, ул. Софьи Ковалевской, д. 20; E-mail: georgy@ecko.uran.ru

Васильев Алексей Владимирович – кандидат технических наук, заведующий радиационной лабораторией Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Назаров Евгений Игоревич – младший научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Жуковский Михаил Владимирович – доктор технических наук, профессор, директор, главный научный сотрудник Института промышленной экологии Уральского отделения Российской академии наук, Екатеринбург, Россия

Для цитирования: Ярмошенко И.В., Онищенко А.Д., Малиновский Г.П., Васильев А.В., Назаров Е.И., Жуковский М.В. Проблема облучения радоном в зданиях повышенного класса энергоэффективности // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 47-56. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-47-56

Comparative analysis of radon concentrations in buildings of different energy efficiency classes on example of five Russian cities

Ilya V. Yarmoshenko, Aleksandra D. Onishchenko, Georgy P. Malinovsky, Aleksey V. Vasilyev, Evgeniy I. Nazarov, Mikhail V. Zhukovsky

Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

A comparative analysis of the radon concentrations in modern multi-storey residential buildings of high energy efficiency class and buildings typical for urban areas of the twentieth century was carried out. The study was conducted in Russian cities located in various climatic zones – Ekaterinburg, Krasnodar, St. Petersburg, Salekhard, Chelyabinsk. The radon concentration in samples of buildings was measured using integrated radon radiometers based on nuclear track detectors according to a single method. The surveyed sample included 498 apartments in multi-apartment buildings. Among all the examined building types, the highest average radon concentration is observed in modern energy-efficient houses – 43 Bq/m³. In other types of buildings, the following average radon concentrations were obtained: brick 2–5 floors – 35 Bq/m³; panel 5 floors – 32 Bq/m³; panel 7–12 floors 1970–1990 years of construction – 22 Bq/m³; brick > 5 floors 1970–1980 years of construction – 20 Bq/m³; panel, built since 1990 – 24 Bq/m³. The results of the study confirm the assumption that radon concentration in modern multi-storey energy-efficient houses is on average higher than in typical residential buildings of the Soviet period. The increased accumulation of radon in energy-efficient buildings is associated with a decrease in the building envelope permeability and the contribution of fresh air to the general air exchange. Despite the fact that there were no cases of exceeding hygienic standards for the indoor radon concentration in the framework of this study, the higher radon concentration in buildings of increased energy efficiency requires attention from the point of view of implementing the principle of optimization of radiation protection. In the future, extensive construction of energy-efficient buildings may increase the average and collective doses to the urban population in the Russian Federation.

Key words: radon, survey, radiological protection, building construction, energy efficiency.

References

1. Kononenko DV. Analysis of distributions of indoor radon concentrations in the regions of the Russian Federation. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(1): 85–103. (In Russian) <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2019-12-1-85-103>
2. Yarmoshenko I, Malinovsky G, Vasilyev A, Zhukovsky M. Reconstruction of indoor radon distribution pattern and its parameters in Russia using data of 4-DOZ reports. *ANRI*. 2015;3(82): 41–46. (In Russian)
3. Lubin JH, Boice JD, Edling C, et al. Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miner studies. Bethesda, MD: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, 1994. (NIH Publication no. 94-3644).
4. Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 2005;330(7485): 223227. <https://doi.org/10.1136/bmj.38308.477650.63>
5. Malinovsky G, Yarmoshenko I, Vasilyev A. Meta-analysis of casecontrol studies on the relationship between lung cancer and indoor radon exposure. *Radiat. Environ. Biophys.* 2019;58(1): 3947. <https://doi.org/10.1007/s00411-018-0770-5>
6. Malinovsky GP, Yarmoshenko IV, Zhukovsky MV. Radon, smoking and human papilloma virus as risk factors for lung cancer in an environmental epidemiological study. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(2): 106–114. (In Russian) <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2017-10-2-106-114>.
7. GBD 2017 Risk Factor Collaborators. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *Lancet* 2018; 392: 192394. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32225-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32225-6)
8. Yarmoshenko IV, Malinovsky GP, Onishchenko AD, Vasilyev AV. Problem of radon exposure in energy-efficient buildings: a review. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(4): 56–65. (In Russian) <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2019-12-4-56-65>
9. Vasilyev AV, Yarmoshenko IV, Zhukovsky MV. Low air exchange rate causes high indoor radon concentration in energy-efficient buildings. *Radiat. Prot. Dosimetry*. 2015;164(4): 601605. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncv319>
10. Yarmoshenko IV, Vasilyev AV, Onishchenko AD, Kiselev SM, Zhukovsky MV. Indoor radon problem in energy efficient multi-storey buildings. *Radiat. Prot. Dosimetry*. 2014;160(1-3): 53–6. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu110>. Epub 2014 Apr 9.
11. Krisyuk EM, Marenny AM, Pavlov IV, Stamat IP, Terentiev MV. Methodological issues of the organization and conducting of radiation monitoring of buildings and structures. *ANRI*. 1996/97;3: 31–36. (In Russian)
12. Krisyuk EM. A new strategy for ensuring radiation safety of the population. *ANRI*. 1998;1: 4–11. (In Russian)

Georgy P. Malinovsky

Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences

Address for correspondence: Sofia Kovalevskaya str., 20, Ekaterinburg, 620990, Russia; E-mail: georgy@ecko.uran.ru

13. National and Regional Surveys of Radon Concentration in Dwellings: Review of Methodology and Measurement Techniques (IAEA/AQ/33). IAEA: Vienna, 2013.
14. Zhukovsky MV, Vasilyev AV. Mechanisms and sources of radon entry in buildings constructed with modern technologies.

Radiat. Prot. Dosimetry. 2014;160(1-3): 4852. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncu111>

Received: March 27, 2020

Ilya V. Yarmoshenko – Candidate of Physical and Mathematical Sciences, Senior Researcher, Deputy Director, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Aleksandra D. Onishchenko – Candidate of Biological Sciences, Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia.

For correspondence: Georgy P. Malinovsky – Candidate of Biological Sciences, Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Sofia Kovalevskaya str., 20, Ekaterinburg, 620990, Russia; E-mail: georgy@ecko.uran.ru)

Aleksey V. Vasilyev – Candidate of Technical Sciences, Head of the Radiation Laboratory, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Evgeniy I. Nazarov – Junior Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Mikhail V. Zhukovsky – Doctor of Technical Sciences, Professor, Director, Head Researcher, Institute of Industrial Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

For citation: Yarmoshenko I.V., Onishchenko A.D., Malinovsky G.P., Nazarov E.I., Vasilyev A.V., Zhukovsky M.V. Comparative analysis of radon concentrations in buildings of different energy efficiency classes on example of five Russian cities. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. pp. 47-56. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-47-56

Новый подход к проблеме оценки радоноопасности участков застройки

Н.К. Рыжакова¹, К.О. Ставицкая¹, А.А. Удалов²

¹Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Томск, Россия

²Институт оптики атмосферы им. В.Е. Зуева Сибирского отделения Российской академии наук, Томск, Россия

Более половины дозы от всех природных источников излучения создают радон и его дочерние продукты распада. Поступающий в здания радон выделяется преимущественно из грунтов, залегающих в основании фундамента. Поэтому перед проведением работ определяют радоноопасность территории застройки. В Российской Федерации для оценок потенциальной радоноопасности участка застройки используют плотность потока радона, измеренную на земной поверхности. К настоящему времени среди исследователей, занимающихся измерениями радона, сложилось мнение, что на количество выделяющегося с поверхности грунтов радона влияет геология территории. Однако исследования, посвященные выходу радона с поверхности грунтов разного типа, практически отсутствуют. В работе представлены результаты измерения плотности потока радона на поверхности лессовидных суглинков, белой глины, глинистых сланцев, песчано-гравийных отложений, скального известняка, глинистого известняка, андезито-базальтового порфирита и кварцитов. Измерения плотности потока радона проведены методом накопительной камеры с помощью измерительного комплекса Альфарад Плюс. В работе также проведены измерения удельной активности Ra-226 и влажности грунта. В исследовании показано, что в зависимости от вида грунта количество выделяющегося с его поверхности радона отличается более чем на порядок. Самые большие значения плотности потока радона $\sim 800 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ зарегистрированы для андезито-базальтового порфирита и кварцита, наименьшие значения $\sim 40 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ — для лессовидных суглинков и глинистых сланцев. Для грунтов, состоящих из мелких песчаных и глинистых частиц, обнаружена достаточно сильная зависимость плотности потока радона от влажности. При измерениях грунтов с низкой влажностью (2–6%) пропорциональной зависимости между удельной активностью Ra-226 и количеством радона, выделяющегося на поверхность грунта, не наблюдается. Виды грунтов, слагающих «активный» слой в основании фундаментов зданий, а также их физические свойства можно положить в основу классификации участков застройки по степени радоноопасности. Соответствующая информация может быть предоставлена организациями, осуществляющими проектно-изыскательные работы на участках застройки. Предложенный в работе подход к оценке радоноопасности позволит избежать проведения трудоемких измерений радона и, таким образом, снизить финансовые, материальные и трудовые затраты на строительство.

Ключевые слова: радон, плотность потока радона, радоноопасность, грунт, методы измерения, удельная активность радия.

Введение

Более половины дозы от всех природных источников излучения создают радон и его дочерние продукты распада. Поступающий в здания радон выделяется преимущественно из грунтов, залегающих в основании фундамента. Поэтому перед проведением работ определяют радоноопасность территории застройки. В Российской Федерации в соответствии с нормативными документами оценки радоноопасности участков застройки проводят на основе результатов измерения плотности потока радона (ППР) на земной поверхности. Однако такой способ не позволяет получить достоверные оценки радоноопаснос-

ти территорий, так как количество радона, выделяющегося из поверхностных слоев, и из грунтов залегающих в основании фундамента зданий, заметно отличается [1]. По мнению многих специалистов, существующий метод проведения оценок не гарантирует необходимый уровень радиационной безопасности (см., например, [2]). Используемые за рубежом методы оценки радоноопасности не имеют единой методологической основы, а достоверность результатов вызывает сомнения [3–16].

К настоящему времени среди исследователей, занимающихся измерениями радона, сложилось мнение, что на количество выделяющегося с поверхности грунтов радона влияют геология территории и погодные условия.

Ставицкая Ксения Олеговна

Национальный исследовательский Томский политехнический университет

Адрес для переписки: 634050, Россия, Томская обл., г. Томск, проспект Ленина, д. 30; E-mail: shilovaxeniya@gmail.com

К сожалению, систематические исследования, посвященные выходу радона с поверхности грунтов разного типа, практически отсутствуют. В зарубежной литературе приведены, в основном, данные по объемной активности радона в поровом пространстве [16–18]. Однако на выход радона с поверхности грунта влияют факторы, связанные не только с величиной объемной активности в поровом пространстве, в частности, газопроницаемость грунтов. Поэтому в дальнейшем при проведении оценок радоноопасности за рубежом стали измерять еще и газопроницаемость. Отметим, что анализ результатов, полученных нами в Чехии [19], показывает, что измерения газопроницаемости поверхностных слоев не имеют смысла. Из-за влияния погодных условий эта величина сильно варьирует. Кроме того, отметим, что отсутствует стандартизованная методика измерения газопроницаемости поверхностных слоев.

Влияние параметров атмосферы на выход радона с поверхности грунтов изучено в ряде работ (см., например, [1, 13, 20]). Однако по результатам исследований сделаны зачастую противоречивые выводы. В проведенных нами исследованиях показано, что ППР не коррелирует с отдельными параметрами атмосферы – давлением, температурой и влажностью атмосферного воздуха [1]. В ряде работ установлено, что на результаты измерения ППР сильное влияние оказывает количество выпавших осадков [1, 21–26]. После выпадения осадков меняется влажность грунтов, от которой зависят процессы эмансирования и переноса радона через почвогрунты [27–29]. Однако влияние влажности грунтов на результаты измерения ППР изучено также недостаточно. В связи с этим отметим, что влажность грунтов, залегающих на глубинах от одного до нескольких метров, практически не зависит от интенсивности осадков, если отсутствуют какие-либо климатические катаклизмы. Природные катаклизмы происходят сравнительно редко, и период их влияния ограничен, тем более в основании фундамента зданий.

Как отмечено выше, основным источником радона являются грунты, расположенные в основании фундамента зданий. Безусловно, количество выделяющегося с поверхности грунта радона зависит от его геолого-геофизических свойств. В связи с этим несомненный интерес представляет изучение взаимосвязей между значениями ППР и типом грунта и его геолого-геофизическими характеристиками.

Цель исследования – измерения ППР на поверхности нескольких типов грунтов – лессовидных суглинков, белой глины, глинистых сланцев, песчано-гравийных отложений, скального известняка, глинистого известняка, андезито-базальтового порфирита и кварцитов, а также изучение влияния на ППР таких важных свойств грунтов, как влажность и удельная активность Ra-226.

Материалы и методы

Измерения ППР проводили в весенне-летний период на трех экспериментальных площадках г. Томска (терраса реки Томь, в районе Лагерного сада) и семи площадках Горного Алтая, характеризующихся разными типами грунтов. Выбор территории измерения в г. Томске обусловлен тем, что геологические обнажения Лагерного сада на правом берегу реки Томь представляют собой опорный

геологический разрез, внесенный в международный каталог. На террасе удалось выбрать удобные для измерения площадки с разными типами грунтов: лессовидные суглинки, белые глины и глинистые сланцы. Измерения ППР в Горном Алтае провели в долине реки Маймы, в долине реки Катунь, в Горно-Алтайске и Кызыл-Озек на песчано-гравийных отложениях (ПГС), скальном известняке, глинистом известняке, андезито-базальтовом порфирите и кварцитах.

Мощность исследованных грунтов была не менее толщины «активного» слоя [30]: для плотных пород порядка 1 м, для суглинков и песчано-гравийных смесей – не более 2–3 м (под «активным» слоем понимается слой грунта, в котором формируются потоки радона, достигающие поверхности). Отбор проб поверхностного слоя грунта толщиной 10 см проводили одновременно с измерениями ППР для определения его влажности.

Измерения ППР проводили с помощью измерительного комплекса Альфарад Плюс в соответствии с руководством по эксплуатации данного прибора, разработанным приборостроительной компанией НТМ-защита, г. Москва, 2014 г. Для измерения удельной активности Ra-226 отбирали образцы массой от 0,3 кг до 1,5 кг. Удельную активность Ra-226 в зависимости от массы образца измеряли в геометрии сосуда «Маринелли» с объемом 1 л или геометрии сосуда «Дента» (усеченный конус) с объемом 250 мл с помощью γ -спектрометра на базе полупроводникового детектора из сверхчистого германия (CANBERRA GC2018) с разрешением 1,85 кэВ для энергии 1,33 МэВ и 0,85 кэВ для энергии 122 кэВ (калибровка проведена для обеих геометрий по источнику Eu-152 с насыпной плотностью 1 г/см³). Измерения проводили в условиях радиоактивного равновесия по наиболее интенсивным линиям дочерних продуктов распада радона – Pb-214 (295,21; 351,92 кэВ) и Bi-214 (609,32 кэВ). Перед измерением грунты тщательно высушивали при температуре ~100°C и измельчали. Время выдержки герметично закрытых сосудов составляло 2–3 недели, время измерения одного образца – 1 сутки; статистическая погрешность измерений не превышала 15%. Для обработки аппаратурных гамма-спектров использована программа CANBERRA «Genie-2000».

Результаты и обсуждение

Проверка гипотезы о нормальном распределении с помощью критерия Пирсона показала, что распределения измеренных значений ППР подчиняются нормальному закону, что соответствует результатам, полученным другими авторами. Следовательно, для расчета основных характеристик полученных выборок можно воспользоваться известными формулами для оценки средних арифметических (далее по тексту просто «средние»), стандартного отклонения и коэффициента вариации.

При проведении исследований в Томске было получено 64 результата измерений ППР на поверхности 3 типов грунтов: на поверхности лессовидных суглинков – 30; на поверхности глинистых сланцев – 21; на поверхности белой глины – 13. Диапазон значений, средние значения, стандартные отклонения, коэффициент вариации ППР, а также диапазон значений влажности грунта и средние значения удельной активности Ra-226 приведены в таблице 1. Для лессовидных суглинков получено

типичное для этого вида грунтов среднее значение, равное 44 мБк·м⁻²·с⁻¹. Среднее значение ППР для белых глин (59 мБк·м⁻²·с⁻¹) почти в два раза больше, чем для глинистых сланцев (33 мБк·м⁻²·с⁻¹). Сравнительно большая вариабельность значений ППР для белых глин объясняется влиянием осадков, которые регулярно выпадали в течение периода наблюдений. Известно, что глинистые породы являются гигроскопичными, следовательно, после выпадения дождей набухают, в результате уменьшается их газопроницаемость. Выпадением осадков объясняются также достаточно высокие значения влажности пород (см. табл.1).

В лессовидных суглинках удельная активность Ra-226 составляет 30 Бк/кг, в глинистых сланцах и белой глине – примерно в 5–6 раз больше. Однако среднее значение ППР для белых глин больше только в два раза, чем для лессовидных суглинков, а для глинистых сланцев даже меньше. На рисунках 1, 2, 3 представлены зависимости ППР от влажности для исследованных видов грунта – суглинка, глинистого сланца и белой глины.

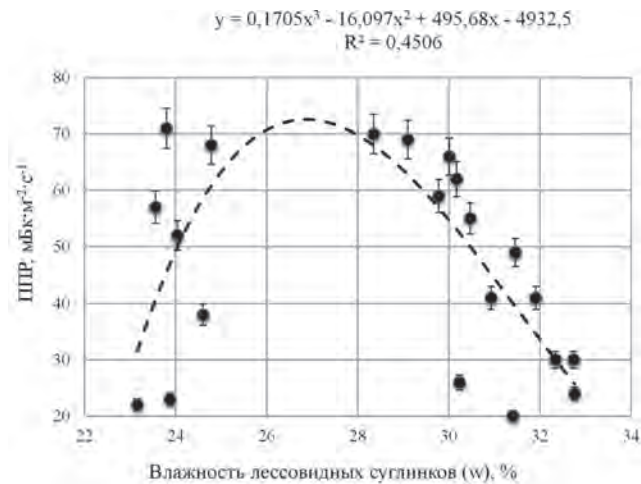


Рис. 1. Зависимость значения ППР от влажности лессовидных суглинков
[Fig.1. Dependence of the radon flux density (RFD) value on the natural moisture content of loesslike loams]

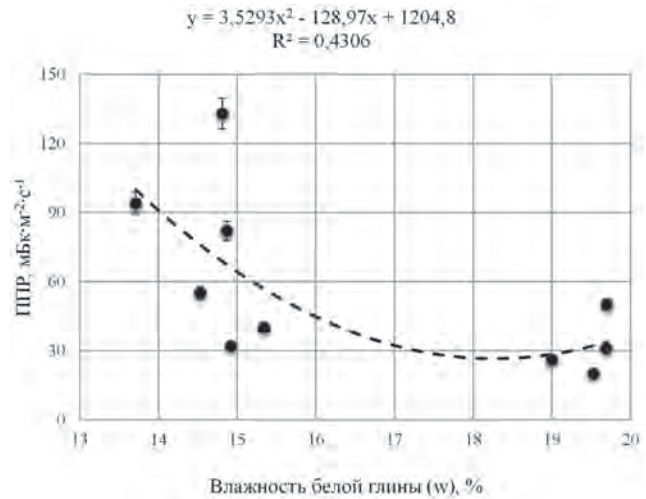


Рис. 2. Зависимость значения ППР от влажности белой глины
[Fig.2. Dependence of the RFD value on the natural humidity of white clay]

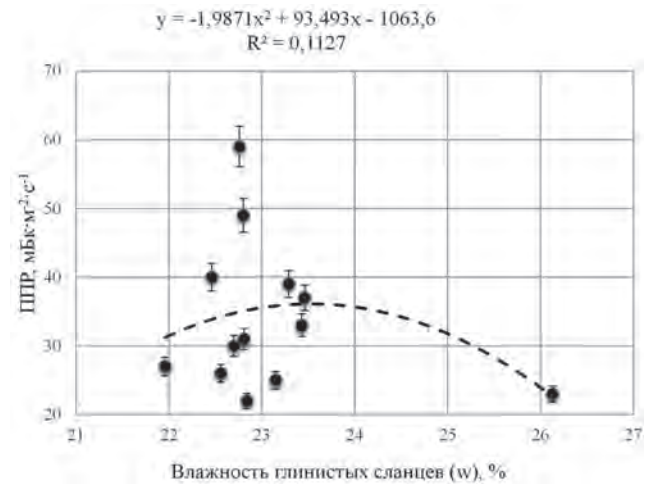


Рис. 3. Зависимость значения ППР от влажности глинистых сланцев
[Fig. 3. Dependence of the RFD value on the natural moisture content of shale]

Основные результаты измерения на площадках г. Томска

Таблица 1

The main measurement results at the sites of Tomsk

[Table 1]

Тип грунта [Soil type]	Лессовидные суглинки [Loess loam]	Глинистые сланцы [Argillaceous slate]	Белая глина [Porcelain clay]
Количество измерений [Number of measurements]	30	21	13
Диапазон значений ППР, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [Range of RFD values, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	20–71	22–59	20–130
Среднее арифметическое значение ППР, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [RFD arithmetic mean, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	44	33	59
Стандартное отклонение, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [Standard deviation, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	16	10	34
Коэффициент вариации ППР, % [Coefficient of RFD variation, %]	37	31	57
Диапазон значений влажности, % [Range of moisture values, %]	23–33	22–26	13,5–19
Удельная активность Ra-226, Бк/кг [Radium activity concentration, Bq/kg]	30	160	190

Самая большая влажность (23–33%) наблюдалась для суглинка, состоящего из мелких песчаных и глинистых частиц. Значения влажности для глинистых сланцев, в состав которых также входят глинистые частицы, несколько ниже – 22–26%. Обращает на себя внимание небольшой диапазон изменения влажности сланцев, что, скорее всего, объясняется слоистой структурой этого грунта – после выпадения осадков пространство между слоями быстро заполняется водой. У белой глины влажность имела наименьшее значение – 13,5–20%. Таким образом, наибольшей влагоемкостью обладают грунты, имеющие в своем составе мелкие песчаные частицы и сравнительно небольшое количество глинистых частиц. Более низкая влагоемкость сланцев и особенно глин объясняется большой долей в их составе гигроскопичных глинистых частиц. Таким образом, различный характер ППР от влажности объясняется разной способностью грунтов впитывать и сохранять влагу. Рост значений ППР с увеличением влажности суглинка от 23% до 27% можно объяснить увеличением коэффициента эманирования. Например, в работе [28] показано, что коэффициент эманирования глинистых грунтов увеличивается почти в два раза при изменении влажности в диапазоне от 2% до 25%. Дальнейший рост влажности приводит к увеличению доли пор, заполненных водой, поэтому выход радона затрудняется. Уменьшение ППР с ростом влажности глины связано с набуханием глинистых частиц, в результате чего уменьшается объем пор, через которые радон диффундирует к поверхности. Данный эффект приводит к тому, что коэффициент диффузии радона в суглинках с ростом массовой влажности от 19% до 24% уменьшается более чем в 2 раза [29]. Для сланцев какая-либо зависимость ППР от влажности не обнаруживается. Возможно, это связано с небольшим диапазоном изменения влажности этого грунта.

Результаты, полученные в Горном Алтае, характеризуются повышенными значениями ППР. В связи с этим необходимо отметить, что влажность изученных в Горном Алтае пород составляет несколько процентов, т.е. заметно меньше, чем пород, исследованных в Томске. В таблице 2 представлены диапазон, средние значения, стандартные отклонения, коэффициенты вариации ППР, влажность пород и удельная активность Ra-226, полученные на площадках Горного Алтая.

Сравнительно небольшие значения ППР получены для песчано-гравийно-галечных отложений, для которых характерна высокая газопроницаемость. Эти типы пород имеют сложный минералогический и гранулометрический состав, поэтому средние значения ППР для 3 террас заметно отличаются. Наибольшие средние значения характерны для кварцита (метаморфическая горная порода) и порфирита (магматическая горная порода).

Удельная активность Ra-226 для первой и третьей площадки не измерена, так как пробы грунта с этих площадок не удалось измельчить из-за значительной доли содержащихся в них крупных зерен гравия. Отметим, что именно на этих площадках наблюдаются относительно низкие значения ППР. Удельная активность Ra-226 в образцах грунта, отобранных на 2, 4–7 площадках в Горном Алтае, находится в сравнительно небольшом диапазоне – 140–180 Бк·кг⁻¹. Однако диапазон значений ППР, измеренных на поверхности этих грунтов, значительно шире – 110–810 мБк·м⁻²·с⁻¹.

Сравнивая полученные на двух территориях средние значения ППР и удельной активности Ra-226, можно сделать заключение о том, что пропорциональной зависимости между удельной активностью Ra-226 и количеством радона, выделяющегося на поверхность грунта, не наблюдается. Этот вывод для результатов, полученных для

Таблица 2

Основные результаты измерения на площадках Горного Алтая

[Table 2]

The main results of measurements at the sites of the Gornyy Altay

Тип грунта [Soil type]	ПГС 3 терраса [SGS (sand-and-gravel sediment) bench 3]	ПГС 2 терраса [SGS bench 2]	ПГС 1 терраса [SGS bench 1]	Глинистый известняк [Clayed limestone]	Скальный известняк [Rocky limestone]	Андезитобазальтовый порфирит [Andesite-basalt porphyrite]	Кварцит [Quartzrock]
Количество измерений [Number of measurements]	9	12	10	4	10	17	14
Диапазон значений ППР, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [Range of RFD values, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	64–140	114–320	130–200	220–370	310–690	500–1100	540–1300
Среднее арифметическое значение ППР, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [RFD arithmetic mean, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	110	220	170	292	500	760	810
Стандартное отклонение, мБк·м ⁻² ·с ⁻¹ [Standard deviation, mBq·m ⁻² ·s ⁻¹]	23	55	21	63	122	155	196

Тип грунта [Soil type]	ПГС 3 Teppaca [SGS (sand- and-gravel sediment) bench 3]	ПГС 2 Teppaca [SGS bench 2]	ПГС 1 Teppaca [SGS bench 1]	Глинистый известняк [Clayed limestone]	Скальный известняк [Rocky limestone]	Андезито- базальтовый порфирит [Andesite-basalt porphyrite]	Кварцит [Quartzrock]
Коэффициент вариации ППР, % [Coefficient of RFD variation, %]	20	24	12	22	24	20	24
Влажность пород w, % [Soil moisture, %]	3	5,5	2	6	6	5	3
Удельная активность Ra-226, Бк/кг [Radium activity concen- tration, Bq/kg]	–	140	–	180	180	170	150

грунтов Горного Алтая, подтверждается корреляционным анализом – коэффициент Спирмена для выборки составляет 0,071 (при анализе влияния удельной активности Ra-226 на средние значения ППР использованы небольшие выборки, полученные только для грунтов Горного Алтая, т.к. измерения ППР в данном случае проведены для грунтов с примерно одинаковой влажностью). Отметим, что аналогичный результат получен нами для суглинков [19], но из-за малого объема выборок сделанный вывод можно считать предварительным. Очевидно, для изучения влияния удельной активности Ra-226 на выход радона с поверхности грунтов требуются дополнительные исследования. Основная методическая трудность таких исследований – измерения нужно проводить при одинаковой влажности грунтов.

Заключение

Результаты проведенных комплексных исследований показывают, что в зависимости от вида грунта количество выделяющегося с его поверхности радона отличается более чем на порядок. Самые большие значения ППР ($\sim 800 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$) зарегистрированы для андезито-базальтового порфирита и кварцита, наименьшее значение ($\sim 40 \text{ мБк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$) – для лессовидных суглинков и глинистых сланцев. Вид грунта определяется: 1) характером структурных связей (скальные, дисперсные); 2) происхождением и условиями образования (осадочные, магматические, метоморфические); 3) гранулометрическим (крупно-обломочные, песчаные, глинистые) и вещественным (фосфатные, силикатные, карбонатные, железистые, кремнистые, сульфатные) составом. Следует отметить, что вещественный состав и водно-воздушный режим существенным образом зависят от гранулометрического состава грунта. Например, разные фракции грунтов представлены различными минералами: в крупных фракциях преобладает кварц с низким содержанием урана/радия; мелкие фракции состоят из глинистых минералов (каолинит, монтмориллонит и т.д.), которые характеризуются повышенной радиоактивностью. Важным фактором, влияющим на количество радона, эманулирующего с поверхности какого-либо грунта, является его влажность. Грунты, содержащие большую долю крупных частиц (например, песчано-гравийные

смеси), обладают низкой влагоемкостью. Напротив, для грунтов, состоящих из мелких песчаных и глинистых частиц (супеси, суглинки), характерна высокая водоудерживающая способность. Сильное влияние влажности на выход радона из грунтов обусловлено зависимостью процессов диффузии и эманулирования от количества влаги, содержащейся в порах грунта. Для трех видов исследованных мелкодисперсных грунтов, отличающихся долей глинистых частиц (суглинков, глинистый сланец, белая глина), зависимость количества выделяющегося с поверхности грунта радона от влажности имеет разный характер. Для суглинков наблюдается кривая с максимумом. Зависимость ППР от влажности для глинистых сланцев практически отсутствует. Количество радона, выходящего с поверхности глины, быстро убывает с ростом влажности.

Виды грунтов, слагающих активный слой в основании фундаментов зданий, а также их физические свойства можно положить в основу классификации участков застройки по степени радоноопасности. Для этого необходимо провести систематические измерения ППР с поверхности грунтов, типичных для оснований фундаментов зданий, – песчаных с разной крупностью зерен, скальных (песчаники, кварциты, граниты), глинистых (супесей, суглинков) и крупнообломочных (гравий, галька, щебень) грунтов с разной степенью увлажнения. На территориях застройки необходимая информация о типе грунта и его свойствах может быть предоставлена организациями, осуществляющими инженерные изыскания. Такой подход к оценке радоноопасности позволит избежать проведения трудоемких измерений радона и, таким образом, снизить финансовые, материальные и трудовые затраты на строительство. В заключение отметим, что основная часть земной суши сложена осадочными породами, среди которых наиболее типичны исследованные в работе грунты. При наличии каких-либо нехарактерных типов грунтов, в том числе потенциально опасных или техногенного происхождения, безусловно, требуется проведение дополнительных измерений.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-35-90044.

Литература

1. Рыжакова Н.К., Ставицкая К.О., Удалов А.А. Проблемы оценки потенциальной радоноопасности участков застройки // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 2. С. 37-44. DOI:10.21514/1998-426X-2018-11-2-37-44
2. Баннов Ю.А. Лаборатория радиационного контроля ООО «ГЕОКОН». Два года: опыт работы // АНРИ. 2005. №2(41). С. 54-72.
3. Gruber V., Bossew P., De Cort M., Tollefsen T. The European map of the geogenic radon potential // J. Radiol. Prot. 2013. Vol. 33, No 1. P. 51-60.
4. EPA (US Environmental Protection Agency) 1993 EPA Map of Radon Zones (Report 402-R-93- 071): www.epa.gov/radon/zonemap.html (Дата обращения: 28.02.2012)
5. Guida D., Guida M., Cuomo A., et al. Assessment and Mapping of Radon-prone Areas on a regional scale as application of a Hierarchical Adaptive and Multi-scale Approach for the Environmental Planning. Case Study of Campania Region, Southern Italy // WSEAS Transactions on Systems. 2013. Vol. 12, № 2. P. 105-120.
6. İçhedefa M., Saç M.M., Camgöz B., et al. Soil gas radon concentrations measurements in terms of great soil groups // Journal of Environmental Radioactivity. 2013. Vol. 126. P. 165-171.
7. Szabó K.Z., Jordan G., Horváth Á., Szabó C. Mapping the geogenic radon potential: methodology and spatial analysis for central Hungary // Journal of Environmental Radioactivity. 2014. Vol. 129. P. 107-120.
8. Ielsch G. Cushing M.E., Combes P., Cuney M. Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management: methodology and first application to region Bourgogne // Journal of Environmental Radioactivity. 2010. Vol. 101. P. 813-820.
9. Mazur D., Janik M., Loskiewicz J., et al. Measurements of radon concentration in soil gas by CR-39 detectors // Radiation Measurements. 1999. Vol. 31. P. 295- 300.
10. Winkler R., Ruckerbauer F., Bunzl K. Radon concentration in soil gas: a comparison of the variability resulting from different methods, spatial heterogeneity and seasonal fluctuations // Science of The Total Environment. 2001. Vol. 272. P. 273-282.
11. Mohammad Al, Al-Zubaidy NN. Evaluation of radon gas concentration in the air of soil and dwellings of Hawar and Foara villages, using (CR-39) detectors // Radiation Measurements. 2008. Vol. 43. P. S452-S455.
12. Jönsson G. Soil radon depth dependence // Radiation Measurements. 2001. Vol. 34. P. 415-418.
13. Neznal M., Neznal M., The new method for Assessing the Radon Risk of Building Sites // Czech Geological Survey Special Papers. 2004. Vol. 16. P. 7-47.
14. Kemski J., Siehl A., Stegemann R., Valdivia-Manchego M. Mapping the geogenic radon potential in Germany // The Science of the Total Environment. 2001. Vol. 272. P. 217-230.
15. Kikaj D., Jeran Z., Bahtijari M., Stegnar P. Radon in soil gas in Kosovo // Journal of Environmental Radioactivity. 2016. Vol. 164. P. 245-252.
16. Ciotoli G., Voltaggio M., Tuccimei P., et al. Geographically weighted regression and geostatistical techniques to construct the geogenic radon potential map of the Lazio region: A methodological proposal for the European Atlas of Natural Radiation // Journal of Environmental Radioactivity. 2017. Vol. 166, No. 2. P. 355-375.
17. Watson Robin J., Smethurst M., Ganerod G., Finne I., et al. The use of mapped geology as a predictor of radon potential in Norway // Journal of Environmental Radioactivity. 2017. Vol. 166, No. 2. P. 341-354.
18. Akerblom G. Investigations and mapping of radon risk areas. Geology for environmental planning, Proceed. Symposium Trondheim, Geol. Survey of Norway; 1987. P. 96-106.
19. Шилова К.О. Проблемы оценки радоноопасности территорий застройки на примере измерений, проведенных в Российской Федерации и Чешской Республике. Проблемы геологии и освоения недр: труды XX Международного симпозиума имени академика М.А. Усова студентов и молодых ученых, посвященного 120-летию со дня основания Томского политехнического университета, Томск, 4-8 апреля 2016. Томск: Изд-во ТПУ, 2016. Т. 1. С. 609-610.
20. Маренный А.М., Цапалов А.А., Микляев П.С., Петрова Т.Б. Закономерности формирования радонового поля в геологической среде. Федеральное медико-биологическое агентство, Федеральное гос. унитарное предприятие Научно-технический центр радиационно-технической безопасности и гигиены ФМБА России. М.: Перо, 2016. 394 с. ISBN 978-5-906883-94-0.
21. Ferry C., Beneito A., Richon P., Rob M.C. An automatic device for measuring the effect of meteorological factors on radon-222 flux from soils in the long term. // Radiation Protection Dosimetry. 2001. Vol. 93, No. 3. P. 271-274.
22. Jha S., Khan A.H., Mishra U.C. A study of the ²²²Rn flux from soil in the U mineralised belt at Jaduguda // Journal of Environmental Radioactivity. 2000. Vol. 49. P. 157-169.
23. Matiullah M.F. Radon exhalation and its dependence on moisture content from samples of soil and building materials // Radiation Measurements. 2008. Vol. 43. P. 1458-1462.
24. Kojima H., Nagano K. The influence of meteorological and soil parameters on radon exhalation // Radon in the Living Environment. 1999. Vol. 071. P. 627-642.
25. Lawrence C.E., Akber R.A., Bollhöfer A., Martin P. Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics // Journal of Environmental Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 1-8.
26. Hosoda M., Shimo M., Sugino M., et al. Effect of Soil Moisture Content on Radon and Thoron Exhalation // Journal of Nuclear Science and Technology. 2007. Vol. 44, No. 4. P. 664-672.
27. Ryzhakova N.K. A new method for estimating the coefficients of diffusion and emanation of radon in the soil // Journal of Environmental Radioactivity. 2014. Vol. 135. P. 63-66.
28. Рыжакова Н.К., Раменская Г.А. Методы и результаты определения коэффициентов эманирования глинистых грунтов города Томска // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология. 2012. №. 2. С. 168-176.
29. Рыжакова Н.К., Шестак А.П. Методы и результаты измерения эффективного коэффициента диффузии радона в почвогрунтах // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология. 2009. № 6. С. 555-563.
30. Гулябный Л.А., Заболотский Б.Ю. Мощность «активного» слоя грунта при диффузионном переносе радона в грунтовом основании здания // АНРИ. 2001. № 4. С. 38-40.

Поступила: 14.10.2019 г.

Рыжакова Надежда Кирилловна – кандидат физико-математических наук, доцент Инженерной школы ядерных технологий, Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Томск, Россия

Ставицкая Ксения Олеговна – аспирант Инженерной школы ядерных технологий, Национальный исследовательский Томский политехнический университет. **Адрес для переписки:** 634050, Томская обл., г. Томск, проспект Ленина, 30; E-mail: shilovaxeniya@gmail.com

Удалов Андрей Александрович – аспирант Института оптики атмосферы им. В.Е. Зуева Сибирского отделения Российской академии наук, Томск, Россия

Для цитирования: Рыжакова Н.К., Ставицкая К.О., Удалов А.А. Новый подход к проблеме оценки радоноопасности участков застройки // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 57-64. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-57-64

A new approach to the problem of assessing the radon hazard of building sites

Nadezhda K. Ryzhakova¹, Kseniya O. Stavitskaya¹, Andrey A. Udalov²

¹Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

²V.E. Zuev Institute of Atmospheric Optics of Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Tomsk, Russia

Radon and its daughter products create more than half dose from all natural radiation sources. The radon entering the buildings is emitted mainly from soils lying at the base of the foundation. Therefore, before carrying out construction work, the radon hazard of the construction area are determined. In the Russian Federation, the radon hazard of an area can be determined using radon flux density measured on the soil surface. To date, radon researchers came to the conclusion that the geology of the territory affects the amount of radon released from the soil surface. However, there are almost no studies devoted to the release of radon from the surface of various soil types. The paper presents the measuring results of the radon flux density on the surface of loess loams, porcelain clay, argillaceous slate, sand-and-gravel sediment, rocky limestone, clayey limestone, andesite-basalt porphyrite and quartzrock. The measurements were carried out by the accumulation chamber method using the Alfarad Plus measuring complex. Also, measuring radium activity concentration and soil moisture were carried out. The research demonstrates that, depending on the type of soil, the amount of radon emanating from its surface differs by more than an order of magnitude. The largest values of radon flux density of $\sim 800 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ were recorded for andesite-basalt porphyrite and quartzrock. The smallest ones of $\sim 40 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ were registered for loess loams and argillaceous slates. For soils consisting of small sand and clay grains, a rather strong dependence of the radon flux density on soil moisture was found. When measuring soils with low moisture (2-6%), a proportional dependence of the radium activity concentration on the amount of radon emanating from the soil surface is not observed. The types of soils that lie at the foundations of the buildings, and their physical properties can be used as the basis for classifying building sites according to the degree of radon hazard. Relevant information may be provided by organizations engaged in design and survey work at building plots. The approach proposed in the work for assessing radon hazard will allow avoiding labor-intensive measurements of radon and thereby reduce the financial, material and labor costs of building construction.

Key words: radon, radon flux density, radon hazard, soil, measurement method, radium activity concentration.

References

1. Ryzhakova NK, Stavitskaya KO, Udalov AA. Issues in assessment of potential radon hazard at building sites. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(2):37-44. (In Russian). DOI:10.21514/1998-426X-2018-11-2-37-44
2. Bannov YuA. Laboratory of radiation control «GEOKON». Two years: work experience. *ANRI*. 2005;2(41): 54-72 (In Russian)
3. Gruber V, Bossew P, De Cort M, Tollefsen T. The European map of the geogenic radon potential. *J. Radiol. Prot.* 2013;33(1): 51-60.
4. EPA (US Environmental Protection Agency) 1993 EPA Map of Radon Zones (Report 402-R-93-071). – Available from: www.epa.gov/radon/zonemap.html [Accessed 28 February 2012]
5. Guida D, Guida M, Cuomo A, Guadagnuolo D, Siervo V. Assessment and Mapping of Radon-prone Areas on a regional scale as application of a Hierarchical Adaptive and Multi-scale Approach for the Environmental Planning. Case Study of Campania Region, Southern Italy. *WSEAS Transactions on Systems*. 2013;12(2): 105-120.
6. İçhedefa M, Saç MM, Camgöz B, Bolca M, Harmanşah Ç. Soil gas radon concentrations measurements in terms of great soil groups. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;126: 165-171.
7. Szabó KZ, Jordan G, Horváth Á, Szabó C. Mapping the geogenic radon potential: methodology and spatial analysis for central Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;129: 107-120.

Kseniya O. Stavitskaya

Tomsk Polytechnic University

Address for correspondence: Lenina prosp., 30, Tomsk, 634050, Russia; E-mail: shilovaxeniya@gmail.com

8. Ielsch G, Cushing ME, Combes P, Cuney M. Mapping of the geogenic radon potential in France to improve radon risk management: methodology and first application to region Bourgogne. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2010;101: 813-820.
9. Mazur D, Janik M, Loskiewicz J, Olko P, Swakon J. Measurements of radon concentration in soil gas by CR-39 detectors. *Radiation Measurements*. 1999;31: 295-300.
10. Winkler R, Ruckerbauer F, Bunzl K. Radon concentration in soil gas: a comparison of the variability resulting from different methods, spatial heterogeneity and seasonal fluctuations. *Science of The Total Environment*. 2001;272: 273-282.
11. Mohammad Al, Al-Zubaidy NN. Evaluation of radon gas concentration in the air of soil and dwellings of Hawar and Foara villages, using (CR-39) detectors. *Radiation Measurements*. 2008;43: S452-S455.
12. Jönsson G. Soil radon depth dependence. *Radiation Measurements*. 2001;34: 415-418.
13. Neznal M, Neznal M. The new method for Assessing the Radon Risk of Building Sites. *Czech Geological Survey Special Papers*. 2004;16: 7-47.
14. Siehl A, Stegemann R, Valdivia-Manchego M. Mapping the geogenic radon potential in Germany. *The Science of the Total Environment*. 2001;272: 217-230.
15. Kikaj D, Jeran Z, Bahtijari M, Stegnar P. Radon in soil gas in Kosovo. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;164: 245-252.
16. Ciotoli G, Voltaggio M, Tuccimei P, Soligo M, Pasculli A, Beaubien SE, et al. Geographically weighted regression and geostatistical techniques to construct the geogenic radon potential map of the Lazio region: A methodological proposal for the European Atlas of Natural Radiation. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017;166(2): 355-375.
17. Watson Robin J, Smethurst M, Ganerod G, Finne I, Rudjord A. The use of mapped geology as a predictor of radon potential in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2017;166(2): 341-354.
18. Akerblom G. Investigations and mapping of radon risk areas. Geology for environmental planning, Proceed. Symposium Trondheim, Geol. Survey of Norway; 1987. P. 96-106.
19. Shilova KO. Problems of assessing the radon hazard of building territories by the example of measurements taken in the Russian Federation and the Czech Republic. Problems of geology and subsoil development: proceedings of the XX International Academician M.A. Usov students and young scientists dedicated to the 120th anniversary of the founding of Tomsk Polytechnic University, Tomsk, April 4-8, 2016. Tomsk: TPU Publishing House; 2016. V. 1. P. 609-610 (In Russian)
20. Marennny AM, Tsapalov AA, Miklyaev PS, Petrova TB. Formation patterns of the radon field in the geological environment. Federal Medical and Biological Agency, Scientific and Technical Center for Radiation Technical Safety and Hygiene of Russia; 2016. 394 p. (In Russian)
21. Ferry C, Beneito A, Richon P, Robé MC. An automatic device for measuring the effect of meteorological factors on radon-222 flux from soils in the long term. *Radiation Protection Dosimetry*. 2001;93(3): 271-274.
22. Jha S, Khan AH, Mishra UC. A study of the ^{222}Rn flux from soil in the U mineralised belt at Jaduguda. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000;49: 157-169.
23. Matiullah MF. Radon exhalation and its dependence on moisture content from samples of soil and building materials. *Radiation Measurements*. 2008;43: 1458-1462.
24. Kojima H, Nagano K. The influence of meteorological and soil parameters on radon exhalation. *Radon in the Living Environment*. 1999;071: 627-642.
25. Lawrence CE, Akber RA, Bollh fer A, Martin P. Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009;100: 1-8.
26. Hosoda M, Shimo M, Sugino M, Furukawa M, Fukushi M. Effect of Soil Moisture Content on Radon and Thoron Exhalation. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2007;44(4): 664-672.
27. Ryzhakova NK. A new method for estimating the coefficients of diffusion and emanation of radon in the soil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;135: 63-66.
28. Ryzhakova NK, Ramenskaya GA. Methods and results of determining the emanation coefficients for clay soils of Tomsk. *Geoekologiya, inzhenernaya geologiya, gidrogeologiya, geokriologiya = Geoecology. Engineering Geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2012;2: 168-76 (In Russian)
29. Ryzhakova NK, Shestak AP. Methods and results of measurements of the radon effective diffusion coefficient in soils. *Geoekologiya, inzhenernaya geologiya, gidrogeologiya, geokriologiya = Geoecology. Engineering Geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2009;6: 555-63 (In Russian)
30. Gulabyanc LA, Zabolotsky BYu. Power of the "active" soil layer during diffusion transfer of radon in the soil base of a building. *ANRI*. 2001;4: 38-40 (In Russian)

Received: October 14, 2019

Nadezhda K. Ryzhakova – candidate of Physical and Mathematical Science, senior lecturer of School of Nuclear Science & Engineering, Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

For correspondence: Kseniya O. Stavitskaya – post-graduate student of School of Nuclear Science & Engineering, Tomsk Polytechnic University (Lenina prosp., 30, Tomsk, 634050, Russia; E-mail: shilovaxeniya@gmail.com)

Andrey A. Udalov – post-graduate student of V.E. Zuev Institute of Atmospheric Optics of Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Tomsk, Russia

For citation: Ryzhakova N.K., Stavitskaya K.O., Udalov A.A. A new approach to the problem of assessing the radon hazard of building sites. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No 2. P. 57-64. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-57-64

Содержание ^{210}Po и ^{210}Pb в некоторых видах пищевых продуктов. Оптимизация метода определения

М.В. Кадука¹, Л.Н. Басалаева¹, Т.А. Бекашева¹, С.А. Иванов¹, Н.В. Салазкина¹, В.В. Ступина¹,
А.Н. Кадука²

¹ Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

² Санкт-Петербургский противотуберкулезный диспансер № 3, Санкт-Петербург, Россия

В статье приведен обзор данных о содержании изотопов полония и свинца (^{210}Po , ^{210}Pb) в природных объектах, полученных из литературных источников. Приведен обзор существующих методов определения содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в разных объектах и анализ целесообразности применения описанных в них приемов для определения содержания указанных изотопов в пищевых продуктах в разрабатываемой в радиохимической лаборатории института методике. Предложен более совершенный и простой для реализации исполнителями, чем существующие, метод определения содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в пищевых продуктах из объема пробы не более 1,0 кг с минимально измеряемой активностью счетного образца не более 0,01 Бк. Приведены результаты исследования содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в некоторых видах пищевых продуктов, отобранных на дачных участках в Ленинградской области и приобретенных в торговой сети г. Санкт-Петербурга. Выполнена оценка потенциальной среднегодовой дозы внутреннего облучения населения (E_{int}) за счет содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в исследованных пищевых продуктах, потребляемых местным населением. Для расчета доз внутреннего облучения использовали данные о рационах питания взрослых жителей населенных пунктов городского типа по данным Росстата и интернет-ресурсов. Полученные результаты наглядно показали, что только за счет отдельных природных радионуклидов, причем содержащихся в ограниченном наборе пищевых продуктов (только в тех видах продуктов, которые были исследованы), доза внутреннего облучения населения при потреблении пищевых продуктов может в десятки раз превышать дозу облучения за счет техногенных радионуклидов.

Ключевые слова: природные радионуклиды, изотопы полония и свинца, пищевые продукты, методы определения удельной активности, радиохимический анализ, дозы внутреннего облучения населения.

Введение

Проблемы определения содержания природных радионуклидов в пищевых продуктах

В отдельных случаях вклад в дозу внутреннего облучения за счет содержания природных радионуклидов (ПРН) в пищевых продуктах может быть значительным [1, 2]. Как правило, для оценки доз облучения населения за счет ПРН специалисты, заполняющие форму статистической отчетности (4-ДОЗ), используют среднемировые данные о содержании ПРН в пищевых продуктах, приведенные в отчете НКДАР ООН, 2000 г. [3]. Такая ситуация связана с тем, что в доступных в настоящее время методах определения содержания ПРН в пищевых продуктах обычно используются сложные способы пробоподготовки самого продукта перед анализом, в ходе анализа применяются агрессивные реактивы, предлагаемые приемы радиохимического выделения и концентрирования являются весьма трудоемкими. В результате в формах статисти-

ческой отчетности содержатся сведения не о реальных дозах облучения населения той или иной территории за счет содержания ПРН в пищевых продуктах, а среднемировые данные. При этом значения удельной активности ПРН в одном и том же виде пищевого продукта, по данным отчета НКДАР ООН [3], даже для территории одного государства могут отличаться на несколько порядков величины. Так, например, содержание ^{210}Pb в мясных продуктах, произведенных на территории Великобритании, может варьировать в диапазоне 0,040–3,700 Бк/кг, т.е. различаться в 93 раза, ^{210}Po – в диапазоне 0,062–67 Бк/кг, т.е. различаться в 1100 раз.

Естественная радиоактивность растений и животных обусловлена поглощением ими радиоактивных веществ, которые встречаются в природе. Радиоактивные изотопы свинца и полония, как продукты распада семейств ^{238}U , ^{232}Th и ^{235}U , распространены в окружающей среде повсеместно и представлены относительно долгоживущими ^{210}Pb и ^{210}Po , а также короткоживущими $^{211,212,214}\text{Pb}$

Кадука Марина Валерьевна

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: kaduka@mail.ru

и $^{212,214,215,216,218}\text{Po}$. При этом ^{210}Pb и его дочерний продукт ^{210}Po по радиотоксическому действию на организм отнесены к группе радионуклидов с особо высокой токсичностью [4].

Содержание полония и свинца в пищевых продуктах

Основными источниками ^{210}Po и ^{210}Pb в природных объектах являются естественный радиогеохимический фон, участки локального концентрирования в результате интенсивных радоновых потоков, урановые месторождения, техногенное загрязнение окружающей природной среды. Наиболее мощным источником в естественных условиях являются урановые руды.

Высокая удельная активность ^{210}Po и ^{210}Pb характерна для некоторых видов растений, особенно в северных регионах (мхи, лишайники). Северные районы отличаются также повышенным содержанием ^{210}Po в организме человека и животных, примерно в 10 раз выше, чем в южных регионах [5].

Поступление ^{210}Po и ^{210}Pb в растения связано с несколькими неравнозначными источниками: непосредственным отложением изотопов на поверхностные части растений с атмосферными выпадениями; корневым поступлением этих изотопов из почвы; накоплением ^{210}Po и ^{210}Pb при распаде материнских радионуклидов, поступивших из почвы. Преобладает накопление из атмосферного источника, на долю корневого поступления приходится до 20% ^{210}Po и до 14% – ^{210}Pb [6]. ^{210}Pb накапливается преимущественно в наземных частях растений, главным образом в верхних, молодых. ^{210}Po также концентрируется в наземной части, но в нижней, более старой части растений. В корневой системе полония и свинца существенно меньше.

Различающееся содержание изотопов полония и свинца в продуктах растительного происхождения обусловлено разной сорбционной поверхностью растений. Особенно высокое содержание свинца и полония обнаружено в чае – до 30,5 Бк/кг. Содержание ^{210}Pb и ^{210}Po в продуктах питания растительного происхождения зависит от места их произрастания, а также от времени, прошедшего с момента сбора урожая [6]. Содержание ^{210}Po и ^{210}Pb в хлебных злаках неодинаково. Поскольку плотность выпадений ^{210}Pb из атмосферы и вегетационные периоды этих растений примерно одинаковы, можно объяснить различия, например, большей сорбционной поверхностью колосьев овса по сравнению с пшеницей и рожью. Особенно высокое количество полония и свинца обнаружено в чае и кофе. Высокая удельная активность изотопов полония и свинца в чае может быть объяснена большой сорбционной поверхностью его листьев. Зернами кофе эти нуклиды могли быть накоплены только метаболическим путем, так как кофе относится к вечнозеленым растениям, и его зерна, закрытые в плоде, защищены от поверхностного загрязнения. ^{210}Pb и ^{210}Po в корнеплодах распределены неравномерно. Большой процент активности сосредоточен в съедобной части корнеплодов. Так, в клубнях картофеля содержится 73% ^{210}Pb и 61% – ^{210}Po от общего содержания данных радионуклидов в растении. В клубнях свеклы содержится 41% ^{210}Pb и 39% – ^{210}Po от общего содержания радионуклидов в растении [6].

В молоке удельная активность свинца колеблется в пределах 0,18–13,7 Бк/л. Содержание полония в молоке

достигает 3,3 Бк/кг, в говядине – 130 Бк/кг. В среднем в суточном рационе жителя средних широт России содержится около 0,22 Бк ^{210}Po , при отношении $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$, равном 0,73 [7].

Обзор методик определения содержания полония и свинца в разных объектах

Физические характеристики ^{210}Pb и ^{210}Po предоставляют широкие возможности детектирования данных радионуклидов в биопробах любой экологической цепочки. При этом используются радиометрические и спектрометрические измерения по альфа-, бета- или гамма-излучению после радиохимического выделения. [6]. Специфическим носителем при изучении поведения микроколичеств полония является теллур. Однако следует учитывать, что в наибольшей степени аналогия в химическом поведении этих двух элементов проявляется в случае ковалентных соединений (оксианионы, элементоорганические соединения и др.). Более основной характер полония по сравнению с теллуром определяет некоторое различие в поведении их ионных форм. Особенно это сказывается в склонности полония к комплексообразованию со многими лигандами, для которых комплексообразование с теллуром нехарактерно. В этом отношении полоний занимает промежуточное положение между теллуром и висмутом, и часто отделить полоний от висмута труднее, чем от теллура [8].

Самый распространенный, простой в исполнении, чувствительный и точный метод количественного определения активности полония в неводных пробах – альфа-спектрометрический метод. Перед радиохимической подготовкой в пробу вводится фиксированное количество изотопного индикатора ^{208}Po или ^{209}Po . Идентификация и расчет активностей выполняются по соотношению интенсивностей альфа-счета ^{210}Po и добавленной метки в соответствующих энергетических областях. Приготовление препарата для измерения заключается в нанесении активности полония на подложку из металла Ni, Cu, Ag (спонтанное осаждение). Данный метод является довольно длительным, так как для определения ^{210}Pb необходимо проводить повторное осаждение через 6 месяцев [4]. Метод Черенковского излучения используется для анализа ^{210}Pb по β -излучению ^{210}Bi , однако этот вариант требует длительного времени установления равновесия с материнским ^{210}Pb (около 30 дней) и характеризуется сравнительно низкой эффективностью регистрации (14–20%). Кроме специальных счетчиков, черенковское излучение измеряют также с помощью жидкостно-сцинтилляционной аппаратуры. Активность ^{210}Pb , выделенного из пробы на каком-либо носителе, также может быть измерена с применением гамма-спектрометра [4].

Жидкостной сцинтилляционный метод (ЖС) характеризуется высокой эффективностью регистрации бета-излучения, в том числе низкоэнергетического. ЖС-техника позволяет измерять непосредственно ^{210}Pb , исключая стадию выжидания накопления дочерних радионуклидов. Кроме того, возможно одновременное определение ^{210}Pb , ^{210}Po и ^{210}Bi . Методика достаточно сложная, предусматривает предварительную очистку от железа и последующее разделение на отдельные фракции радионуклидов на колонке со смолой Eichrom Srresin. При этом необходимо периодически выделять трассер ^{212}Pb , поскольку это

короткоживущий изотоп с периодом полураспада 10,6 ч. Кроме того, выход ^{210}Pb , ^{210}Bi рассчитывают по гамма-излучающим трассерам после дополнительного измерения препаратов на гамма-спектрометре. Продолжительность анализа пробы при применении данного метода составляет 10 дней [4].

Метод радиометрического определения активности ^{210}Po и ^{210}Pb широко используется для определения анализа проб как водных, так и неводных объектов [4, 9, 10]. Это связано с доступностью измерительных установок и простотой их обслуживания.

Наиболее распространенным способом радиохимического выделения ^{210}Pb (^{210}Bi) и ^{210}Po из раствора является метод их электрохимического (бестокового) осаждения на металлические диски (мишени), изготовленные из серебра, никеля, меди или стали. При этом на последних трех металлах одновременно с полонием количественно осаждается висмут, что делает возможность по бета-активности ^{210}Bi определять активность ^{210}Pb (при условии их равновесия). Металлический диск после спонтанного осаждения на нем ^{210}Po и ^{210}Bi является счетным образцом для альфа-бета-радиометрических измерений [4, 9, 10].

Время спонтанного осаждения ^{210}Po и ^{210}Bi на дисках в разных методиках варьирует от 1 до 18 ч. В источнике [9] описано осаждение ^{210}Po и ^{210}Bi в течение 2 ч при интенсивном кипении раствора. Оптимальные условия, обеспечивающие химический выход ^{210}Po не менее 90%, согласно источнику [11], следующие: 0,1 н HCl; $T = 85^\circ\text{C}$; $t_{\text{ос}} = 3$ ч.

Метод определения свинца в пищевых продуктах, предложенный в источнике [12], не позволяет одновременно проводить определение удельной активности ^{210}Po и ^{210}Pb из одной пробы, так как по методике проводится озоление продуктов при 400–500 $^\circ\text{C}$, что приводит к потере полония в анализируемых пробах.

Цель исследования – разработка оптимального метода определения содержания ПРН в пищевых продуктах с последующей оценкой их содержания в различных видах (группах) продуктов.

Задачи исследования

1. Оптимизировать существующие в настоящее время приемы радиохимического выделения ^{210}Pb и ^{210}Po из различных видов пищевых продуктов,
2. Получить первичные данные о содержании ^{210}Pb и ^{210}Po в выборочной группе пищевых продуктов, в которой, по литературным данным, ожидается повышенное содержание указанных изотопов.
3. Получить оценочные значения потенциальной дозы внутреннего облучения населения за счет проанализированных продуктов.

Материалы и методы

Принимая за основу методику определения ^{210}Po и ^{210}Pb в воде, разработанную в Санкт-Петербургском институте радиационной гигиены¹ [10], и учитывая спец-

ифику подготовки пищевых продуктов для анализа и некоторые приемы радиохимического анализа, описанные другими исследователями [4–6, 12], предлагается следующая принципиальная схема определения ^{210}Po и ^{210}Pb в пищевых продуктах.

Подготовка проб

Перед анализом все твердые образцы (20–1000 г в зависимости от предполагаемой активности радионуклидов) проходят обычную подготовку, как перед кулинарной обработкой и употреблением в пищу: снятие кожуры, удаление косточек (при наличии) и тщательную промывку водой. Подготовленные образцы высушивают до постоянного веса. Жидкие пробы (молоко) концентрируют выпариванием с добавлением азотной кислоты до минимального объема.

Озоление

Анализ на содержание полония осложняется летучестью его соединений, особенно органических. Поэтому при определении полония рекомендуется использовать только «мокрое» озоление. При этом необходимо ограничивать температуру окончательного выпаривания досуха с HNO_3 и HCl до 120–150 $^\circ\text{C}$.

Для проведения анализа берут навеску не менее 20 г подготовленной пробы. Пробу помещают в стакан емкостью 600–800 мл и заливают 100 мл концентрированной азотной кислоты HNO_3 . Приливать кислоту следует небольшими порциями, чтобы избежать избыточного пенообразования. Целесообразно оставить пробу, залитую концентрированной кислотой HNO_3 , на ночь. Затем продолжают «мокрое» озоление при нагревании до 120–150 $^\circ\text{C}$. Далее раствор упаривают до минимального объема, снова приливают 50 мл концентрированной HNO_3 . Процесс повторяют несколько раз до полного сжигания органики. Затем к пробе, помимо концентрированной азотной кислоты, добавляют всего по каплям 4–8 мл перекиси водорода (H_2O_2 – 35% раствор) через каждые 10–15 минут и продолжают процесс окисления, следя за тем, чтобы он проходил спокойно. Процесс проводят до тех пор, пока не получают осветленный раствор, после чего его выпаривают до влажных солей.

Полученные нитраты переводят в хлориды, для этого к влажным солям небольшими порциями приливают около 50 мл концентрированной соляной кислоты (HCl) и вновь упаривают получаемый раствор до минимального объема. Описанный процесс повторяют 3–4 раза до исчезновения бурых паров окислов азота.

Приготовление раствора для электролитического осаждения

Последнюю порцию упаренного до минимального объема солянокислого раствора пробы выпаривают до сухих солей, избегая их пригорания. По окончании выпаривания в стакан приливают 75 мл 1 н HCl и кипятят несколько минут. Полученный раствор фильтруют через фильтр «синяя лента». Фильтрат доводят дистиллирован-

¹ Методические рекомендации МР 2.6.1.0064-12 «Радиационный контроль питьевой воды методами радиохимического анализа». 63 с. [Methodical Recommendations MR 2.6.1.0064-12 «Radiation control of the drinking water using radiochemical analysis methodic». Moscow, Rospotrebnadzor. 63 p. (In Russ.)]

ной водой до объема 100 мл. При определении полония следует принимать меры для предотвращения его сорбции на стекле; растворы должны быть приблизительно 1 н по соляной кислоте и не ниже 2% по лимонной. Кроме того, осаждению полония на никелевый диск мешает ион трехвалентного железа, если количество его в электролите превышает 10 мг. Для восстановления трехвалентного железа в двухвалентное в раствор пробы добавляют 500–700 мг сухой лимонной кислоты и перемешивают его до полного растворения добавленного сухого реактива. Затем в полученный раствор добавляют сухую аскорбиновую кислоту до его обесцвечивания.

Бестоковое электрохимическое осаждение ^{210}Po и ^{210}Pb

Осаждение ^{210}Po и ^{210}Pb (для определения активности ^{210}Pb) проводят на металлические диски (мишени), изготовленные из никеля. Используемые диски перед повторным применением в зависимости от активности либо кипятят в 0,5 н (10%) растворе HNO_3 до появления зеленоватого цвета в растворе, либо замачивают на некоторое время в азотной кислоте той же нормальности, затем высушивают и полируют мелкой наждачной бумагой. Отполированные диски промывают водой с мылом, высушивают и протирают спиртом или ацетоном для обезжиривания. Диски устанавливают в специальные тефлоновые ячейки, которые помещают на дно стакана, затем заливают подготовленным обесцвеченным раствором пробы для электрохимического осаждения. Стакан накрывают часовым стеклом. Содержимое стакана нагревают на кипящей водяной бане (90 °C) в течение 5–6 ч, периодически перемешивая раствор. Объем жидкости должен быть равным 100 мл в течение всего времени осаждения, поэтому необходимо добавлять к пробе дистиллированную воду по мере испарения раствора. Осаждение полония в значительной мере зависит от условий проведения процесса, поэтому все требования должны строго соблюдаться. После окончания осаждения диск извлекают из электролизера, промывают водой и спиртом. Подготовленный описанным способом диск является счетным образцом для альфа-бета-радиометрических измерений. После электролитического осаждения ^{210}Po и ^{210}Pb на никелевый диск определяют скорость счета полученного образца по α - и β -каналу малофоновой ра-

диометрической установки. Проведение измерений счетного образца и определение удельной активности ^{210}Po и ^{210}Pb проводят согласно общим требованиям п. 13.5 методических рекомендаций¹.

Результаты и обсуждение

В рамках разработки метода определения содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в пищевых продуктах в радиохимической лаборатории института в 2019 г. выполнили исследования 23 проб пищевых продуктов, отобранных на дачных участках в Ленинградской области и приобретенных в магазинах торговой сети г. Санкт-Петербурга.

В результате проведенных исследований, теоретических и практических изысканий разработан проект более совершенного и простого для практического исполнения метода определения содержания изотопов полония и свинца в пищевых продуктах из объема пробы не более 1,0 кг, с минимально измеряемой активностью счетного образца не более 0,01 Бк. Метод является более оптимальным, по сравнению с существующими, поскольку используемые в нем приемы радиохимического выделения и концентрирования позволяют определять удельную активность полония и свинца из меньшего объема пробы с минимальным использованием в ходе анализа агрессивных веществ, с минимально возможным временем проведения радиохимических процессов и временем проведения измерений счетного образца. Кроме того, метод является достаточно простым в исполнении оператором.

Удельную активность природных изотопов ^{210}Po и ^{210}Pb определили в 3 пробах салатной зелени, 6 пробах пряных трав, 1 пробе шпинатной зелени, отобранных на дачных участках в Ленинградской области. Содержание указанных радионуклидов также определили в 1 пробе чая, 1 пробе кофе, 2 пробах злаков (в хлопьях), 2 пробах хлеба, 2 пробах молока, 4 пробах картофеля и 1 пробе яблок, приобретенных в торговой сети г. Санкт-Петербурга. Данные о содержании ^{210}Po и ^{210}Pb в исследованных пробах приведены в таблице 1.

Средние значения удельной активности ^{210}Po и ^{210}Pb и диапазоны данных показателей в пробах проанализированных продуктов, отобранных на дачных участках в Ленинградской области и приобретенных в торговой сети г. Санкт-Петербурга, приведены в таблице 2.

Удельная активность ^{210}Po и ^{210}Pb в пробах пищевых продуктов, Бк/кг

Таблица 1

Specific activity of ^{210}Po and ^{210}Pb in the samples of the foodstuffs, Bq/kg

[Table 1]

№ п/п	Вид продукта [Type of product]	Место отбора [Place of sampling]	Удельная активность, Бк/кг [Specific activity, Bq/kg]	
			^{210}Po	^{210}Pb
1	Салат «Азарт» [Lettuce "Ardor"]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,11±0,02	0,28±0,06
2	Салат листовой [Leaf lettuce]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,08±0,02	0,32±0,06
3	Крепс-салат [Watercress]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,26±0,05	0,44±0,09
4	Петрушка [Parsley]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,04±0,01	0,11±0,02
5	Кинза [Cilantro]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,15±0,05	0,30±0,15

Окончание таблицы 1

N п/п	Вид продукта [Type of product]	Место отбора [Place of sampling]	Удельная активность, Бк/кг [Specific activity, Bq/kg]	
			^{210}Po	^{210}Pb
6	Кинза [Cilantro]	гп Заневское [st. Zanevskoye]	0,19±0,04	0,37±0,07
7	Горчица [Mustard]	гп Заневское [st. Zanevskoye]	0,15±0,03	0,43±0,09
8	Руккола [Eruca sativa]	пгт Синявино [st. Sinjavino]	0,21±0,04	0,41±0,08
9	Укроп [Dill]	пгт Синявино [st. Sinjavino]	0,09±0,02	0,21±0,04
10	Шпинат [Spinach]	дп Дивенская [st. Divenskaya]	0,19±0,04	0,41±0,08
11	Чай «Гринфилд» черный [Black tea "Greenfield"]	Торговая сеть [Trade network]	1,33±0,27	1,41±0,28
12	Кофе «Чибо эксклюзив», гранулы [Coffee "Chibo exclusive" granules]	Торговая сеть [Trade network]	0,19±0,04	1,11±0,22
13	Геркулес «Ясно солнышко», хлопья [Oat-flakes "Shine Sun", flakes]	Торговая сеть [Trade network]	0,056±0,011	0,24±0,05
14	Злаки из овса, пшеницы, ячменя и ржи, хлопья [Cereals from oat, wheat and rye, flakes]	Торговая сеть [Trade network]	0,25±0,05	0,28±0,06
15	Хлеб ржаной [Rye bread]	Торговая сеть [Trade network]	0,08±0,04	0,18±0,09
16	Хлеб «Дарницкий» [Bread "Darnitsky"]	Торговая сеть [Trade network]	0,22±0,09	0,62±0,31
17	Молоко «Пискаревское» [Milk "Piskarevskoe"]	Торговая сеть [Trade network]	0,010±0,005	0,016±0,008
18	Молоко «Пискаревское» [Milk "Piskarevskoe"]	Торговая сеть [Trade network]	0,012±0,006	0,026±0,013
19	Картофель [Potatoes]	Торговая сеть [Trade network]	0,012±0,004	0,074±0,037
20	Картофель [Potatoes]	Торговая сеть [Trade network]	0,012±0,005	0,054±0,027
21	Картофель из Беларуси [Potatoes from Belorussia]	Торговая сеть [Trade network]	0,013±0,005	0,058±0,029
22	Картофель белый [Potatoes white]	Торговая сеть [Trade network]	0,026±0,013	0,08±0,04
23	Яблоко [Apple]	Торговая сеть [Trade network]	0,024±0,007	0,062±0,019

Таблица 2

Средние значения и диапазоны значений удельной активности ^{210}Po и ^{210}Pb в пробах пищевых продуктов, Бк/кг

[Table 2]

The average values and diapasons of ^{210}Po and ^{210}Pb in the samples of the foodstuffs, Bk/kg

Вид продукта [Type of product]	Число проб [Number of samples]	Удельная активность ^{210}Po , Бк/кг [^{210}Po specific activity, Bq/kg]		Удельная активность ^{210}Pb , Бк/кг [^{210}Pb specific activity, Bq/kg]	
		Среднее [Average]	Диапазон [Diapason]	Среднее [Average]	Диапазон [Diapason]
Салатная зелень [Salad greenery]	3	0,15	0,08–0,26	0,35	0,28–0,44
Пряные травы [Spicy herbs]	6	0,138	0,04–0,21	0,31	0,11–0,43
Шпинатная зелень [Spinach greenery]	1	0,19	–	0,41	–
Чай черный [Black tea]	1	1,33	–	1,41	–
Кофе гранулированный [Granulated coffee]	1	0,19	–	1,11	–

Вид продукта [Type of product]	Число проб [Number of samples]	Удельная активность ^{210}Po , Бк/кг [^{210}Po specific activity, Bq/kg]		Удельная активность ^{210}Pb , Бк/кг [^{210}Pb specific activity, Bq/kg]	
		Среднее [Average]	Диапазон [Diapason]	Среднее [Average]	Диапазон [Diapason]
Хлопья из злаков [Cereal flakes]	2	0,153	0,056–0,250	0,26	0,24–0,28
Хлеб [Bread]	2	0,15	0,08–0,22	0,40	0,18–0,62
Молоко [Milk]	2	0,011	0,010–0,012	0,021	0,016–0,026
Картофель [Potatoes]	4	0,016	0,012–0,026	0,067	0,054–0,080
Яблоки [Apples]	1	0,024	–	0,062	–

На основании полученных данных о содержании ^{210}Po и ^{210}Pb в проанализированных пищевых продуктах выполнили оценку потенциальной среднегодовой дозы внутреннего облучения населения (E_{int}) за счет их содержания в некоторых видах продуктов, потребляемых местным населением, а именно: в молоке, картофеле, хлебе, злаках (в хлопьях), чае и кофе. Для расчета доз внутреннего облучения использовали данные о рационах питания взрослого городского населения по доступным данным Росстата за 2018 г. [13]. Данные по потреблению чая и кофе были получены из интернет-ресурсов [14, 15]. Данных по потреблению зелени и пряных трав жителями Российской Федерации найти не удалось, поэтому выполнить оценку доз облучения за счет содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в указанных продуктах на данном этапе исследований оказалось невозможным. При этом, как показали результаты исследований, содержание ^{210}Po и ^{210}Pb в зелени и пряных травах, выращиваемых на

дачных участках в Ленинградской области, в среднем на порядок выше, чем в хлебе, молоке и картофеле, продающихся в торговой сети г. Санкт-Петербурга. Дозовые коэффициенты для перорального поступления изотопов полония и свинца в организм взрослого населения приведены в Приложении 2а к НРБ-99/2009² – 0,0012 мЗв/Бк для ^{210}Po и 0,00069 мЗв/Бк для ^{210}Pb .

При расчете потенциальной среднегодовой дозы внутреннего облучения населения (E_{int}) за счет содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в основных пищевых продуктах, потребляемых местным населением, использовали средние значения удельной активности изотопов полония и свинца – $A(^{210}\text{Po})$ и $A(^{210}\text{Pb})$, полученные в результате проведенного исследования без учета неопределенности измерений. Полученные оценочные значения потенциальных доз облучения населения за счет природных изотопов полония и свинца, содержащихся в пищевых продуктах, приведены в таблице 3.

Таблица 3

Оценочные значения доз внутреннего облучения взрослых жителей за счет содержания природных изотопов плутония и свинца в пищевых продуктах: $E_{\text{int}}(^{210}\text{Po})$, $E_{\text{int}}(^{210}\text{Pb})$, мЗв/год

[Table 3]

Estimation values of internal exposure doses for adult inhabitants due to polonium and lead m natural isotopes in the foodstuffs: $E_{\text{int}}(^{210}\text{Po})$, $E_{\text{int}}(^{210}\text{Pb})$, mSv/year]

Вид продукта [Type of product]	Потребление, кг/год [Consumption, kg/year]	$A(^{210}\text{Po})$, Бк/кг [$A(^{210}\text{Po})$, Bq/kg]	$E_{\text{int}}(^{210}\text{Po})$, мЗв/год [$E_{\text{int}}(^{210}\text{Po})$, mSv/year]	$A(^{210}\text{Pb})$, Бк/кг [$A(^{210}\text{Pb})$, Bq/kg]	$E_{\text{int}}(^{210}\text{Pb})$, мЗв/год [$E_{\text{int}}(^{210}\text{Pb})$, mSv/year]
Хлеб ржаной и прочий [Bread rye and other]	14,1	0,15	0,00254	0,40	0,00389
Молоко [Milk]	45,1	0,011	0,00060	0,021	0,00065
Картофель [Potatoes]	55,9	0,016	0,00107	0,067	0,00258
Злаки в хлопьях [Cereal flakes]	14,2	0,153	0,00261	0,26	0,00255
Чай черный [Black tea]	1,16	1,33	0,00185	1,41	0,00113
Кофе гранулы [Granulated coffee]	1,69	0,19	0,00039	1,11	0,00129
E_{int} суммарная по всем продуктам [E_{int} sum for all foodstuffs]			0,0091		0,0121

² СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности. НРБ-99/2009 [Sanitary Rules and Norms 2.6.1.2523-09 "Radiation Safety Standard NRB-99/2009"]

В результате проведенных расчетов получили оценочное значение дозы внутреннего облучения: $E_{\text{int}}(^{210}\text{Po}+^{210}\text{Pb}) = 0,0212$ мЗв/год. Следует отметить, что вышеприведенное значение дозы внутреннего облучения является лишь частью дозы облучения от ПРН в пищевых продуктах, а именно дозой за счет содержания в продуктах только двух радионуклидов и только в шести видах пищевых продуктов. В результате ранее проведенных исследований [16] было получено оценочное значение дозы внутреннего облучения населения жителей Рязанской и Пензенской областей за счет содержания природных изотопов радия в пяти видах пищевых продуктов: $E_{\text{int}}(^{226}\text{Ra}+^{228}\text{Ra}) = 0,109$ мЗв/год. При этом значение дозы внутреннего облучения жителей Рязанской и Пензенской областей за счет содержания техногенного ^{137}Cs в основных дозообразующих пищевых продуктах – компонентах рациона питания, полученное в рамках Федеральных целевых программ Роспотребнадзора, составило 0,009 мЗв/год, т.е. существенно меньшую величину. Вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения в отдаленный период после аварии на ЧАЭС составляет доли процентов [17], поэтому в расчет не принимался.

Заключение

Естественная радиоактивность растений и животных обусловлена поглощением ими радиоактивных веществ, которые встречаются в природе. Основными дозообразующими радионуклидами, наряду с изотопами урана (^{238}U и ^{234}U), являются изотопы радия (^{226}Ra , ^{228}Ra и ^{224}Ra). ^{226}Ra имеет высокий индекс токсичности, связанный с долговременным отложением в костной ткани, высокими энергиями альфа- и бета-излучения самого ^{226}Ra и его дочерних продуктов распада. ^{210}Po и ^{210}Pb являются наиболее биологически опасными из всей группы природных радионуклидов.

Несмотря на то, что в нашей стране ведется сбор данных в статистических формах отчетности (4-ДОЗ), данных о содержании ПРН в пищевых продуктах, потребляемых населением, недостаточно. Данный факт связан со сложностью определения удельной активности ПРН в пищевых продуктах, так как для этого используются радиохимические методы анализа, являющиеся достаточно трудоемкими, требующими специальной подготовки исполнителей анализа.

Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) в 2017 г. инициировало проект по оценке доз внутреннего облучения за счет поступления природных радионуклидов с пищей и питьевой водой. Был поднят вопрос о необходимости совершенствования существующих методов определения ПРН в пищевых продуктах и сборе информации о содержании ПРН в пищевых продуктах территорий стран – участниц МАГАТЭ. Это говорит об актуальности данного вопроса не только в масштабах Российской Федерации [13].

В результате проведенных исследований, теоретических и практических изысканий в 2018 г. был разработан проект оптимизированного метода определения содержания изотопов радия (^{228}Ra , ^{226}Ra) в пищевых продуктах из объема пробы не более 1 кг, с минимально измеряемой активностью счетного образца не более 0,05 Бк [13]. В 2019 г. разработан проект более совершенного и

простого для реализации исполнителями, чем существующие, метода определения содержания ^{210}Po и ^{210}Pb в пищевых продуктах из объема пробы не более 1 кг с минимально измеряемой активностью счетного образца не более 0,01 Бк.

На основании полученных данных о содержании изотопов радия в проанализированных пищевых продуктах выполнена оценка среднегодовой дозы внутреннего облучения населения Рязанской и Пензенской областей за счет содержания изотопов радия в пяти видах основных дозообразующих продуктов [13] и жителей г. Санкт-Петербурга за счет содержания изотопов полония и свинца в шести видах пищевых продуктов. Полученные результаты наглядно показали, что только за счет отдельных природных радионуклидов, причем содержащихся в ограниченном наборе пищевых продуктов (только в тех видах продуктов, которые были исследованы), доза внутреннего облучения населения при потреблении пищевых продуктов может в десятки раз превышать дозу облучения за счет техногенных радионуклидов.

Литература

1. Онищенко Г.Г., Попова А.Ю., Романович И.К. и др. Радиационно-гигиеническая паспортизация и ЕСКИД – информационная основа принятия управленческих решений по обеспечению радиационной безопасности населения Российской Федерации. Сообщение 2. Характеристика источников и доз облучения населения Российской Федерации // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 3. С. 18-35.
2. Историк О.А., Еремина Л.А., Барковский А.Н. и др. Облучение населения Ленинградской области за счет природных источников ионизирующего излучения // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 2. С. 91-97.
3. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR Report to the General Assembly, VI: Sources. UN, NY, 2000. 654 p.
4. Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Овсянникова Т.М. Po-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения // АНРИ. 2009. № 1(56). С. 29-40.
5. Искра А.А., Бахуров В.Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 124 с.
6. Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я. Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. М.: Атомиздат, 1978. 160 с.
7. Ильин Л.А., Коренков И.П., Наркевич Б.Я. Учебник Радиационная гигиена. 5-е изд. М.: изд-во «ГЭОТАР-Медиа», 2017. 413 с.
8. Бреслер С.Е. Радиоактивные элементы. М., Л.: Государственное издательство технико-теоретической литературы, 1952. С. 224-228.
9. Шарафутдинова А.Ф. Многофункциональные измерения в организме животных под воздействием эраконда и крещина. Диссертация на соискание ученой степени кандидата ветеринарных наук. М., 2011. 141 с.
10. Методика выполнения измерений удельной активности радионуклидов ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr и суммарной удельной активности альфа-, бета-излучающих радионуклидов в воде с применением альфа-бета радиометра и альфа-спектрометра. Свидетельство ФГУП «ВНИИМ им. Д.И. Менделеева» Федерального государственного агентства по техническому регулированию и метрологии № 1212/07 от 26 октября 2007 г. 42 с.
11. Flynn W.W. The determination of low levels of polonium-210 in the environmental materials // Anal. Chem. Acta. 1968. № 43. P. 221.

12. Методические указания. МУК 4.3.2502-09 Свинец 210. Определение удельной активности пищевых продуктах. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 27 с.
13. Федеральная служба государственной статистики. Потребление продуктов питания в домашних хозяйствах в 2018 году: https://www.gks.ru/bgd/regl/b19_101/Main.htm (Дата обращения 07.04.2020)
14. Известия. Графика. Потребление чая и кофе в России: <https://iz.ru/625034/video/grafika-potreblenie-kofe-i-chaia-v-rossii> (Дата обращения 08.04.2020)
15. Экспертно-аналитический центр агробизнеса "АБ-Центр". Рынок чая России в 2001-2016 гг.: <https://ab-centre.ru/news/rynok-chaya-rossii-v-2001-2016-gg> (Дата обращения 08.04.2020)
16. Кадука М.В., Басалаева Л.Н., Бекашева Т.А. и др. Содержание изотопов радия в основных дозообразующих продуктах, на территориях, загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС. Оптимизация метода определения // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. 2019. № 2 (22). С. 36–43.
17. Шутов В.Н, Кадука М.В., Брук Г.Я., и др. Динамика радиоактивного загрязнения пищевых продуктов сельскохозяйственного производства и природного происхождения после аварии на чернобыльской АЭС // Радиационная гигиена. 2008. Т.1, № 3. С. 25-30.

Поступила: 15.04.2020 г.

Кадука Марина Валерьевна – заведующая радиохимической лабораторией Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, дом 8; E-mail: kaduka@mail.ru

Басалаева Лариса Николаевна – старший научный сотрудник радиохимической лаборатории Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Бекашева Тамара Анатольевна – ведущий инженер-исследователь радиохимической лаборатории Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Иванов Сергей Анатольевич – младший научный сотрудник радиохимической лаборатории Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Салазкина Нина Викторовна – ведущий инженер-исследователь радиохимической лаборатории Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Ступина Вероника Вячеславовна – ведущий инженер-исследователь радиохимической лаборатории Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Кадука Александра Николаевна – врач-фтизиатр участковый Санкт-Петербургского противотуберкулезного диспансера № 3, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Кадука М.В., Басалаева Л.Н., Бекашева Т.А., Иванов С.А., Салазкина Н.В., Ступина В.В., Кадука А.Н. Содержание ^{210}Po и ^{210}Pb в некоторых видах пищевых продуктов. Оптимизация метода определения // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 65-74. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-65-74

²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content in the certain types of foodstuffs. Optimization of the analytical method

Marina V. Kaduka¹, Larisa N. Basalaeva¹, Tamara A. Bekyasheva¹, Sergey A. Ivanov¹, Nina V. Salazkina¹,
Veronika V. Stupina¹, Aleksandra N. Kaduka²

¹ Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

² Saint-Petersburg Tuberculosis Treatment Center №3, Saint-Petersburg, Russia

An article contains the review of the data on the content of polonium and lead content: ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb in natural entities, obtained from literary sources. The review is given of the existing methods for ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content investigation in different entities as well as the analysis of the expedience of the applying of the given polonium and lead content investigation in the foodstuffs technique for the use in a method under development of the radiochemical laboratory of the Institute. More perfect and simple for realization than existing method is given for ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content investigation in the foodstuffs from a sample with not more than 1.0 kg weight with minimal detectable activity not more than 0.01 Bq. The results are given of the investigation of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content in the certain types of the foodstuffs sampled in the kitchen gardens located in Leningrad region and bought in the trade network of Saint-Petersburg. Estimation of potential average annual population internal exposure dose (E_{int}) is carried out due to ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content in the investigated foodstuffs which are consumed by the local population. For the estimation of the internal exposure doses we used the data on the food rations of adult population of the settlement of the city type according to the data of Rosstat and Internet-resources. It is demonstrated that population internal exposure dose even from several natural radionuclides taking into account consumption of a limited set of foodstuffs could exceed the exposure dose from artificial radionuclide in tens times even for the territories radioactively contaminated after the Chernobyl NPP accident.

Key words: natural radionuclides, polonium and lead isotopes, foodstuffs, methods for specific activity investigation, radiochemical analysis, population internal exposure dose.

References

- Onishchenko GG, Popova AYU, Romanovich IK, Barkovsky AN, Kormanovskaya TA, Shevkun IG. Radiation-hygienic passportization and USIDC-information basis for management decision making for radiation safety of the population of the Russian Federation Report 2: Characteristics of the sources and exposure doses of the population of the RF. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(3): 18-35 (In Russian).
- Istrik OA, Eremina LA, Barkovsky AN, Kormanovskaya TA, Akhmatdinov RR. Exposure of the public of the Leningrad region due to the natural sources of ionizing. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(2): 91-97 (In Russian).
- Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR Report to the General Assembly, VI: Sources. UN, NY, 2000. 654 p.
- Bakhur AE, Manuilova LI, Ovsyannikova TM. Po-210 and Pb-210 in the objects of environment/ Methods of obtaining. *ANRI*. 2009;1(56): 29-40. (In Russian).
- Iskra AA, Bakhurov VG. Natural radionuclides in biosphere. Moscow: Energoizdat; 1981. 124 p. (In Russian).
- Ermolaeva-Makovskaya AP, Litver BYa. Lead-210 and polonium-210 in biosphere. Moscow: Atomizdat; 1978. 160 p. (In Russian).
- Ilyin LA, Korenkov IP, Narkevich BYa. Textbook Radiation Hygiene. 5-th ed. Moscow: «GE'OTAR-Media»; 2017. 413 p. (In Russian).
- Bresler SE. Radioactive elements. Moscow, Leningrad; 1952. pp. 224-228. (In Russian).
- Sharafutdinova AF. Multifunctional measurements in the animals organism under the influence of erakond and fucorcin. Moscow; 2011. 141 p. (In Russian).
- Procedure of measurements of the specific activities of ²³⁸U, ²³⁴U, ²³²Th, ²³⁰Th, ²²⁸Th, ²²⁸Ra, ²²⁶Ra, ²²⁴Ra, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po, ⁴⁰K, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr radionuclides and gross specific activity of alpha, beta-emitting radionuclides in water using alpha-beta radiometer and alpha-spectrometer. Certificate of FGUP «D.I. Mendeleyev Institute for Metrology» № 1212/07 from 26.10.2007, 42 p. (In Russian).
- Flynn WW. The determination of low levels of polonium-210 in the environmental materials. *Anal. Chem. Acta*. 1968; 43: 221.
- MUK 4.3.2502-09 Methodical Instruction. MI 4.3.2502-09 Lead=210. Determination of the specific activity in the foodstuffs. Moscow, 2010. 27 p. (In Russian).
- Foodstuffs consumption in the households in 2018. – Available from: https://www.gks.ru/bgd/regl/b19_101/Main.htm. [Accessed 07 April 2020].
- Consumption of tea and coffee in Russia. – Available from: <https://iz.ru/625034/video/grafika-potreblenie-kofe-i-chaia-v-rossii>. [Accessed 08 April 2020]

Marina V. Kaduka

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev.

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: kaduka@mail.ru

15. Tea market in Russia in 2001-2016 years. Available from: <https://ab-centre.ru/news/rynok-chaya-rossii-v-2001-2016-gg> [Accessed 08 April 2020].
16. Kaduka MV, Basalaeva LN, Bekyasheva TA, Ivanov SA, Salazkina NV, Stupina VV. Radium isotopes content in the main doseforming products in the territories contaminated due to the accident on the Chernobyl NPP. *Mediko-biologicheskie problemy zhiznedeystelnosti* = *Biomedical problems of life*. 2019;2(22): 36–43. (In Russian).
17. Shutov VN, Kaduka MV, Bruk GYa, Bazyukin AB, Basalayeva LN. Dynamics of radioactive contamination of agricultural food products and natural foodstuffs after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gigiyena = Radiation Hygiene*. 2008;1(3): 25-30. (In Russian).

Received: April 15, 2020

For correspondence: Marina V. Kaduka – Head of Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: kaduka@mail.ru)

Larisa N. Basalaeva – Senior Scientist, Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Tamara A. Bekyasheva – Leading Engineer-researcher, Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Sergey A. Ivanov – Junior Scientist, Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Nina V. Salazkina – Leading Engineer-researcher, Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Veronika V. Stupina – Leading Engineer-researcher, Radiochemical Laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Aleksandra N. Kaduka – Phthisiatritian, St-Petersburg Tuberculosis Treatment Center № 3, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Kaduka M.V., Basalaeva L.N., Bekyasheva T.A., Ivanov S.A., Salazkina N.V., Stupina V.V., Kaduka A.N. ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb content in the certain types of foodstuffs. Optimization of the analytical method. *Radiatsionnaya Gigiyena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. pp. 65-74. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-65-74

Лейкомогенный риск и темп накопления дозы радиационного воздействия. Сообщение 2: Сравнительный анализ лейкоцитарных индексов и динамики показателей периферической крови в зависимости от дозы внешнего гамма-облучения

С.Ф. Соснина, А.М. Юркин, П.В. Окатенко, С.А. Рогачева, Е.А. Груздева, М.Э. Сокольников

Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России,
Озёрск, Россия

Представлены результаты ретроспективного анализа лейкоцитарных индексов и динамики показателей периферической крови в зависимости от дозы внешнего гамма-облучения среди персонала первого в стране предприятия атомной отрасли. Исследование проведено на основе базы данных «Лейкозы в когорте персонала производственного объединения «Маяк» 1948–1958 гг. найма». База данных включает гематологическую, клиническую и дозиметрическую информацию о двух группах работников предприятия: в основную группу вошли лица, причиной смерти которых был лейкоз (n=84); в группу сравнения — персонал без онкогематологической патологии (n=300). Формирование группы сравнения произведено подбором 3–4 внутренних контролей к каждому случаю лейкоза с учетом пола, возраста начала облучения и той же накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения на красный костный мозг. На основе 19 592 анализов периферической крови описаны сдвиги гемопоэза по клеточным линиям, проведен корреляционный анализ взаимосвязи между показателями гемограммы и дозой радиационного воздействия, проанализированы особенности появления в периферическом кровотоке бластных клеток в период, предшествующий лейкозам. Впервые среди персонала «Маяка» проведен сравнительный анализ различных лейкоцитарных индексов. Отмечен разноплановый характер реагирования костномозгового кроветворения, показаны более выраженные гематологические сдвиги при более интенсивном производственном облучении. Выявлен ряд особенностей гемопоэза среди облученных на производстве лиц: 1) цитопения при минимальных накопленных дозах радиационного воздействия в обеих исследуемых группах; 2) более выраженная лабильность гемограмм с увеличением накопленной дозы внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия среди лиц, заболевших в дальнейшем лейкозами, по сравнению с контролем; 3) корреляционная взаимосвязь между клетками периферической крови и накопленными дозами внешнего гамма-облучения характеризовалась наибольшими значениями коэффициентов среди лиц с последующими лейкозами; 4) среди бластных клеток наиболее часто регистрировались миелобласты; проэритробласты характеризовались самым коротким средним периодом от момента начала облучения до их появления в периферическом кровотоке (в основной группе — 178 дней); полихроматофильные эритробласты в периферической крови были зарегистрированы только среди персонала с лейкозами в дальнейшем; 5) при сравнении лейкоцитарных индексов пропорционально категориям накопленных доз внешнего гамма-облучения отмечена выраженная вариабельность соотношения клеток крови среди облученных лиц, у которых впоследствии диагностирован лейкоз, особенно в диапазоне 2,0–2,5 Гр. Таким образом, комплексный анализ гематологических показателей, включая оценку лейкоцитарных индексов, является более информативным, чем изучение обычной гемограммы. Особенности динамики клеточного состава периферической крови могут служить индикаторами патологического кроветворения у облученных работников до клинической манифестации лейкозов.

Ключевые слова: система кроветворения, лейкоцитарные индексы, радиационное воздействие, внешнее гамма-облучение, риск лейкозов, производственное объединение «Маяк».

Введение

Кроветворная система является одной из наиболее радиочувствительных систем организма [1]. Специфические особенности реагирования гемопоэза

на воздействие ионизирующей радиации являются предметом научного интереса в течение длительного времени [2–6]. Вместе с тем, изучение гематологических сдвигов под влиянием производственного радиационного воз-

Соснина Светлана Фаридовна

Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России

Адрес для переписки: 456780, Россия, Озёрск, Челябинская область, Озёрское шоссе, 19; E-mail: sosnina@subi.su

действия сохраняет свою актуальность. Одним из перспективных научных направлений в этой области, в том числе в радиационной эпидемиологии, является анализ интегральных лейкоцитарных индексов (ИЛИ) [Leukocytic Integral Indices; LII].

Основой изучения ИЛИ являются разработки клинической медицины. Высокая прогностическая значимость ИЛИ при воспалительных заболеваниях, инфекционных осложнениях и неинфекционной патологии доказана во многих клинических исследованиях [7–9]. Признано, что оценка ИЛИ является более информативной, чем стандартный анализ лейкоцитарной формулы [10–12]. Специфичность изменений ИЛИ можно использовать не только в качестве независимого прогностического фактора при различных формах рака [13–16], но и для прогноза радиационно-индуцированных типов лейкозов у облученных людей [17].

Когорта персонала первого в стране предприятия атомной отрасли – производственного объединения (ПО) «Маяк», которая подверглась пролонгированному радиационному воздействию на производстве с различными сценариями облучения, является ценным информационным ресурсом для изучения особенностей гемопоэза. Комплексный анализ показателей периферической крови работников ПО «Маяк», включая оценку лейкоцитарных индексов, представляется более информативным, чем изучение обычных гемограмм. Сдвиги клеточного состава периферической крови могут рассматриваться в качестве индикаторов патологического кроветворения у облученных работников до клинической манифестации гемобластозов.

Цель исследования – сравнительный анализ ИЛИ и динамики гематологических показателей в зависимости от накопления дозы внешнего гамма-облучения среди работников ПО «Маяк», умерших от лейкозов.

Материалы и методы

Ретроспективный эпидемиологический анализ проведен на основе базы данных «Лейкозы в когорте персонала производственного объединения «Маяк» 1948–1958 гг. найма», созданной в лаборатории радиационной эпидемиологии Южно-Уральского института биофизики [18]. В компьютерную базу данных вошли сведения о двух группах работников ПО «Маяк»: основной группе работников, причиной смерти которых был лейкоз ($n=84$), и группе сравнения – персонал предприятия без онкогематологической патологии ($n=300$). Для достижения максимальной однородности групп к каждому случаю лейкоза был произведен подбор 3–4 внутренних контролей, подвергшихся радиационному воздействию на производстве в той же суммарной поглощенной дозе внешнего гамма-облучения на красный костный мозг (ККМ) ($\pm 5\%$), с учетом пола и возраста начала облучения (± 2 года).

База данных в итоге включает более 19,5 тысяч анализов периферической крови, клиническую информацию о перенесенных заболеваниях, сведения об индивидуальных дозах профессионального радиационного воздействия работников основных заводов ПО «Маяк», нанятых в период становления производства – 1948–1958 гг.

Сравнительный анализ гемограмм проведен в исследуемых группах в целом, а также в подгруппах с учетом различных типов производств (реакторного, радиохимического, плутониевого). Детальная характеристика структуры исследуемых групп по численности персонала разных типов производств ПО «Маяк» представлена в нашей предыдущей статье [18].

Для каждого анализа периферической крови из базы данных был произведен расчет следующих ИЛИ (табл. 1).

Проверка исходных данных на нормальность распределения проведена с использованием W-теста Шапиро –

Обозначение и формулы расчета ИЛИ*

Таблица 1

[Table 1]

LII designation and calculation formulas*

Полные названия ИЛИ [Full names of LII]	Аббревиатура ИЛИ [Abbreviation of LII]	Формулы расчета ИЛИ [Calculation formulas of LII]
Индекс Кребса [Krebs Index]	ИК [KI]	$ИК = \frac{H}{\text{лимф.}}$ $[KI = \frac{n}{\text{lymph.}}]$
Модифицированный лейкоцитарный индекс интоксикации [Modified Leukocyte Intoxication Index]	ЛИИМ [MLII]	$ЛИИМ = \frac{\text{мц.} + \text{пл. кл.} + \text{ю.} + \text{п.} + \text{с.}}{\text{лимф.} + \text{мон.} + \text{э.} + \text{б.}}$ $[MLII = \frac{\text{mc.} + \text{pl. c.} + \text{juv.} + \text{st.} + \text{seg.}}{\text{lymph.} + \text{mon.} + \text{e.} + \text{b.}}]$
Ядерный индекс [Nuclear Index]	ЯИ [NI]	$ЯИ = \frac{\text{мон.} + \text{ю.} + \text{п.}}{\text{с.}}$ $[NI = \frac{\text{mon.} + \text{juv.} + \text{st.}}{\text{seg.}}]$
Индекс сдвига лейкоцитов крови [White Blood Cells Shift Index]	ИСЛК [WBCSI]	$ИСЛК = \frac{\text{э.} + \text{б.} + \text{н. (с., п., юн., мц.)}}{\text{мон.} + \text{лимф.}}$ $[WBCSI = \frac{\text{e.} + \text{b.} + \text{n. (seg., st., juv., mc.)}}{\text{mon.} + \text{lymph.}}]$

Полные названия ИЛИ [Full names of LII]	Аббревиатура ИЛИ [Abbreviation of LII]	Формулы расчета ИЛИ [Calculation formulas of LII]
Индекс соотношения лейкоцитов и СОЭ [White Blood Cells-to-ESR Ratio]	ИЛСОЭ [WBC/ESR]	$\text{ИЛСОЭ} = \frac{\text{л.} \times \text{СОЭ}}{100}$ $\left[\frac{\text{WBC}}{\text{ESR}} = \frac{1 \times \text{ESR}}{100} \right]$
Лимфоцитарно-гранулоцитарный индекс [Lymphocytes-to-Granulocytes Ratio]	ИЛГ [LGR]	$\text{ИЛГ} = \frac{\text{лимф.} \times 10}{\text{мц.} + \text{ю.} + \text{п.} + \text{с.} + \text{э.} + \text{б.}}$ $[\text{LGR} = \frac{\text{lymph.} \times 10}{\text{mc.} + \text{juv.} + \text{st.} + \text{seg.} + \text{e.} + \text{b.}}]$
Общий индекс [Summary Index]	ОИ [SI]	$\text{ОИ} = \text{ИЛСОЭ} + \text{ИЛГ}$ $[\text{SI} = \frac{\text{WBC}}{\text{ESR}} + \text{LGR}]$
Лейкоцитарный индекс [Leukocytic Index]	ЛИ [LI]	$\text{ЛИ} = \frac{\text{лимф.}}{\text{н.}}$ $[\text{LI} = \frac{\text{lymph.}}{\text{n.}}]$
Индекс соотношения нейтрофилов и моноцитов [Neutrophils-to-Monocytes Ratio]	ИСНМ [NMR]	$\text{ИСНМ} = \frac{\text{п.} + \text{с.} + \text{н.}}{\text{мон.}}$ $[\text{NMR} = \frac{\text{st.} + \text{seg.}}{\text{mon.}}]$
Индекс соотношения лимфоцитов и моноцитов [Lymphocytes-to-Monocytes Ratio]	ИСЛМ [LMR]	$\text{ИСЛМ} = \frac{\text{лимф.}}{\text{мон.}}$ $[\text{LMR} = \frac{\text{lymph.}}{\text{mon.}}]$

* сокращения названий форменных элементов в формулах: л. – лейкоциты, н. – нейтрофилы, п. – палочкоядерные, с. – сегментоядерные, ю. – юные (метамиелоциты), мц. – миелоциты, лимф. – лимфоциты, э. – эозинофилы, б. – базофилы, мон. – моноциты, пл.кл. – плазматические клетки, СОЭ – скорость оседания эритроцитов.

[* abbreviations of blood cells in formulas: l. – leucocytes, n. – neutrophils, st. – stab neutrophils, seg. – segmented neutrophils, juv. – juvenile cells (metamyelocytes), mc. – myelocytes, lymph. – lymphocytes, e. – eosinophiles, b. – basophiles, mon. – monocytes, pl.c. – plasmocytes, ESR – erythrocyte sedimentation rate].

Уилкса (при числе наблюдений от 3 до 50) и теста Колмогорова – Смирнова (при числе наблюдений более 50). Описательная статистика для нормально распределённых признаков представлена в виде средних значений $M \pm s$ (среднее квадратическое отклонение); при распределении, отличающемся от нормального, – в виде медианы и интерквартильного размаха (25-й и 75-й процентиля).

Сравнение динамики клеточного состава периферической крови в исследуемых группах проведено с учетом поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия на производстве. Использованы индивидуальные суммарные годовые дозы внешнего гамма-облучения на красный костный мозг [19] и архивные данные ежедневного дозиметрического контроля внешнего гамма-облучения персонала ПО «Маяк» [20]. Сравнительный анализ ИЛИ в группах представлен по дозовым категориям внешнего гамма-облучения с интервалом в 0,5 Гр. Из расчетов исключены анализы, соответствующие неспецифической реакции системы кроветворения (острая инфекционная патология, обострение хронической, болезни органов дыхания). Парное сравнение групп проведено с использованием U-критерия Манна – Уитни.

Взаимосвязь между показателями периферической крови и дозой внешнего гамма-облучения оценивалась методом ранговой корреляции по Спирмену для каждого типа производства ПО «Маяк» с учетом пола работников. Доля объясняемой дисперсии вычислялась по формуле: $r^2 \times 100$ (%). Различия считались статистически значимыми при $p < 0,05$.

Результаты и обсуждение

Подробная характеристика доз внешнего гамма-облучения и внутреннего альфа-облучения (инкорпорированным Pu-239) персонала ПО «Маяк», вошедшего в исследуемые группы, представлена в предыдущей работе [18]. Графическое представление средних и максимальных накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения на ККМ с учетом длительности радиационного воздействия в сравниваемых группах показано на рисунках 1 и 2.

Так как одним из критериев отбора в исследуемые группы было наличие одинаковой суммарной дозы в результате профессионального контакта с источниками ионизирующего излучения, средние дозы внешнего гамма-облучения на ККМ были практически равными, составляя среди мужчин основной группы 1,24 Гр, группы сравнения – 1,13 Гр; среди женщин – 0,61 Гр и 0,57 Гр соответственно.

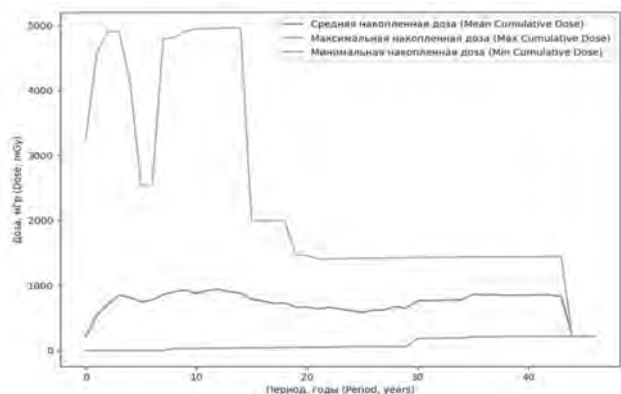


Рис. 1. Накопленные поглощенные дозы внешнего гамма-облучения на ККМ. Основная группа
[Fig. 1. Cumulative absorbed radiation dose in red bone marrow from external gamma-exposure. Study group]

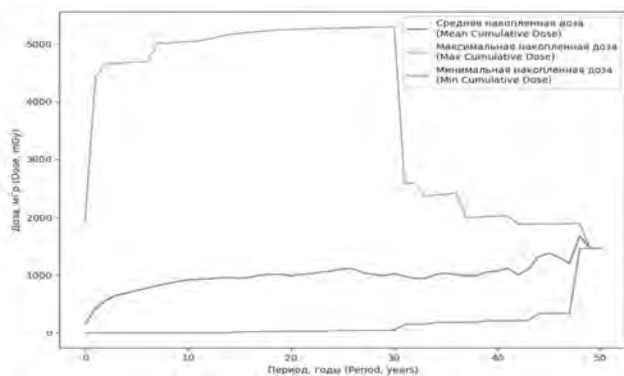


Рис. 2. Накопленные поглощенные дозы внешнего гамма-облучения на ККМ. Группа сравнения
[Fig. 2. Cumulative absorbed radiation dose in red bone marrow from external gamma-exposure. Control group]

Диапазон доз в сравниваемых группах также отличался схожей амплитудой. В то же время темпы накопления внешних доз радиационного воздействия в группах существенно различались: в группе работников с лейкозами средний период радиационного воздействия на производстве составлял среди мужчин 14,3 года, среди женщин – 12,1 года; в группе сравнения – 20,4 и 13,9 лет соответственно.

Фрагменты графиков зависимости среднего количества клеток периферической крови (лейкоцитов в целом, эритроцитов, тромбоцитов) от поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода производственного облучения в группах представлены на рисунках 3–8.

Динамика количества лейкоцитов (рис. 3 и 4) с увеличением накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия на производстве в основной группе характеризовалась большим разбросом значений, чем в группе сравнения. В самом начале производственного облучения в обеих группах работников наблюдалась лейкопения. С нарастанием дозы и периода радиационного воздействия среди персонала с диагностированными впоследствии лейко-

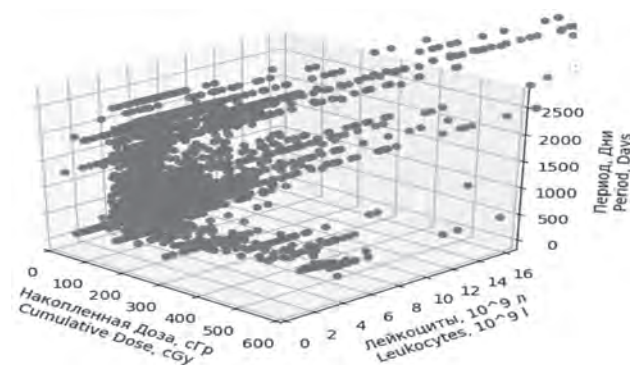


Рис. 3. Динамика лейкоцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Основная группа
[Fig. 3. Dynamics of leukocyte concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Study group]

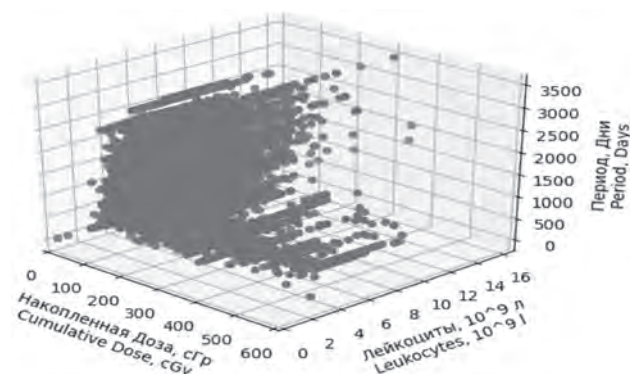


Рис. 4. Динамика лейкоцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Группа сравнения
[Fig. 4. Dynamics of leukocyte concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Control group]

зами отмечались четко выраженные изменения лейкоцитограммы в виде нормореактивного лейкоцитоза. Это можно объяснить компенсаторной реакцией лейкоцитарного ростка при более интенсивном облучении работников, что впоследствии могло привести к возникновению онкогематологической патологии.

В когорте жертв атомной бомбардировки при изучении поздних последствий для здоровья W.L. Hsu et al. [21] в дозовой категории более 2 Гр выявили значительное увеличение количества лейкоцитов у мужчин, подвергшихся радиационному воздействию в возрасте до 20 лет, и у женщин независимо от возраста при облучении. K. Yoshida et al. [22] отметили, что доза острого внешнего гамма-облучения была связана с процентным содержанием и количеством моноцитов, но не с соотношением лимфоидных и миелоидных клеток. В то же время накопленные знания относительно эффектов хронического облучения у человека демонстрируют, что даже через 40 лет после облучения количество лейкоцитов составляло 88–95% от базового уровня. Лейкопения через 40 лет после облучения чаще регистрировалась при кумулятивных дозах на ККМ >2,0 Гр [1, 3].

Эритропоэз в сравниваемых группах (рис. 5 и 6) отличался разнообразием реагирования на пролонгированное облучение.

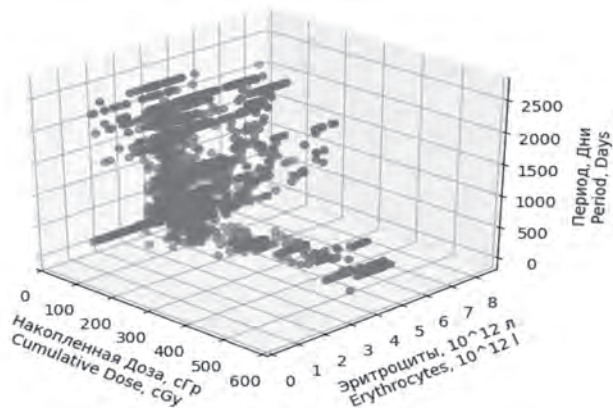


Рис. 5. Динамика эритроцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Основная группа
[Fig. 5. Dynamics of erythrocyte concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Study group]

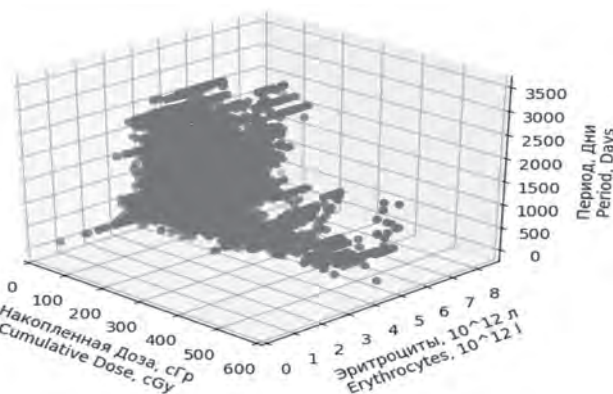


Рис. 6. Динамика эритроцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Группа сравнения
[Fig. 6. Dynamics of erythrocyte concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Control group]

Наиболее интенсивное угнетение эритропоэза в основной группе персонала наблюдалось при накопленных поглощенных дозах внешнего гамма-облучения до 200 сГр. В последующем, как правило, наблюдался компенсаторный эритроцитоз, характерный для обеих групп и более выраженный среди облученных лиц без диагноза лейкоза в дальнейшем.

Динамика тромбоцитарного роста в сравниваемых группах показана на рисунках 7 и 8. Изменения количества тромбоцитов отмечались с самого начала производственного облучения как в основной группе, так и в группе сравнения.

Это выражалось в преимущественной тромбоцитопении при малых накопленных поглощенных дозах радиационного воздействия. Однако выраженная лабильность количества тромбоцитов, схожая с картиной реагирования лейкоцитарного роста в основной группе, наблюдалась

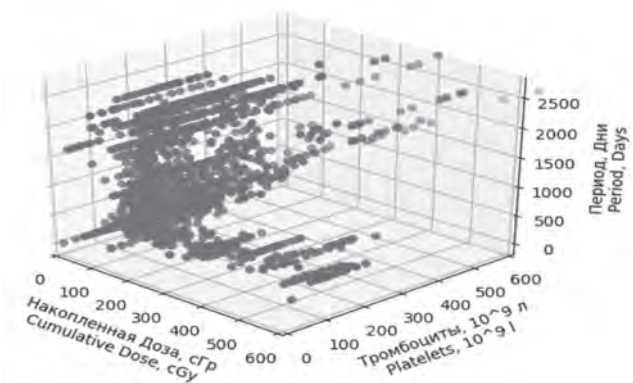


Рис. 7. Динамика тромбоцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Основная группа
[Fig. 7. Dynamics of platelet concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Study group]

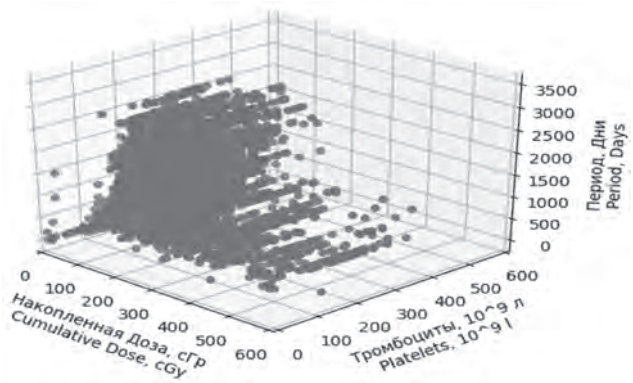


Рис. 8. Динамика тромбоцитов с учетом накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода облучения на производстве. Группа сравнения
[Fig. 8. Dynamics of platelet concentration considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Control group]

только среди персонала ПО «Маяк», причиной смерти которых стало онкогематологическое заболевание. При нарастании накопленной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода производственного радиационного воздействия в основной группе, как правило, наблюдался гипертромбоцитоз. В то же время динамика числа тромбоцитов в группе сравнения отличалась относительной стабильностью: при нарастании доз внешнего гамма-облучения и его продолжительности показатели тромбоцитарного звена длительно сохранялись в пределах физиологической нормы.

Для количественной оценки взаимосвязи между клетками периферической крови и поглощенной дозой внешнего гамма-облучения был проведен корреляционный анализ по Спирмену. Согласно полученным данным, статистически значимая взаимосвязь различного направления и силы между показателями гемограммы и облучением была найдена для всех ростков костномозгового кроветворения. Коэффициенты ранговой корреляции варьировали в зависимости от вида гемопоэза и типа производства ПО «Маяк».

Анализ эритропоэза в основной группе показал статистически значимую слабую ($r < 0,25$, $p < 0,001$) отрицательную корреляцию между дозой производственного

облучения и количеством эритроцитов среди мужчин – работников реакторного и радиохимического производств и слабую прямую корреляцию ($r = 0,23$, $p < 0,001$) среди женщин – работниц плутониевого производства. В группе сравнения статистически значимые положительные значения коэффициентов корреляции были получены только для работников реакторного и работниц плутониевого производств. Однако величина коэффициентов была невысокой ($r = 0,1$ и $r = 0,22$ соответственно, $p < 0,001$).

Оценка тромбоцитарного звена гемопоэза в основной группе работников ПО «Маяк» показала умеренную отрицательную корреляцию ($r = -0,3$, $p < 0,001$) между накопленной поглощенной дозой внешнего гамма-облучения на производстве и количеством тромбоцитов у мужчин – работников радиохимического производства. В то же время аналогичное сравнение среди мужского персонала плутониевого производства показало слабую положительную корреляцию ($r = 0,24$, $p < 0,001$). В группе сравнения достоверных значений коэффициентов ранговой корреляции не выявлено.

Среди женщин основной группы статистически значимая взаимосвязь тромбоцитопоэза и накопления дозы радиационного воздействия обнаружена только для работниц радиохимического производства ($r = -0,45$, $p < 0,001$, рис. 9), в то время как в контроле отмечалась слабая положительная корреляция ($r = 0,16$, $p < 0,001$) для работниц плутониевого производства.

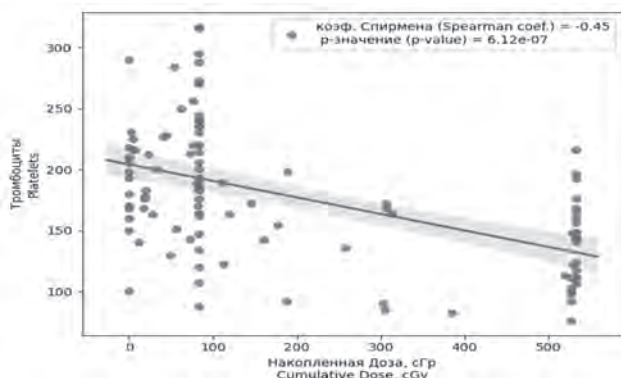


Рис. 9. Корреляция между числом тромбоцитов и накопленной поглощенной дозой внешнего гамма-облучения. Основная группа: радиохимическое производство. Женщины
[Fig. 9. The correlation between the platelets and the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure. Study group: radiochemical production. Female workers]

Ретроспективная оценка влияния дозы и мощности дозы хронического облучения ККМ на частоту отклонений в анализах периферической крови у людей, подвергшихся радиационному воздействию на реке Теча, показала, что влияние мощности дозы хронического облучения на количество тромбоцитов имеет приоритет над другими факторами [23].

Многообразие корреляционных связей отмечено при анализе лейкоцитарного роста в целом, а также для гранулоцито- и агранулоцитопоэза. Так, увеличение дозы внешнего гамма-облучения сопровождалось лейкоцитозом среди мужчин основной группы, работавших на

плутониевом производстве ($r = 0,41$, $p < 0,001$), и женщин группы сравнения – работниц реакторного производства ($r = 0,35$, $p < 0,001$). В то же время лейкопения при нарастании поглощенной дозы внешнего гамма-облучения была характерна для персонала радиохимического завода в группе с последующими лейкомиями (среди мужчин $r = -0,23$, среди женщин $r = -0,5$, $p < 0,001$).

Среди персонала радиохимического завода отрицательная корреляционная связь разной статистической силы наблюдалась также между числом нейтрофилов и дозой радиационного воздействия в основной группе: у мужчин ($r = -0,23$, $p < 0,001$), у женщин ($r = -0,49$, $p < 0,001$). Значимая положительная корреляция получена при анализе нейтрофилов у мужчин, работавших на плутониевом производстве, в период, предшествующий лейкозу ($r = 0,54$, $p < 0,001$, рис 10.).

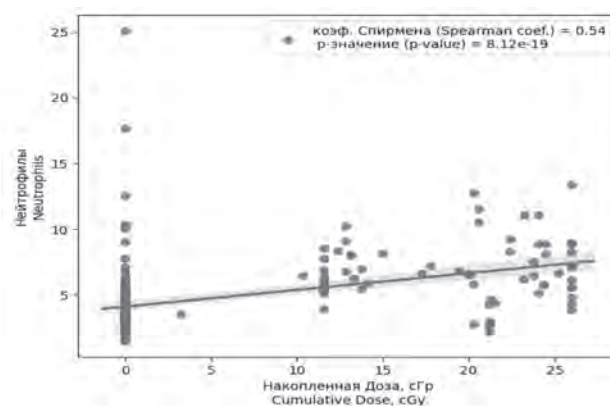


Рис. 10. Корреляция между числом нейтрофилов и накопленной поглощенной дозой внешнего гамма-облучения. Основная группа: плутониевое производство. Мужчины
[Fig. 10. The correlation between the neutrophils and the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure. Study group: plutonium factory. Male workers]

Взаимосвязь лимфоцитарного роста с поглощенной дозой внешнего гамма-облучения характеризовалась статистически значимым отрицательным коэффициентом корреляции умеренной силы только для работниц реакторного производства, в дальнейшем заболевших лейкомиями ($r = -0,43$, $p < 0,001$).

Агранулоцитарный гемопоэз, в целом, не отличался значимыми корреляционными связями с дозой производственного облучения. Исключение составили работницы реакторного производства, среди которых в основной группе отмечалась отрицательная умеренная корреляция ($r = -0,36$, $p < 0,001$), а в группе сравнения – положительная слабая корреляция ($r = 0,24$, $p < 0,001$).

Разнонаправленная корреляция умеренной силы при анализе гранулоцитарного звена была найдена в основной группе для мужчин, работавших на плутониевом заводе ($r = 0,53$, $p < 0,001$), и женщин – работниц радиохимического производства ($r = -0,51$, $p < 0,001$). В группе сравнения умеренная корреляция была обнаружена для работниц реакторного производства ($r = 0,35$, $p < 0,001$).

Таким образом, анализ ранговой корреляции по Спирмену подтвердил наличие статистической взаимосвязи между дозой радиационного воздействия на производстве и гематологическими сдвигами среди персонала

различных типов производств ПО «Маяк». Наибольшие значения коэффициентов ранговой корреляции были получены для мужчин – работников плутониевого производства ПО «Маяк» и для женщин – работниц радиохимического производства, у которых впоследствии был диагностирован лейкоз. Среди мужчин – работников плутониевого производства отмечена положительная корреляционная ассоциация с дозой внешнего гамма-облучения для лейкоцитов в целом ($r = 0,41$, $p < 0,01$), гранулоцитов ($r = 0,53$, $p < 0,01$) и нейтрофилов ($r = 0,54$, $p < 0,01$). Среди женщин – персонала радиохимического производства наблюдалась отрицательная корреляционная связь дозы внешнего гамма-облучения и лейкоцитарного ростка (лейкоцитов в целом ($r = -0,5$, $p < 0,01$), гранулоцитов ($r = -0,51$, $p < 0,01$), нейтрофилов ($r = -0,49$, $p < 0,01$)), а также тромбоцитов ($r = -0,45$, $p < 0,01$). Соответственно, доля объясняемой дисперсии в среднем достигала 25%.

Разнонаправленность полученных коэффициентов при оценке состояния «белой крови» среди мужчин и женщин, возможно, объясняется сочетанным влиянием разных видов облучения на указанных производствах ПО «Маяк», многообразием сценариев профессионального радиационного воздействия, а также гендер-

ными физиологическими особенностями гемопоэза. Согласно А.В. Аклееву и др. [24], некоторые нерадиационные факторы, в том числе пол, в сочетании с радиационным воздействием могут оказывать модифицирующее влияние на кроветворение, что способствует нарушению адаптационных процессов и развитию состояний, характеризующихся тенденцией к цитопении у облученных людей.

Безусловно, наличие корреляции между накопленной дозой радиационного воздействия и показателями периферической крови не может интерпретироваться как доказательство их причинно-следственной связи. Мы можем только констатировать наличие и силу статистической связи между различными видами гемопоэза и производственным облучением. Клиническая интерпретация результатов корреляционного анализа достаточно трудна, и отсутствие линейной корреляции не означает, что анализируемые признаки независимы, так как их зависимость может быть нелинейной [25, 26].

Результаты анализа появления в периферическом кровотоке бластных клеток пропорционально накопленной поглощенной дозе внешнего гамма-облучения и периоду производственного радиационного воздействия представлены в таблицах 2 и 3.

Таблица 2
Характеристика бластных клеток с учетом накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия на производстве. Основная группа*

[Table 2
Characteristics of blast cells considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Study group*]

Клетки [Blood cells]	Накопленная поглощенная доза внешнего гамма-облучения, сГр [Cumulative absorbed dose from external gamma-exposure, cGy]				Период от момента начала облучения, дни [The period from the start of exposure, days]	
	M±s	Диапазон доз [Dose range]	Me	[Q25;Q75]	Средний период [Average period]	Диапазон времени [Time range]
Проэритробласты [Proerythroblasts]	52,6±75,6	0,0 – 160,43	25,05	[0,0; 105,26]	178,25	0–521
Эритробласты [Erythroblasts]	69,0±79,0	0,0 – 223,1	48,98	[0,0; 113,44]	1318,9	0–2614
Полихроматофильные эритроциты [Polychromatophil cell]	344,6±383,2	71,65–901,2	202,8	[92,545; 596,7]	1531,5	690–2649
Мегакариобласты [Megakaryoblasts]	–	–	–	–	–	–
Миелобласты [Myeloblasts]	131,5±124,9	0,0 – 365,5	75,23	[28,53; 254,93]	1480,6	0–2649
Лимфобласты [Lymphoblasts]	70,6±115,2	0,0 – 308,9	4,32	[0,0; 146,7]	778,3	0–2614
Монобласты [Monoblasts]	–	–	–	–	–	–

* М – средняя накопленная поглощенная доза [the average cumulative absorbed dose];
s – среднее квадратическое отклонение [standard deviation];
Me – медиана [median];
[Q25;Q75] – интерквартильный размах [the interquartile range].

Таблица 3

Характеристика бластных клеток с учетом накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия на производстве. Группа сравнения*

[Table 3]

Characteristics of blast cells considering the cumulative absorbed dose from external gamma-exposure and professional exposure time. Control group*

Клетки [Blood cells]	Накопленная поглощенная доза внешнего гамма-облучения, сГр [Cumulative absorbed dose from external gamma-exposure, cGy]				Период от момента начала облучения, дни [The period from the start of exposure, days]	
	M±s	Диапазон доз [Dose range]	Me	[Q25;Q75]	Средний период [Average period]	Диапазон времени [Time range]
Проэритробласты [Proerythroblasts]	17,3±29,3	0,0–74,75	0,0	[0,0; 38,78]	359,2	0–1493
Эритробласты [Erythroblasts]	15,2	15,2–15,2	15,2	–	1890	1890–1890
Полихроматофильные эритробласты [Polychromatophil cell]	–	–	–	–	–	–
Мегакариобласты [Megakaryoblasts]	210,5±297,77	0,0–421,1	210,5	–	124,5	0–249
Миелобласты [Myeloblasts]	134,5±228,8	0,0–588,4	51,7	[0,0; 115,32]	511,8	0–1725
Лимфобласты [Lymphoblasts]	103,5±243,8	0,0–653,1	0	[0,0; 71,51]	84,7	0–410
Монобласты [Monoblasts]	3,48±4,9	0,0–6,96	3,48	–	15	0–30

* М – средняя накопленная поглощенная доза [the average cumulative absorbed dose];

s – среднее квадратическое отклонение [standard deviation];

Me – медиана [median];

[Q25;Q75] – интерквартильный размах [the interquartile range].

В анализах периферической крови регистрировались различные типы бластных клеток как в основной, так и в контрольной группе персонала ПО «Маяк». Наиболее часто в сравниваемых группах определялись миелобласты, которым соответствовала медиана доз внешнего гамма-облучения 75,23 сГр в основной группе и 51,7 сГр в группе сравнения. В то же время средний период радиационного воздействия на момент появления миелобластов был одним из самых продолжительных среди бластных клеток и составлял 1480,6 дней в основной группе и 511,8 дней в группе сравнения.

Наиболее коротким средним периодом от момента начала облучения на производстве до появления бластных клеток в периферическом кровотоке в основной группе работников ПО «Маяк» отличались проэритробласты (178,25 дней); в группе сравнения этому критерию соответствовали монобласты (15 дней). Между тем напряжение эритроцитарного роста в самом начале производственного облучения было характерным признаком обеих групп: проэритробласты, эритробласты регистрировались при относительно малых накопленных поглощенных дозах внешнего гамма-облучения.

Мегакариобласты и монобласты отсутствовали в основной группе работников ПО «Маяк». В то же время полихроматофильные эритробласты, относящиеся к конечным стадиям дифференцировки эритроцитарного роста, были зарегистрированы только среди персонала ПО «Маяк» с лейкомиями в дальнейшем. По данным А.Д. Палладиной и др. [27], общим признаком, характеризовавшим костный

мозг онкологических больных, являлось однотипное изменение эритроблостограмм: нарастание оксифильных эритрокариоцитов и снижение уровня их непосредственных предшественников – базофильных и полихроматофильных форм. Наличие полихроматофильных эритробластов в периферической крови в период до развития лейкоза, вероятно, являлось прогностически неблагоприятным сигналом среди работников основной группы, умерших впоследствии от гемобластозов.

Кроветворные стволовые клетки и клетки-предшественники являются основной мишенью при хроническом облучении в низких дозах и низких мощностях доз [1]. Важно отметить, что единичные бластные клетки у облученных лиц обеих групп регистрировались с самого начала производственного облучения, когда накопленная поглощенная доза внешнего гамма-облучения была минимальной, что, возможно, свидетельствует о повышенной радиочувствительности некоторых индивидуумов.

Сравнительный анализ ИЛИ в группах пропорционально категориям накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения, распределенных с интервалом в 0,5 Гр, представлен в таблице 4.

В целом, по всей линейке ИЛИ с увеличением дозы внешнего гамма-облучения отмечалась тенденция к изменению показателей соотношения клеток крови, более выраженная среди облученных лиц, у которых впоследствии диагностирован лейкоз.

Исходные анализы периферической крови, взятые на момент входного медицинского осмотра персона-

Средние значения ИЛИ по категориям накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения

Таблица 4

[Table 4]

Average values of LII by categories of cumulative absorbed dose from external gamma-exposure]

ИЛИ [LII]	Группы [Groups]	Категории накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения, Гр [Categories of cumulative absorbed dose from external gamma-exposure, Gy]											
		0	0,01– 0,5	0,51– 1	1,01– 1,5	1,51– 2	2,01– 2,5	2,51– 3	3,01– 3,5	3,51– 4	4,01– 4,5	4,51– 5	5,01 и >
ИК [KI]	ОГ [SG]	2,24	2,91*	3,11	4,05*	2,19	1,64*	2,94*	2,25	1,74*	2,19	2,14	1,86*
	КГ [CG]	2,21	2,16	2,25	2,3	2,3	2,23	2,09	2,21	2,28	2,12	1,99	2,38
ЛИИМ [MLII]	ОГ [SG]	1,62*	1,83*	1,72	2,32*	1,68	1,26*	1,71	1,63	1,34*	1,77*	1,42	1,4*
	КГ [CG]	1,64	1,59	1,68	1,71	1,67	1,65	1,57	1,58	1,63	1,5	1,46	1,68
ЯИ [NI]	ОГ [SG]	0,24*	0,24	0,26*	0,22	0,31*	0,3*	0,32*	0,23	0,23	0,22	0,16*	0,58*
	КГ [CG]	0,23	0,21	0,19	0,23	0,29	0,21	0,22	0,2	0,21	0,23	0,24	0,23
ИСЛК [WBCSI]	ОГ [SG]	1,84*	2,24*	2,1	3,02*	1,88	1,38*	2,25	1,89	1,62	1,94	1,56	1,52*
	КГ [CG]	1,85	1,78	1,88	1,93	1,89	1,86	1,79	1,84	1,86	1,75	1,64	1,93
ИЛСОЭ [WBC/ESR]	ОГ [SG]	0,62*	0,59*	2,24*	0,56*	0,4*	6,32*	1,43*	0,53	0,3	0,39*	0,46*	0,45
	КГ [CG]	0,45	0,46	0,46	0,41	0,5	0,49	0,41	0,44	0,42	0,31	0,29	0,39
ИЛГ [LGR]	ОГ [SG]	5,28	6,06*	11,99	3,78*	5,73	28,71*	5,7	4,75	6,05*	4,86	5,89	7,43*
	КГ [CG]	5,16	5,33	5,05	4,94	5,05	5,04	5,36	5,25	5,02	5,01	5,91	4,85
ОИ [SI]	ОГ [SG]	5,88*	6,56*	13,36*	4,28*	6,11	35,74*	7,16	5,15	6,27	5,13	6,4	7,7*
	КГ [CG]	5,57	5,77	5,47	5,34	5,48	5,51	5,78	5,65	5,34	5,34	6,13	5,22
ЛИ [LI]	ОГ [SG]	0,56	0,64*	1,26	0,4*	0,61	3,19*	0,6	0,51	0,66*	0,5	0,62	0,78*
	КГ [CG]	0,54	0,56	0,53	0,52	0,53	0,53	0,57	0,56	0,53	0,54	0,62	0,52
ИСНМ [NMR]	ОГ [SG]	11,04*	14,14*	15,64	19,08	12,23	10,27*	10,47*	10,85	10,94	19,62	10,75*	7,19*
	КГ [CG]	12,55	11,61	11,82	12,27	12,35	13,38	12,16	11,53	10,42	10,92	8,77	10,55
ИСЛМ [LMR]	ОГ [SG]	5,72*	6,16	8,4*	5,51*	5,97	16,31*	4,97*	5,62	6,59*	10,23	6,62*	4,37
	КГ [CG]	6,39	6	5,79	5,79	6,03	6,7	6,44	5,75	5,11	5,26	5,01	5,02

ОГ – основная группа [SG – study group]; КГ – группа сравнения [CG – control group];

* – статистически значимые различия между группами [* – statistically significant differences between groups].

ла ПО «Маяк» при приеме на работу, как правило, соответствовали нормальным показателям. В свою очередь, ИЛИ при нулевой накопленной дозе внешнего гамма-облучения имели нормальные значения с небольшими, клинически незначимыми отклонениями коэффициентов в группах.

Сразу же после начала облучения в дозовой категории 0,01–0,5 Гр практически среди всех ИЛИ отмечалось статистически значимое превышение коэффициентов в основной группе работников, которым впоследствии был установлен онкогематологический диагноз. Среди большинства ИЛИ эта тенденция сохранилась и в дальнейшем, при накоплении дозы радиационного воздействия.

Наиболее контрастные значения ИЛИ в группах наблюдались в диапазоне накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения 2,01–2,5 Гр, особенно наглядные для четырех индексов: ИЛСОЭ (6,32 в основной группе, 0,49 – в группе сравнения, $p < 0,001$); ИЛГ (28,71 и 5,04 соответственно, $p < 0,001$); ОИ (35,74 и 5,51, $p < 0,001$); ЛИ (3,19 и 0,53, $p < 0,001$). Многократное превышение этих ИЛИ в основной группе персонала ПО «Маяк» над группой сравнения было, в целом, обусловлено лейкоцитозом и особенно лимфоцитозом у облученных лиц в этом до-

зовом диапазоне. Наряду с этим, статистически значимое уменьшение ИЛИ в основной группе работников по сравнению с контролем в этом интервале доз отмечено среди следующих индексов: ИК (1,64 в основной группе, 2,23 в группе сравнения, $p < 0,001$); ЛИИМ (1,26 и 1,65, $p < 0,001$); ИСЛК (1,38 и 1,86 соответственно, $p < 0,001$); ИСНМ (10,27 и 13,38, $p < 0,001$). Однако различия в группах между этими индексами были менее выраженными и объяснялись, как правило, нейтропенией среди работников ПО «Маяк», заболевших в дальнейшем лейкозами.

В дозовой категории свыше 5 Гр обращает на себя внимание превышение ИЛИ, коэффициенты которых определяются в большей степени гранулоцитарным ростком, в группе сравнения. Это может свидетельствовать об угнетении и, возможно, начинающемся истощении гранулоцитарного звена кроветворения среди лиц, впоследствии умерших от онкозаболевания. Индивидуальные особенности гранулоцитарной реакции могут рассматриваться в качестве одного из показателей, характеризующих радиочувствительность организма [4].

Анализ динамики каждого ИЛИ пропорционально накопленной поглощенной дозе внешнего гамма-облучения показал, что, в целом, в основной группе работников ПО

«Маяк» отмечались более резкие колебания коэффициентов ИЛИ. Амплитуда большинства ИЛИ среди облученных лиц, впоследствии заболевших лейкозами, в несколько раз превышала исходные значения ИЛИ до начала производственного облучения. Так, наибольшим диапазоном колебаний, согласно распределению суммарных поглощенных доз внешнего гамма-облучения, в основной группе характеризовались указанные выше четыре индекса (ИЛСОЭ, ИЛГ, ОИ, ЛИ), превышая в 7,6–21,1 раза минимальный уровень. Среди остальных ИЛИ максимальные значения были в 1,84–3,73 раза выше минимальных коэффициентов. Между тем, в группе сравнения коэффициенты ИЛИ характеризовались относительно плавными сдвигами в зависимости от нарастания суммарной дозы облучения и, как правило, не превышали 17–72% по сравнению с минимальными значениями.

Клиническая значимость отклонений ИЛИ состоит в оценке многообразных патофизиологических особенностей реагирования крови в различных условиях функционирования организма, в том числе взаимоотношений гуморального и клеточного звеньев иммунной системы (ЛИ), микрофагально-макрофагальной системы (ИСНМ), баланса афферентного и эффекторного звеньев иммунологического процесса (ИСЛМ), активности факторов специфического иммунитета и фагоцитарной реакции (ИК).

Кроветворная система характеризуется высокой гибкостью и хорошей адаптируемостью к хроническому радиационному воздействию [1]. Выраженные изменения ИЛИ в основной группе персонала ПО «Маяк», с клинической точки зрения, служат индикатором нарушения баланса между клеточными линиями и свидетельствуют об адаптивных реакциях костномозгового кроветворения в период, предшествующий лейкозам. Транзиторные изменения нормального соотношения клеток в группе сравнения демонстрируют переходящую напряженность костномозгового кроветворения при радиационном воздействии, которая не привела к онкогематологической патологии.

Заключение

Ретроспективный анализ динамики показателей периферической крови пропорционально индивидуальным накопленным поглощенным дозам внешнего гамма-облучения на производстве проведен на основе базы данных «Лейкозы в когорте персонала производственного объединения «Маяк» 1948–1958 гг. найма».

Проанализированы гематологические сдвиги по клеточным линиям, корреляция между показателями гемограммы и дозой радиационного воздействия, сроки появления в периферическом кровотоке бластных клеток в период, предшествующий лейкозам. Впервые проведен анализ различных лейкоцитарных индексов среди персонала ПО «Маяк». Отмечен разноплановый характер реагирования костномозгового кроветворения, продемонстрированы более выраженные гематологические сдвиги при более интенсивном производственном облучении.

Сравнительный анализ гемопоэза у облученных на производстве лиц выявил следующие особенности:

1. Отклонения нормальных показателей периферической крови в виде лейкопении, эритропении, тромбоцитопении отмечены при минимальных накопленных поглощенных дозах радиационного воздействия в обеих исследуемых группах.

2. Среди персонала с диагностированными впоследствии лейкозами с увеличением суммарной поглощенной дозы внешнего гамма-облучения и периода радиационного воздействия отмечалась более выраженная лабильность гемограмм по сравнению с контролем.

3. Наибольшие значения коэффициентов ранговой корреляции между клетками периферической крови и накопленными дозами внешнего гамма-облучения отмечены среди лиц, у которых впоследствии был диагностирован лейкоз. Статистически значимые коэффициенты получены для мужчин – персонала плутониевого производства ПО «Маяк»: для лейкоцитов в целом ($r = 0,41$), гранулоцитов ($r = 0,53$) и нейтрофилов ($r = 0,54$); для женщин – работниц радиохимического производства: для лейкоцитов в целом ($r = -0,5$), гранулоцитов ($r = -0,51$), нейтрофилов ($r = -0,49$) и тромбоцитов ($r = -0,45$).

4. Единичные бластные клетки зафиксированы в периферическом кровотоке в начальный период производственного облучения персонала ПО «Маяк» в обеих группах. Среди бластных клеток наиболее часто регистрировались миелобласты. Проэритробласты характеризовались самым коротким средним периодом от момента начала облучения до появления в периферическом кровотоке (в основной группе – 178 дней). Полихроматофильные эритробласты в периферической крови были зарегистрированы только среди персонала с лейкозами в дальнейшем, в среднем, через 1531 день от начала производственного облучения.

5. Сравнительный анализ ИЛИ пропорционально категориям накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения показал более выраженные изменения соотношения клеток крови среди облученных лиц, у которых впоследствии диагностирован лейкоз.

6. Наиболее существенные различия ИЛИ в группах отмечены в диапазоне накопленных поглощенных доз внешнего гамма-облучения 2,01–2,5 Гр. Статистически значимое превышение индексов в основной группе работников в этом интервале доз найдено для ИЛСОЭ, ИЛГ, ОИ и ЛИ; статистически значимое уменьшение ИЛИ по сравнению с контролем отмечено среди индексов ИК, ЛИИМ, ИСЛК и ИСНМ.

7. Гематологические индексы ИЛСОЭ, ИЛГ, ОИ и ЛИ обладали наибольшей амплитудой значений при накоплении доз радиационного воздействия среди облученных лиц с последующими лейкозами.

Таким образом, комплексная оценка гематологических показателей, в том числе лейкоцитарных индексов, является более информативной, чем изучение обычной гемограммы, и позволяет отследить в динамике состояние различных звеньев гемопоэза и развитие патологического кроветворения как результата декомпенсации репаративных процессов. Описанные изменения состава периферической крови облученных лиц могут рассматриваться как индикаторы патофизиологических реакций системы кроветворения, предшествующих клинической манифестации онкогематологической патологии. В качестве дальнейшего анализа гемопоэза у персонала ПО «Маяк», подвергшегося хроническому производственному облучению, планируется расчет лейкомогенного риска в зависимости от темпов накопления доз радиационного воздействия.

Литература

1. Стюарт Ф.А., Аклев А.В., Хауэр-Дженсен М., и др. Отчет МКРЗ по тканевым реакциям, ранним и отдаленным эффектам в нормальных тканях и органах – пороговые дозы для тканевых реакций в контексте радиационной защиты: труды МКРЗ; публикация 118. Ред. Аклев А.В., Киселев М.Ф.; пер. с англ. Челябинск: Книга, 2012. 384 с.
2. Байсоголов Г.Д., Байсоголов М.Г., Галстян И.А., и др. Злокачественные новообразования кроветворной и лимфатической тканей у персонала первого предприятия атомной промышленности // Вопросы онкологии. 1991. Т. 37, № 5. С. 553-559.
3. Пестерникова В.С., Окладникова Н.Д. Оценка показателей морфологического состава периферической крови у больных хронической лучевой болезнью за 40 лет наблюдения // Вопросы радиационной безопасности. 2003. № 3. С. 60–66.
4. Муксинова К.Н., Мурзина Л.Д., Ревина В.С. Значение индивидуальных особенностей миелопоэза в реализации лейкомогенного действия ионизирующего излучения // Медицинский вестник Башкортостана. 2009. Т. 4, № 2. С. 109-113.
5. Fiedner T.M., Graessle D., Paulsen C., et al. Structure and function of bone marrow hemopoiesis: mechanisms of response to ionizing radiation exposure // Cancer Biother Radiopharm. 2002 Aug;17(4):405-26.
6. Hu S., Cucinotta F.A. Characterization of the radiation-damaged precursor cells in bone marrow based on modeling of the peripheral blood granulocytes response // Health Phys. 2011 Jul; 101(1):67-78. DOI: 10.1097/HP.0b013e31820dba65.
7. Рыбдылов Д.Д. Лейкоцитарный индекс воспаления // Acta Biomedica Scientifica. 2010. № 2 (72). С. 84-85.
8. Островский В.К., Макаров С.В., Янголенко Д.В., и др. Показатели крови и лейкоцитарный индекс интоксикации при оценке тяжести и определении прогноза воспалительных, гнойных и гнойно-деструктивных заболеваний органов брюшной полости и легких // Ульяновский медико-биологический журнал. 2011. № 1. С. 73-78.
9. Бурмасова П.И. Сравнительный анализ лейкоцитарных индексов клеточной реактивности у больных язвенной болезнью ДПК в стадии обострения, ремиссии и здоровых людей // Бюллетень медицинских интернет-конференций. 2015. Т. 5, № 8. С. 1113-1114.
10. Скрыбина В.В. Сравнительная оценка информативности традиционно анализируемых показателей общего анализа крови и лейкоцитарного индекса интоксикации у женщин с физиологическим и осложненным течением беременности // Клиническая лабораторная диагностика. 2013. № 12. С. 23-25.
11. Супильников А.А., Шабалин В.Н. Значение интегральных гематологических индексов для прогнозирования заживления послеоперационной раны в эксперименте // Патологическая физиология и экспериментальная терапия. 2018. Т. 62, № 3. С. 49-54.
12. Faria S.S., Fernandes P.C. Jr., Silva M.J., et al. The neutrophil-to-lymphocyte ratio: a narrative review // Ecancermedicalscience. 2016 Dec 12; 10:702. DOI: 10.3332/ecancer.2016.702.
13. Templeton A.J., Ace O., McNamara M.G., et al. Prognostic role of platelet to lymphocyte ratio in solid tumors: a systematic review and meta-analysis // Cancer Epidemiol Biomarkers Prev. 2014. Vol. 23, No 7. P. 1204–12. DOI: 10.1158/1055-9965.EPI-14-0146
14. Jia W., Wu J., Jia H., et al. The Peripheral Blood Neutrophil-To-Lymphocyte Ratio Is Superior to the Lymphocyte-To-Monocyte Ratio for Predicting the Long-Term Survival of Triple-Negative Breast Cancer Patients // PLoS One. 2015 Nov 18;10(11):e0143061. doi: 10.1371/journal.pone.0143061.
15. Nishijima T.F., Muss H.B., Shachar S.S., et al. Prognostic value of lymphocyte-to-monocyte ratio in patients with solid tumors: a systematic review and meta-analysis // Cancer Treat Rev. 2015. Vol. 41, No 10. P. 971-8. DOI: 10.1016/j.ctrv.2015.10.003
16. Ritarwan K., Nasution I.K., Erwin I., et al. Correlation of Leukocyte Subtypes, Neutrophil-to-Lymphocyte Ratio, and Functional Outcome in Brain Metastasis // Open Access Maced. J Med Sci. 2018 Dec 20; 6(12):2333-2336.
17. Аклев А.А. Иммунный статус у лиц, подвергшихся хроническому радиационному воздействию, в период реализации отдаленных последствий: автореф. дисс. ... докт. мед. наук. Челябинск, 2019. 47 с.
18. Соснина С.Ф., Окотенко П.В., Юркин А.М., и др. Лейкомогенный риск и темп накопления радиационной дозы. Сообщение 1: Характеристика исследуемой группы работников производственного объединения «Маяк» // Радиационная гигиена. 2019. Т.12, № 4. С. 18-28. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-18-28.
19. Zhdanov A., Vostrotin V., Efimov A., et al. The Mayak Worker Dosimetry System (MWDS-2013): Implementation of the dose calculations // Radiation Protection Dosimetry. 2017. Vol. 176, No 1-2. P. 163-5.
20. Vasilenko E.K., Knyazev V., Gorelov M., et al. Mayak film dosimeter response studies, part I: measurements // Health Phys. 2007 Sep; 93(3):220-30.
21. Hsu W.L., Tatsukawa Y., Neriishi K., et al. Longitudinal Trends of Total White Blood Cell and Differential White Blood Cell Counts of Atomic Bomb Survivors // J Radiat Res. 2010. Vol. 51, No 4. P. 431-9.
22. Yoshida K., French B., Yoshida N., et al. Radiation exposure and longitudinal changes in peripheral monocytes over 50 years: the Adult Health Study of atomic-bomb survivors // Br J Haematol. 2019 Apr; 185(1):107-115. DOI: 10.1111/bjh.15750.
23. Akleev A.V., Dimov G.P., Varfolomeeva T.A. Status of hemopoiesis in residents of the Techa riverside villages in the period of maximum radiation exposure. Report 1. Evaluation of the cellular composition of peripheral blood and the role of comorbidities in the oppression of hemopoiesis // Radiats Biol Radioecol. 2012 Mar-Apr;52(2):117-29.
24. Akleev A.V., Dimov G.P., Varfolomeeva T.A. Status of hemopoiesis in residents of the Techa riverside villages in the period of maximum radiation exposure. Report 2. Influence of exposure dose and dose rate of red bone marrow as well as modifying factors on the frequency of cytopenia and cytosis // Radiats Biol Radioecol. 2012 Mar-Apr;52(2):130-41.
25. Реброва О.Ю. Статистический анализ медицинских данных. Применение пакета прикладных программ Statistica. М.: Медиа Сфера, 2003. 312 с.
26. Mukaka M.M. A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research // Malawi Med J. 2012 Sep; 24(3): 69–71.
27. Палладина А.Д., Цзяо Ч., Зейналова П.А., и др. Особенности эритропоэза у онкологических больных // Иммунология гемопоэза. 2018. Т. 16, № 2. С. 66-77.

Поступила: 27.03.2020 г.

Соснина Светлана Фаридовна – кандидат медицинских наук, научный сотрудник лаборатории радиационной эпидемиологии, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России. **Адрес для переписки:** 456780 Озёрск, Челябинская область, Озёрское шоссе, 19; E-mail: sosnina@subi.su

Юркин Александр Михайлович – инженер-программист лаборатории радиационной эпидемиологии, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России, Озёрск, Россия

Окatenко Павел Викторович – руководитель группы компьютерного и программного обеспечения, лаборатория радиационной эпидемиологии, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России, Озёрск, Россия

Рогачева Сусанна Александровна – кандидат медицинских наук, старший научный сотрудник лаборатории радиационной эпидемиологии, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России, Озёрск, Россия

Груздева Елена Александровна – младший научный сотрудник лаборатории радиационной эпидемиологии, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России, Озёрск, Россия

Сокольников Михаил Эдуардович – заведующий отделом эпидемиологии, доктор медицинских наук, Южно-Уральский институт биофизики Федерального медико-биологического агентства России, Озёрск, Россия

Для цитирования: Соснина С.Ф., Юркин А.М., Окatenко П.В., Рогачева С.А., Груздева Е.А., Сокольников М.Э. Лейкомогенный риск и темп накопления дозы радиационного воздействия. Сообщение 2: Сравнительный анализ лейкоцитарных индексов и динамики показателей периферической крови в зависимости от дозы внешнего гамма-облучения // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 75-88. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-75-88

Leukemia risk and rate of radiation dose accumulation. Part 2: Comparative analysis of leukocytic indices and dynamics of peripheral blood values in relation to external gamma-exposure dose

Svetlana F. Sosnina, Aleksandr M. Yurkin, Pavel V. Okatenko, Susanna A. Rogacheva, Elena A. Gruzdeva,
Mikhail E. Sokolnikov

Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozyorsk, Russia

The results of a retrospective analysis of leukocytic indices and dynamics of peripheral blood values in relation to external gamma-exposure dose among the personnel of the first atomic production facility in Russia were presented. The study was performed on the basis of the database "Leukemia in the cohort of workers of the Mayak Production Association employed in 1948-1958". The database contains hematological, clinical and dosimetry information on the two groups of workers: the study group includes individuals with leukemia as the cause of death (n=84); control group includes personnel without hematological cancer pathology (n=300). The control group was composed by selecting 3-4 internal control cases for each leukemia case taking into account gender, age of the start of the exposure and the same accumulated absorbed dose of gamma-exposure to red bone marrow. Based on 19592 analysis of peripheral blood we had described hematopoiesis shifts along cell lines, performed correlation analysis of interrelation between hemogram values and radiation dose, analyzed particular characteristics of blast cells' appearance in peripheral blood flow in the period prior to leukemias. Comparative analysis of various leukocytic indices was performed among Mayak PA personnel for the first time. The diverse nature of the response of bone marrow hematopoiesis was noted; more pronounced hematological shifts were indicated regarding more intensive production exposure. A number of hematopoietic features were detected among people exposed to production radiation: 1) cytopenia in relation to minimum accumulated doses of radiation exposure in both studied groups; 2) more pronounced lability of hemograms in relation to increased accumulation dose of external gamma-exposure and period of radiation exposure among individuals who had developed leukemia in future in comparison to controls; 3) correlation between peripheral blood cells and accumulated doses of external gamma-exposure was characterized by the highest values of coefficients among individuals with future leukemias; 4) myeloblasts were most

Svetlana F. Sosnina

Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia.

Address for correspondence: Ozerskoe shosse, 19, Ozersk, 456780, Chelyabinsk oblast, Russia; E-mail: sosnina@subi.su

often registered among all the blast cells; proerythroblasts were characterized by the shortest average period from the start of the exposure and to the moment of their appearance in the peripheral blood flow (178 days in the study group); polychromatophile erythroblasts in peripheral blood were registered only among the workers with future leukemia; 5) when comparing leukocytic indices in proportion to the categories of accumulated doses of external gamma-exposure, a pronounced variability in the ratio of blood cells was observed among exposed individuals who were subsequently diagnosed with leukemia, especially in the range of 2.0–2.5 Gy. Thus, a comprehensive analysis of hematological parameters, including the assessment of leukocytic indices, is more informative than studying a standard hemogram. Particular features of the dynamics of the cellular composition of peripheral blood can be used as indicators of pathological hematopoiesis in exposed workers prior to clinical manifestation of leukemia.

Key words: hematopoietic system, leukocytic indices, radiation exposure, external gamma-exposure, leukemia risk, Mayak Production Association.

References

- Stewart FA, Akleev AV, Khauer-Dzhensen M., et al. ICRP Statement on Tissue Reactions. Early and Late Effects of Radiation in Normal Tissues and Organs – Threshold Doses for Tissue Reactions in a Radiation Protection Context. ICRP Publication 118. Ed. by Akleev AV, Kiselev MF. Cheljabinsk: Kniga; 2012, 384 p. (In Russian).
- Baysogolov GD, Baysogolov MG, Galstyan IA, Guskova AK, Koshurnikova NA. Malignant neoplasms of the hematopoietic and lymphatic tissues in personnel of the first enterprise of the nuclear industry. *Voprosy onkologii = Problems in oncology*. 1991;37(5): 553–559 (In Russian).
- Pesternikova BC, Okladnikova ND. Evaluation of the morphological composition of peripheral blood in patients with chronic radiation sickness for 40 years of observation. *Voprosy radiacionnoj bezopasnosti = Radiation safety problems*. 2003;3: 60–66 (In Russian).
- Muksinova KN, Murzina LD, Revina VS. The role of individual peculiarities of myelopoiesis in realization of leukemogenic effect of ionizing radiation. *Meditinskiy vestnik Bashkortostana = Medical Bulletin of Bashkortostan*. 2009;4(2): 109–113 (In Russian).
- Flidner TM, Graessle D, Paulsen C, Reimers K. Structure and function of bone marrow hemopoiesis: mechanisms of response to ionizing radiation exposure. *Cancer Biother Radiopharm*. 2002 Aug; 17(4): 405–426.
- Hu S, Cucinotta FA. Characterization of the radiation-damaged precursor cells in bone marrow based on modeling of the peripheral blood granulocytes response. *Health Phys*. 2011 Jul; 101(1): 67–78. DOI: 10.1097/HP.0b013e31820dba65.
- Rybdylov D.D. Leukocytic index of inflammation. *Acta Biomedica Scientifica*. 2010;2 (72): 84–85 (In Russian).
- Ostrovsky VK, Makarov SV, Yangolenko DV, Rodionov PN, Kochetkov LN, Asanov BM. The some blood parameters and leucocytic index of intoxication in the evaluation of the severity and in the determination of their prognosis of inflammatory, purulent and pyodestructive diseases of the abdomen and of the lungs. *Ulyanovskiy mediko-biologicheskii zhurnal = Ulyanovsk Medical Biological Journal*. 2011;1: 73–78 (In Russian).
- Burmasova PI. A comparative analysis of leukocyte cell reactivity indices in patients with duodenal ulcer in the acute stage, remission, and healthy people. *Byulleten meditsinskikh internet-konferentsiy = Bulletin of Medical Internet Conferences*. 2015;5(8): 1113–1114 (In Russian).
- Skryabina VV. The comparative evaluation of information value of traditionally analyzed indicators of total blood test and leucocytes index of intoxication in women with physiological and complicated course of pregnancy. *Klinicheskaya laboratornaya diagnostika = Clinical laboratory diagnostics*. 2013;12: 23–25 (In Russian).
- Supilnikov AA, Shabalin VN. Significance of integral hematological indexes for predicting postoperative wound healing in the experiment. *Patologicheskaya fiziologiya i eksperimentalnaya terapiya = Pathological Physiology and Experimental Therapy*. 2018;62(3): 49–54 (In Russian).
- Faria SS, Fernandes PC Jr, Silva MJ, Lima VC, Fontes W, Freitas-Junior R, et al. The neutrophil-to-lymphocyte ratio: a narrative review. *Ecancermedicalscience*. 2016 Dec 12;10:702. DOI: 10.3332/ecancer.2016.702.
- Templeton AJ, Ace O, McNamara MG, Al-Mubarak M, Vera-Badillo FE, Hermanns T, et al. Prognostic role of platelet to lymphocyte ratio in solid tumors: a systematic review and meta-analysis. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2014;23(7): 1204–12. DOI: 10.1158/1055-9965.EPI-14-0146
- Jia W, Wu J, Jia H, Yang Y, Zhang X, Chen K. The Peripheral Blood Neutrophil-To-Lymphocyte Ratio Is Superior to the Lymphocyte-To-Monocyte Ratio for Predicting the Long-Term Survival of Triple-Negative Breast Cancer Patients. *PLoS One*. 2015. Nov 18;10(11):e0143061. doi: 10.1371/journal.pone.0143061.
- Nishijima TF, Muss HB, Shachar SS, Tamura K, Takamatsu Y. Prognostic value of lymphocyte-to-monocyte ratio in patients with solid tumors: a systematic review and meta-analysis. *Cancer Treat Rev*. 2015;41(10): 971–8. DOI: 10.1016/j.ctrv.2015.10.003
- Ritarwan K, Nasution IK, Erwin I, Nerdy N. Correlation of Leukocyte Subtypes, Neutrophil-to-Lymphocyte Ratio, and Functional Outcome in Brain Metastasis. *Open Access Maced J Med Sci*. 2018 Dec 20;6(12):2333–2336.
- Akleev AA. The immune status in persons exposed to chronic radiation exposure during the implementation of long-term effects. Dissertation abstract. Chelyabinsk (Russia): South Ural State Medical University; 2019. 47 p. (In Russian).
- Sosnina SF, Okatenko PV, Yurkin AM, Rogacheva SA, Gruzdeva EA, Sokolnikov ME. Leukemia risk and the pattern of dose accumulation. Part 1: Characteristics of the study group of the Mayak Production Association personnel. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(4):18–28. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-18-28 (In Russian).
- Zhdanov A, Vostrotin V, Efimov A, Birchall A, Puncher M. The Mayak Worker Dosimetry System (MWDS-2013): Implementation of the dose calculations. *Radiation Protection Dosimetry*. 2017;176(1-2):163–5.
- Vasilenko EK, Knyazev V, Gorelov M, Smetanin M, Scherpelz RI, Fix JJ. Mayak film dosimeter response studies, part I: measurements. *Health Phys*. 2007 Sep;93(3):220–30.
- Hsu WL, Tatsukawa Y, Neriishi K, Yamada M, Cologne J, Fujiwara S. Longitudinal Trends of Total White Blood Cell and Differential White Blood Cell Counts of Atomic Bomb Survivors. *J Radiat Res*. 2010;51(4):431–9.
- Yoshida K, French B, Yoshida N, Hida A, Ohishi W, Kusunoki Y. Radiation exposure and longitudinal changes in peripheral monocytes over 50 years: the Adult Health Study of atomic-bomb survivors. *Br J Haematol*. 2019 Apr;185(1):107–115. DOI: 10.1111/bjh.15750.
- Akleev AV, Dimov GP, Varfolomeeva TA. Status of hemopoiesis in residents of the Techa riverside villages in the period of maximum radiation exposure. Report 1. Evaluation of the cellular composition of peripheral blood and the role of comorbidities in the oppression of hemopoiesis. *Radiats Biol Radioecol*. 2012 Mar-Apr;52(2):117–29.

24. Akleev AV, Dimov GP, Varfolomeeva TA. Status of hemapoiesis in residents of the Techa riverside villages in the period of maximum radiation exposure. Report 2. Influence of exposure dose and dose rate of red bone marrow as well as modifying factors on the frequency of cytopenia and cytosis. *Radiats Biol Radioecol.* 2012 Mar-Apr;52(2):130-41.
25. Rebrova OJu. Statistical analysis of medical data. Application of the software package Statistica. Moscow: Media Sfera; 2003. 312 p. (In Russian).
26. Mukaka MM. A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. *Malawi Med J.* 2012 Sep; 24(3): 69–71.
27. Palladina AD, Czjao Ch, Zejnalova PA, Timonina EV, Podvaznikov SO, Falaleeva NA, et al. Erythropoiesis in cancer patients. *Immunologiya gemopoeza = Immunology of hematopoiesis.* 2018;16 (2): 66-77.

Received: March 27, 2020

For correspondence: Svetlana F. Sosnina – Candidate of medical sciences, researcher in the Laboratory of Radiation Epidemiology, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia (Ozerskoe shosse, 19, Ozersk, 456780, Chelyabinsk oblast, Russia; E-mail: sosnina@subi.su)

Aleksandr M. Yurkin – Programmer engineer of the Laboratory of Radiation Epidemiology, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozersk, Russia

Pavel V. Okatenko – Head of computer and software support group, Laboratory of Radiation Epidemiology, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozersk, Russia

Susanna A. Rogacheva – Candidate of medical sciences, senior researcher in the Laboratory of Radiation Epidemiology, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozersk, Russia

Elena A. Gruzdeva – Junior researcher of the Laboratory of Radiation Epidemiology, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozersk, Russia

Mikhail E. Sokolnikov – Head of the Epidemiology Department, Doctor of medical sciences, Southern Urals Biophysics Institute of the Federal Medical and Biological Agency of Russia, Ozersk, Russia

For citation: Sosnina S.F., Yurkin A.M., Okatenko P.V., Rogacheva S.A., Gruzdeva E.A., Sokolnikov M.E. Leukemia risk and rate of radiation dose accumulation. Part 2: Comparative analysis of leukocytic indices and dynamics of peripheral blood values in relation to external gamma-exposure dose. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene.* 2020. Vol. 13, No 2. P. 75-88. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-75-88

О возможности сравнения среднегодовых эффективных доз облучения медицинского персонала России и некоторых зарубежных стран

С.Ю. Бажин, Е.Н. Шлеенкова, Г.Н. Кайдановский, В.А. Ильин

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Выполнен анализ опубликованных данных о среднегодовых эффективных дозах облучения персонала России, Германии, Швейцарии, Франции и Канады в динамике за 2013–2017 гг. Установлено, что в рассматриваемых странах имеются существенные различия в обработке первичной измерительной информации, расчете на ее основе индивидуальных эффективных доз, а также способов усреднения полученных данных и их представления. Рассмотрены факторы, которые могут приводить к разной интерпретации результатов: учет фоновых доз, обусловленных природным излучением; использование при обработке результатов различных (в разных странах) величин минимального уровня регистрации; усреднение доз при отсутствии периодов деятельности (утрача дозиметра/отпуск) и при регистрации непредвиденно высоких доз. Указанные различия существуют и между данными зарубежных стран, но особенно отличаются данные, представленные Единой государственной системой контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан России. Показано, что данные о средних годовых эффективных дозах облучения персонала, представленные в федеральной базе данных по индивидуальным дозам облучения персонала в рамках Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан России, в 3–4 раза выше, чем в зарубежных странах. Показано, что такое различие обусловлено не фактически высокими дозами, а способом обработки первичной информации и усреднения данных при обобщении. Следует отметить, что такие различия имеют место только для чрезвычайно малых доз техногенного облучения персонала и не приводят к существенному влиянию на общую оценку состояния радиационной безопасности в стране, но при сравнении с другими странами необходимо понимать причины таких расхождений. Цель настоящей работы состояла в выявлении причин данных расхождений и выработке способа обработки первичной измерительной информации и усреднения данных при обобщении результатов, позволяющего их существенно уменьшить. Такой способ должен обеспечить получение наиболее близких к условно истинным величинам эффективных доз персонала во всем диапазоне величин и может быть использован для обобщения данных, содержащихся в федеральной базе данных по индивидуальным дозам облучения персонала. Поскольку преобразование данных, содержащихся в федеральной базе данных по индивидуальным дозам облучения персонала, не входило в задачу авторов данной статьи, для достижения поставленной цели была предпринята попытка обработки и обобщения результатов измерений (всего 23 204) квартальных величин индивидуального эквивалента дозы $H_p(10)$, полученных в лаборатории радиационного контроля Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева. Такая обработка была выполнена. Последующее сравнение показало, что средние годовые эффективные дозы облучения персонала медицинских организаций Санкт-Петербурга, индивидуальный дозиметрический контроль в которых осуществлялся в лаборатории радиационного контроля Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, преобразованные по разработанному алгоритму, значительно лучше согласуются с аналогичными данными зарубежных стран.

Ключевые слова: индивидуальный дозиметрический контроль, индивидуальный эквивалент дозы, минимальный уровень регистрации, неожиданно высокие дозы, вычитание фона, ЕСКИД.

Бажин Степан Юрьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: s.bazhin@niir.ru

Введение

Контроль доз облучения персонала, работающего с источниками ионизирующего излучения (ИИИ), является одним из основных инструментов обеспечения радиационной безопасности¹.

Уровни облучения персонала в России контролируются, а величины индивидуальных эффективных доз персонала вносятся в федеральную базу данных по индивидуальным дозам облучения персонала (ФБД ДОП) Единой государственной системы контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан (ЕСКИД)^{2,3}. ФБД ДОП дает возможность проводить обобщение и анализ данных о дозах облучения персонала с разделением по половому, возрастному и профессиональному признакам в динамике за годы наблюдения. Аналогичные базы данных ведутся и в зарубежных странах. Сравнение отечественных данных с зарубежными представляет интерес с точки зрения сопоставимости величин эффективных доз, вносимых в базы данных. Такое сравнение было выполнено [1] в 2010 г. по материалам, внесенным в базы данных за период с 2004 по 2008 г. В этой работе показано, что годовые эффективные дозы облучения персонала медицинских организаций России превышают аналогичные данные зарубежных стран в среднем в 1,5 раза. Это объяснялось тем, что в России в то время использовались менее совершенные, чем за рубежом, диагностическое оборудование и технологии.

Настоящее исследование охватывает период с 2013 по 2017 г. В этот период уровень диагностического оборудования и технологий, используемых в Российской Федерации, практически не отличался от развитых зарубежных стран. Поэтому при сравнении отечественных и зарубежных данных логичным является получение сопоставимых величин эффективных доз. Однако величины средних годовых эффективных доз, внесенные в ФБД ДОП, превышают аналогичные зарубежные показатели в 3–4 раза.

Такие различия имеют место только для чрезвычайно малых доз техногенного облучения персонала и не приводят к существенному влиянию на общую оценку состояния радиационной безопасности в стране, но при сравнении с другими странами необходимо понимать причины таких расхождений.

Цель исследования – выявление причин столь существенного расхождения отечественных и зарубежных данных и выработка способа обработки первичной измерительной информации и усреднения данных при обобщении результатов, позволяющего существенно их уменьшить.

Задачи исследования

1. Провести анализ причин существенных различий между величинами эффективных доз техногенного облучения персонала медицинских организаций, представленных в базах данных России и других стран.

2. Предложить способ обработки первичной измерительной информации и усреднения данных, основанный на анализе результатов индивидуального дозиметрического контроля (ИДК), проведенного лабораторией радиационного контроля (ЛРК) ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева за период с 2013 по 2017 г.

3. Предложенный способ позволит получить величины эффективных доз техногенного облучения персонала, наиболее приближенные к условно истинным во всем диапазоне величин, и существенно уменьшить их расхождение с зарубежными данными. Поскольку преобразование данных, уже содержащихся в ФБД ДОП, не входило в задачу авторов данной работы, для достижения поставленной задачи была предпринята попытка обработки и представления результатов измерений (всего 23 204 квартальных величин индивидуального эквивалента дозы $H_p(10)$, полученных в ЛРК ФБУН НИИРГ).

Материалы и методы

Для сравнения уровней профессионального облучения персонала группы А медицинских организаций были использованы доступные данные следующих стран: Россия, Германия, Канада, Швейцария, Франция.

Для анализа и сопоставления средних эффективных доз привлекались следующие источники информации:

- ФБД ДОП, сведения в которую поступают по форме федерального государственного статистического наблюдения № 1-ДОЗ «Сведения о дозах облучения лиц из персонала в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующих излучений» [2–6];
- отчеты Европейской программы оценки доз профессионального облучения (ESOREX) за период 2013–2017 гг. [7];
- доклад о профессиональном облучении в Канаде за 2016–2017 гг. [8];
- собственная база данных ЛРК ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева (далее – собственная БД).

Данные, взятые из информационных сборников ЕСКИД и международных платформ учета доз, анализировались в том виде, в каком они были представлены.

Собственная БД, используемая для анализа, включает 23 204 результата измерений индивидуальных квартальных эффективных доз персонала за период 2013–2017 гг. Следует отметить, что используемые для проведения

¹ Санитарные правила и нормативы СП 2.6.1.2612-10 «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010)». [Sanitary rules and norms SP2.6.1.2612-10 “Basic sanitary rules of the provision of the radiation safety (OSPORB 99/2010)” (In Russ.)]

² Российская Федерация. Законы. Федеральный закон №3-ФЗ от 09.01.1996 «О радиационной безопасности населения» (с изменениями от 22 августа 2004 г., 23 июля 2008 г.): принят Государственной Думой 5 декабря 1995 г.: статья 18. Контроль и учет индивидуальных доз облучения. [The Russian Federation. The laws. Federal Law No. 3-ФЗ dated 01.01.1996 “On the Radiation Safety of the Population” (as amended on August 22, 2004, July 23, 2008): adopted by the State Duma on December 5, 1995: Article 18. Control and accounting of individual doses exposure (In Russ.)]

³ Положение о единой государственной системе контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан: утв. приказом Минздрава РФ от 31 июля 2000 г. № 298. [Regulation on a unified state system for monitoring and recording individual doses of radiation to citizens: approved. by order of the Ministry of Health of the Russian Federation of July 31, 2000 No. 298 (In Russ.)]

анализа результаты измерений отобраны с условием занятости персонала на работах с ИИИ в течение всех четырех кварталов одного календарного года и включают в себя данные дозиметрического контроля персонала только медицинских организаций. Индивидуальные дозиметры были экспонированы в реальных условиях на рабочих местах персонала в периоды ведения ими своей профессиональной деятельности. В данном анализе мы не проводили выделение отдельных групп персонала медицинских организаций по специальностям. Измерения проводились посредством определения операционной величины – индивидуального эквивалента дозы $H_p(10)$. Экспонировались термолюминесцентные индивидуальные дозиметры типа DTU-01 с двумя детекторами ДТГ-4⁴ в кассете. Считывание показаний детекторов осуществлялось на термолюминесцентной дозиметрической системе Harshaw-2000 D (США). Согласно свидетельству о поверке, основная погрешность результатов измерений $H_p(10)$ составляла 20% ($P=0,95$), а дополнительная погрешность за счет энергетической чувствительности детекторов в полях рентгеновского излучения не превышала 30%. Время ношения индивидуальных дозиметров персоналом составляло 3 месяца (один квартал), все измерения по годам были выполнены в единые временные периоды: 1 квартал – апрель, 2 квартал – июль, 3 квартал – октябрь, 4 квартал – январь следующего года. Таким образом, по сумме четырех измерений было возможно получить индивидуальную годовую эффективную дозу отдельного лица, т.е. все дозы являются персонализированными. Периоды отпусков и отсутствия на работе (отстранение от работы с ИИИ) фиксировались. Вклад природного радиационного фона в дозу облучения персонала на первом этапе обработки результатов не вычитался.

Для обеспечения в дальнейшем учета вклада природного фона в измеренные величины $H_p(10)$ дозы, обусловленные природным фоном, регистрировались во всех организациях, где проводился контроль индивидуальных доз, с помощью тех же термолюминесцентных дозиметров, располагаемых в организации удаленно от любых техногенных ИИИ.

Все значения представлены в единицах индивидуального эквивалента дозы $H_p(10)$ – миллизивертах (мЗв).

Результаты и обсуждение

Анализ данных, взятых из информационных сборников ЕСКИД и международных платформ учета доз, выполненный для решения первой поставленной задачи, показал, что величины эффективных доз облучения работников в разных странах, внутри одной страны и даже в пределах одной отрасли существенно различаются. Чтобы сделать сравнение объективным, необходимо выяснить принципы регистрации и учета доз, принятые в различных странах. В 2000 г. в отчете [9] были выделены следующие группы различий в представлении данных о годовых эффектив-

ных дозах профессионального облучения в разных странах, которые могут привести к некоторым трудностям при сопоставлении результатов измерений, полученных из разных источников:

- 1) вычитание доз за счет природного радиационного фона;
 - 2) переход от величины индивидуального эквивалента дозы к эффективной дозе;
 - 3) метод учета доз ниже минимального уровня регистрации;
 - 4) учет доз при отсутствии периодов деятельности (утеря дозиметра/отпуск);
 - 5) методы обработки неожиданно высоких доз.
- Далее рассмотрим каждый пункт подробнее.

Вычитание доз за счет природного радиационного фона

Первичным этапом обработки результатов измерений индивидуальных эквивалентов доз является вычитание (или невычитание) дозы, обусловленной природным радиационным фоном. Если такое вычитание производится, то нужно определиться с тем, какая именно величина будет принята за вычитаемый фон. В странах, где дозы за счет фонового природного излучения в различных регионах отличаются незначительно, используется единое значение фоновой дозы [9]. В России в медицинских организациях, где проводится индивидуальный дозиметрический контроль персонала, проводятся также измерения доз, создаваемых природным радиационным фоном. Фоновые дозиметры во время экспонирования рабочих дозиметров хранятся на территории учреждения в помещении, удаленном от любых ИИИ. Результаты измерений доз от природного фона должны быть записаны в протокол измерений индивидуальных доз. До 2012 г. из измеренных значений квартальных индивидуальных эквивалентов доз вычитали величину фоновой дозы, зарегистрированной в той же организации. При малых значениях индивидуальных доз вычитание доз за счет природного радиационного фона приводило к ошибкам в сотни процентов, а в ряде случаев – и к отрицательным величинам, что вызывало большие трудности при внесении результатов в протоколы и далее в ФБД ДОП. С 2012 г., согласно МУ 2.6.1.3015-12⁵, вычитание значений фоновых доз из показаний экспонированных индивидуальных дозиметров не производится. Это обосновано тем, что дозы менее 1 мЗв в квартал не влияют на оценку состояния радиационной безопасности, а при дозах свыше 1 мЗв фоновые дозы оказываются меньше, чем погрешность измерений индивидуальных доз. Вместе с тем, при таком подходе индивидуальные дозы, внесенные в ФБД ДОП, оказались завышенными по сравнению с условно истинными на величину дозы, обусловленной природным фоном, а это затрудняет сравнение отечественных данных с зарубежными. По нашему мнению, следует автоматически вычитать среднюю по региону величину фоновой дозы $H_{pf}(10)$ из измеренного значения индивиду-

⁴ Термолюминесцентные монокристаллические детекторы ДТГ-4. Паспорт ТУ 95 2511-94. [Thermoluminescent monocrystalline detectors DTG-4. Passport TU 95 2511-94 (In Russ.)]

⁵ МУ 2.6.1.3015-12. Организация и проведение индивидуального дозиметрического контроля. Персонал медицинских организаций. Радиационная гигиена. 2012;5(3):77-86. [Methodical guidelines 2.6.1.3015-12. "Organization and management of individual dosimetry of medical staff". Radiation Hygiene. 2012;5(3):77-86 (In Russ.)]

ального эквивалента дозы $H_p(10)$ при занесении их в региональные базы РБД ДОП. Вычитать нужно величину фона, усредненную по показаниям дозиметров, однотипных с теми, что используются для измерений индивидуального эквивалента дозы. Вычитаемое значение усредненной величины фона должно проводиться прямо пропорционально отработанному времени (квартал, полугодие, год). Применять для этих целей справочные значения доз природного фона крайне нежелательно, поскольку они получены с помощью электронных дозиметров, имеющих высокий уровень собственного фона. Так, при обработке данных описанным выше способом мы получили значение $H_{pf}(10)$ для города Санкт-Петербурга равным 0,89 мЗв в год, а данные литературы [10], обобщающие результаты многолетних измерений электронными дозиметрами, приводят значение 1,14 мЗв в год, т.е. в 1,3 раза больше.

Собственная БД была преобразована путем вычитания из измеренных величин $H_p(10)$ усредненного по Санкт-Петербургу природного фона.

Переход от величины индивидуального эквивалента дозы к эффективной дозе

Величины индивидуальных годовых эффективных доз, E , для каждого отдельного лица рассчитывались исходя из зарегистрированных значений индивидуальных эквивалентов доз $H_p(10)$ (за вычетом фона) по формулам, приведенным в МУ 2.6.1.3015-12. Периоды отпусков и отсутствия на работе (отстранение от работы с ИИИ) фиксировались. Следует отметить, что полученные по этим формулам величины, на наш взгляд, излишне консервативны, поскольку из рассмотрения зависимости от энергии отношения эффективной дозы, E , к индивидуальному эквиваленту дозы, $H_p(10)$, приведенной в публикациях [11, 12] и представленной на рисунке 1, видно, что при энергиях до 120 кэВ это отношение значительно меньше 1,0.

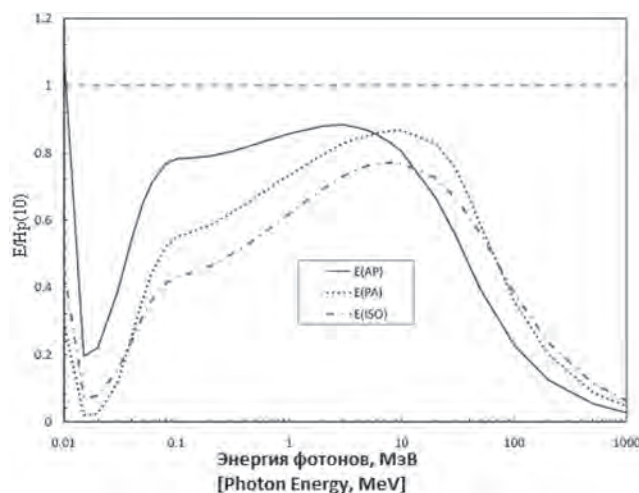


Рис. 1. Зависимость отношения эффективной дозы к $H_p(10)$ [12], где AP/PA – передне-задняя/задне-передняя геометрия облучения, ISO – изотропная геометрия облучения (равномерное облучение)

[Fig. 1. The dependence of the ratio of effective dose to $H_p(10)$ [12], where AR / RA is the anterior-posterior / posterior-anterior radiation geometry, ISO is the isotropic radiation geometry (uniform exposure)]

Применение же коэффициента $k=1,0$ делает оценку эффективных доз рентгеновского излучения с энергией до 120 кэВ излишне консервативной, но вполне обоснованной для оценки доз от гамма- и рентгеновского излучения с энергией свыше 120 кэВ.

Метод учета доз ниже минимального уровня регистрации

Минимальный уровень регистрации (МУР), принятый в международной практике, – это уровень, выше которого результат считается достаточно значительным для регистрации, а значения ниже игнорируются и записываются как ноль.

В ФБД ДОП не предусмотрено использование понятия МУР, хотя таковое может быть определено техническими характеристиками средств измерения. Согласно МУ 2.6.1.3015-12, минимально необходимый диапазон измерения величин $H_p(10)$ за период контроля (один квартал) при текущем ИДК внешнего облучения персонала составляет 0,05–500 мЗв. Таким образом, в нашем случае МУР годовой эффективной дозы (4 квартала) может быть установлен равным 0,2 мЗв. На самом деле таких случаев не наблюдалось, потому что результаты измерений включали в себя природный фон, который не вычитался. Если же произвести вычитание природного фона, то такой подход возможен и в нашем случае.

За рубежом, несмотря на наличие более чувствительных дозиметров с более низким порогом детектирования, согласно отчету [9], официально существуют МУР. Дозы со значениями ниже МУР в регистрационные записи заносятся как ноль (табл. 1). Это так называемые нулевые дозы.

Таблица 1

Пример минимального уровня регистрации (МУР) доз для разных стран

[Table 1

Example of the minimum level of registration (MLR) for different countries]

Страна [Country]	Область деятельности [Area of activity]	МУР, мЗв [MLR, mSv]
Германия [Germany]	Все, кроме горнодобывающих отраслей [All but mining]	0,10
Канада [Canada]	Все [All]	0,20
Швеция [Sweden]	Все [All]	0,10
Швейцария [Switzerland]	Все [All]	0,01
Франция [France]	Ядерный топливный цикл [Nuclear Fuel Cycle]	0,20

Для наглядной демонстрации различий, возникающих в результате учета или неучета нулевых доз, в таблице 2 указаны значения средних годовых эффективных доз выбранных зарубежных стран в зависимости от учета МУР, взятые из открытых источников [7, 8].

Как мы видим на примере зарубежных стран, средние годовые эффективные дозы при учете нулевых доз и без такого учета отличаются в 5–10 раз. Общая численность контролируемых сотрудников в Германии, Франции и Канаде превышает численность сотрудников, имеющих

Таблица 2

Различия в значениях средних годовых эффективных доз в зависимости от учета минимального уровня регистрации

[Table 2]

Differences in average annual effective doses depending on the consideration of the minimum level of registration

Страна [Country]	Год [Year]									
	2013		2014		2015		2016		2017	
	1*	2**	1	2	1	2	1	2	1	2
Германия [Germany]	1,16	0,26	1,13	0,26	1,07	0,26	1,22	0,27	–	–
Швейцария [Switzerland]	0,68	0,06	0,74	0,06	0,84	0,06	0,73	0,05	0,75	0,05
Франция [France]	1,08	0,28	0,94	0,24	0,95	0,26	0,95	0,26	1,03	0,26
Канада [Canada]	1,07	0,23	1,07	0,23	1,05	0,22	0,96	0,2	–	–

* – годовая доза без учета нулевых доз, мЗв;

** – годовая доза с учетом нулевых доз, мЗв.

[* – The annual dose excluding zero doses, mSv;

** – Annual dose, taking into account zero doses, mSv].

дозы выше МУР, в 3–4 раза, в Швейцарии – в 10 раз. Таким образом, средняя доза для всего персонала не отражает реальный уровень облучения, т.к. дозы большинства работников находятся ниже МУР. Но, в свою очередь, это позволяет выделить часть персонала с более высокими дозами, которые достоверно отличаются от нуля.

Неучет результатов, близких к МУР, может привести к занижению регистрируемых коллективных доз. Это происходит из-за того, что работники, получившие дозу меньше МУР, при расчете коллективной дозы вносят нулевой вклад.

В любом случае при использовании МУР важно не забывать делать записи обо всех измерениях, даже если их результаты оказались ниже МУР. Важно зарегистрировать сам факт того, что измерение было сделано. Возможно, было бы лучше поставить в регистрационных записях ноль. Однако тогда следует делать примечание, что доза была ниже МУР [13].

Учет доз при отсутствии периодов деятельности (утрача дозиметра/отпуск)

В нашем случае из собственной БД (данные за период 2013–2017 гг.) мы выделили медицинский персонал, у которого присутствовали все четыре квартальных измерения, и сравнили значения их средней годовой эффективной дозы со значениями средней годовой эффективной дозы сотрудников, отработавших 1–3 квартала. Разница в средних годовых эффективных дозах персонала, отработавшего менее четырех кварталов, и персонала, отработавшего четыре квартала полностью, составила примерно 20%. Очевидно, что отсутствие данных по персоналу с отсутствующими периодами деятельности влияет на среднее значение годовой эффективной дозы. Поэтому мы считаем, что необходимо фиксировать случаи как отсутствия на работе (отпуска, больничные, отстранения), так и случаи утери дозиметров при продолжении выполнения работы. Фиксация этих данных поможет сделать представление доз более объективным.

Методы обработки неожиданно высоких доз

Бывают случаи, когда при текущем ИДК в пределах одной организации или в последовательном ряде измерений одного сотрудника из персонала наблюдаются

дозы, существенно выходящие за границы распределения индивидуальных доз персонала этой организации или существенно выходящие за границы распределения индивидуальных доз данного сотрудника за длительный период контроля. Эти высокие дозы в практике ведения ФБД ДОП и нашей собственной БД записываются в регистрационные записи в том виде, в каком они были получены. Если эти дозы близки к пределу доз, назначаются разбирательства причин получения этих высоких доз. Часто в результате разбирательств выявляются ошибки в правилах эксплуатации сотрудниками дозиметров (самое частое – оставление дозиметра в зоне действия ИИИ), и, соответственно, фиксируется несоответствие показаний реальной дозе, но регистрационные записи, как правило, не изменяются. Таким образом, в некоторых случаях в России в регистрационные записи заносятся дозы, существенно превышающие фактические дозы персонала, т.е. происходит завышение реальных данных. Нужно помнить, что также не менее часто имеет место и занижение индивидуальных доз в результате того, что сотрудники не носят индивидуальные дозиметры.

Сравнение данных

В России действует правило не вычитать дозы за счет природного радиационного фона из показаний индивидуальных дозиметров при индивидуальном дозиметрическом контроле персонала медицинских организаций. Поэтому фактические нулевые дозы для этого контингента персонала отсутствуют, т.к. минимальное зарегистрированное дозиметром значение крайне редко бывает ниже порога регистрации 0,05 мЗв. Это, в свою очередь, приводит к повышению средней годовой эффективной дозы персонала и отсутствию принятого за рубежом разделения на существенно облучаемый персонал («measurably exposed workers») и весь контролируемый персонал («monitored workers», включающий в свое число существенно облучаемый персонал) [7]. Поэтому весь персонал медицинских учреждений в России (по данным ЕСКИД), в соответствии с зарубежным подходом, является как бы «существенно облучаемым», и сравнение было бы корректно провести со значениями средних годовых эффективных доз облучения именно «существенно облучаемого» персонала других стран.

Из рисунка 2 видно, что средние годовые эффективные дозы профессионального облучения, регистри-

руемые в России и внесенные в ФБД ДОП и собственную БД, отличаются незначительно. Вместе с тем, они оказываются в 3–4 раза больше в сравнении с эффективными дозами в других странах, в случае включения в расчет доз их нулевых значений. Если же выбрать только фактические дозы, без учета нулевых значений, то разница в дозах персонала различных стран значительно снижается (рис. 3).

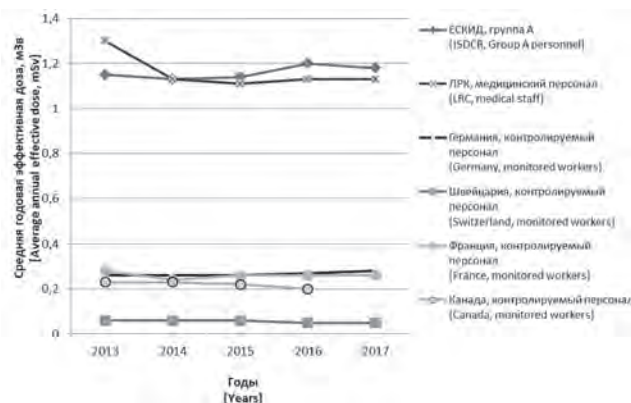


Рис. 2. Сравнение средних годовых эффективных доз профессионального облучения в России (по данным ЕСКИД), в Германии, Швейцарии, Франции (по данным ESOREX) и в Канаде (по данным [8]) для всего контролируемого персонала (включая медицинский), а также медицинского персонала по данным из собственной БД. Представлены значения эффективных доз (с учетом нулевых значений)

[Fig. 2. Comparison of the average annual effective doses of occupational exposure in Russia (according to ISDCR), in Germany, Switzerland, France (according to ESOREX) and Canada (according to [8]) for all controlled personnel (including medical), as well as medical staff according to data from their own database. Values of effective doses are presented (taking into account zero values)]

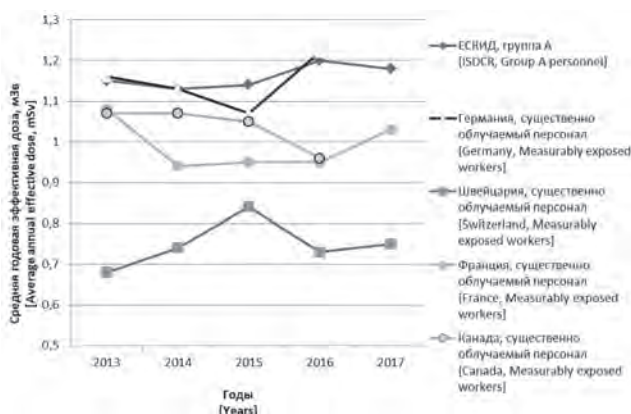


Рис. 3. Сравнение средних годовых эффективных доз профессионального облучения всего персонала (включая медицинский) в России (по данным ЕСКИД), в Германии, Швейцарии, Франции (по данным ESOREX) и в Канаде (по данным [8]). Из базы данных ESOREX взяты значения средних доз персонала без учета нулевых доз

[Fig. 3. Comparison of the average annual effective doses of occupational exposure for all personnel (including medical) in Russia (according to ISDCR), in Germany, Switzerland, France (according to ESOREX) and Canada (according to [8]). From the ESOREX database, the average personnel doses are taken without taking into account zero doses]

Наибольший интерес для нас представляло сравнение результатов измерений доз из собственной БД с зарубежными, поскольку мы имели возможность преобразования этих данных по разработанному нами алгоритму.

В связи с тем, что собственная БД содержит сведения о годовых эффективных дозах медицинского персонала, из баз данных других стран также были выделены средние годовые значения эффективных доз (без учета нулевых доз) только медицинского персонала.

Так как данные были получены при проведении контроля в медицинских организациях Санкт-Петербурга, соответственно, согласно МУ 2.6.1.3015-12, фоновые дозы из них не вычитались. Нами было проведено вычитание из всех индивидуальных эффективных доз персонала значения среднего по Санкт-Петербургу значения дозы природного фона (0,89 мЗв), полученное путем усреднения результатов измерений фоновых термолуминесцентных дозиметров. Из полученного таким образом массива данных были сохранены только те, которые превосходили условно установленный нами МУР (0,20 мЗв), а остальные были приравнены к нулю. Данным способом из общего массива данных были выделены нулевые дозы. Величины средних доз облучения персонала без учета нулевых доз (существенно облучаемый персонал), полученные из собственной БД, представлены на рисунке 4 в сравнении с соответствующими зарубежными данными.

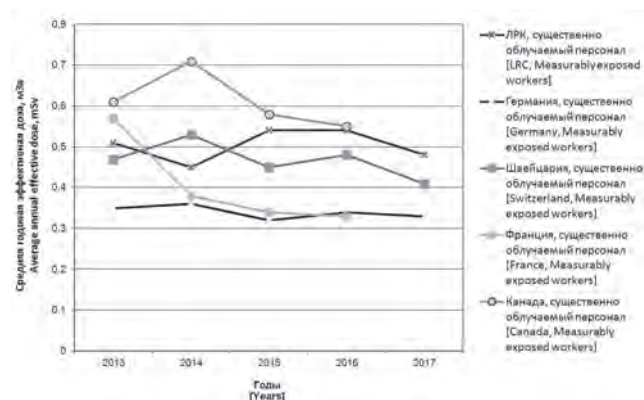


Рис. 4. Сравнение средних годовых эффективных доз профессионального облучения медицинского персонала в России (по данным ЛРК), в Германии, Швейцарии, Франции (по данным ESOREX) и в Канаде (по данным [8]). Из базы данных ESOREX взяты значения средних доз персонала без учета нулевых доз, значения собственной БД представлены после вычитания природного фона и отсека значений ниже МУР

[Fig. 4. Comparison of average annual effective doses of professional exposure for medical personnel in Russia (according to LRC), in Germany, Switzerland, France (according to ESOREX) and Canada (according to [8]). From the ESOREX database, the average personnel doses were taken without taking into account zero doses, the LRC data are presented after subtracting the natural background and cutting off the values below the MLR]

Отношение численности медицинского персонала с учетом и без учета персонала, имеющего нулевые дозы, полученное в результате анализа собственной БД, является самым низким в группе сравнения (табл. 3). При этом средние значения доз, с учетом нулевых, отличаются примерно в 3–4 раза при сравнении с Францией и Канадой и в 5–10 раз в сравнении с Германией и Швейцарией.

При сравнении средних значений доз, не учитывающих нулевые дозы, данные из собственной БД в целом очень близки к данным, опубликованным рассматриваемыми зарубежными странами в официальных отчетах. Это подтверждает тот факт, что обеспечение радиационной безопасности персонала медицинских организаций г. Санкт-Петербурга и ряда зарубежных стран находится на сопоставимом уровне.

Заключение

Проведенное исследование показало, что различие величин средних годовых доз в России и развитых странах

обусловлено не фактически высокими дозами профессионального техногенного облучения персонала, а разностью в подходах к регистрации после обработки первичной измерительной информации и усреднения данных при обобщении. Причины столь высоких расхождений необходимо учитывать при сравнении. Для сравнения средних значений годовых эффективных доз разных стран необходимо обеспечить идентичность сопоставляемых данных, то есть выполнить их обработку по единому алгоритму. С помощью приведённого в основной части статьи разработанного нами алгоритма была произведена обработка нашей первичной измерительной информации. Наиболее

Соотношение численности медицинского персонала и средних значений годовой эффективной дозы с учетом и без учета нулевых доз

Таблица 3

[Table 3]

The ratio of the number of medical personnel and the average values of the annual effective dose, taking into account and excluding zero doses]

Показатель [Index]	Год [Year]	Среднее значение годовой эффективной дозы, мЗв [average annual effective dose, mSv]		N1 – численность персонала с уче- том нулевых доз [headcount taking into account zero doses]	N2 – численность персонала без уче- та нулевых доз [headcount excluding zero doses]	N1/N2
		с учетом нулевых доз, мЗв [taking into account zero doses, mSv]	без учета нулевых доз, мЗв [without taking into account zero doses, mSv]			
Собственная БД [Own database]	2013	0,39	0,51	739	565	1,31
	2014	0,21	0,45	1034	486	2,13
	2015	0,21	0,54	1228	475	2,59
	2016	0,23	0,54	1420	592	2,40
	2017	0,20	0,48	1377	563	2,45
Германия [Germany]	2013	0,05	0,35	282 098	36 050	7,83
	2014	0,05	0,36	286 950	39 010	7,36
	2015	0,05	0,32	292 213	43 454	6,72
	2016	0,04	0,34	298 496	36 204	8,24
	2017	0,04	0,33	304,654	38,532	7,90
Швейцария [Switzerland]	2013	0,02	0,47	66 519	2981	22,31
	2014	0,02	0,53	69 187	2337	29,61
	2015	0,02	0,45	71 525	2527	28,30
	2016	0,02	0,48	73 914	2469	29,94
	2017	0,02	0,41	76 273	2864	26,63
Франция [France]	2013	0,11	0,57	222 975	42 078	5,30
	2014	0,07	0,38	226 013	41 078	5,50
	2015	0,07	0,34	228 371	45 416	5,03
	2016	0,07	0,33	227 980	46 404	4,91
	2017	–	–	–	–	–
Канада [Canada]	2013	0,07	0,61	–	–	–
	2014	0,08	0,71	–	–	–
	2015	0,06	0,58	–	–	–
	2016	0,07	0,55	–	–	–
	2017	–	–	–	–	–

значимыми критериями в данной обработке являются вычитание значений природного радиационного фона и использование МУР. В Российской Федерации с 2012 г. для медицинских организаций, согласно МУ 2.6.1.3015-12, вычитание значений природного радиационного фона не производится, а использование понятия МУР в ФБД ДОП не предусмотрено. Зарубежные страны используют данные критерии, а их применение значительно уменьшает среднее значение годовой эффективной дозы. Авторы считают, что адекватное сопоставление данных о средних значениях эффективных доз облучения персонала медицинских учреждений России с данными зарубежных стран возможно лишь при использовании идентичной методики их обработки и обобщения. Авторы на данном этапе работы не ставили задачу вносить предложения в изменение действующей в Российской Федерации системы регистрации и учёта доз, гармонизации с международными критериями, но для сравнения данных разных стран мы предлагаем способ обработки первичной измерительной информации отечественных баз данных, включающий последовательное применение вычитания значений природного радиационного фона, использование условного МУР (приравнивания всех получившихся после вычитания фона средних значений годовой эффективной дозы, которые оказались менее МУР, к нулю).

Литература

1. Медведев А.Ю. Сравнительная оценка доз облучения персонала в России и за рубежом. // Радиационная гигиена. 2010. Т. 3, № 2. С. 45–51.
2. Репин В.С., Барышков Н.К., Братилова А.А., и др. Дозы облучения населения Российской Федерации в 2013 году: информационный сборник. СПб., 2014. 60 с.
3. Репин В.С., Барышков Н.К., Братилова А.А., и др. Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учёта индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации по данным за 2014 г. // Радиационная гигиена. 2015. Т. 8, № 3. С. 86–115.
4. Барковский А.Н., Барышков Н.К., Братилова А.Н., и др. Дозы облучения населения Российской Федерации в 2015 году: информационный сборник. СПб.: НИИРГ, 2016. 73 с.
5. Онищенко Г.Г., Попова А.Ю., Романович И.К., и др. Радиационно-гигиеническая паспортизация и ЕСКИД – информационная основа принятия управленческих решений по обеспечению радиационной безопасности населения Российской Федерации. Сообщение 1. Основные достижения и задачи по совершенствованию // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 3. С. 7–17. <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2017-10-3-7-17>
6. Барковский А.Н., Ахматдинов Р.Р., Ахматдинов Р.Р. Итоги функционирования Единой государственной системы контроля и учёта индивидуальных доз облучения граждан Российской Федерации по данным за 2017 г. // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 4. С. 98–128.
7. Официальный сайт European Platform for Occupational Radiation Exposure. URL: <https://esorex-platform.org> (дата обращения: 04.03.2020)
8. 2018 Report on occupational radiation exposures in Canada, published by authority of the Minister of Health, Her Majesty the Queen in Right of Canada, as represented by the Minister of Health, 2018 – Pub.: 170264, Cat.: H126-1E-PDF.
9. Sources and Effects of Ionizing Radiation: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 2000. Report. Volume I, Annex E.
10. Романович И.К., Стамат И.П., Кормановская Т.А., и др. Природные источники ионизирующего излучения: дозы облучения, радиационные риски, профилактические мероприятия; под ред. акад. РАН Онищенко Г.Г. и проф. Поповой А.Ю. СПб.: ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, 2018. 432 с.
11. ICRP Publication 74. Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection against External Radiation // Intern. Commission on Radiol. Protection. 1997.
12. ICRP. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116, Ann. ICRP, 2010. 40 (2–5).
13. Occupational radiation protection. International Atomic Energy Agency. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2018. Series: IAEA safety standards series, ISSN 1020–525X; no. GSG-7. Includes bibliographical references.

Поступила: 06.04.2020 г.

Бажин Степан Юрьевич – исполняющий обязанности заведующего лабораторией радиационного контроля, старший научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: s.bazhin@niirg.ru

Шлеенкова Екатерина Николаевна – младший научный сотрудник лаборатории радиационного контроля Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Кайдановский Георгий Наумович – исполняющий обязанности ведущего научного сотрудника лаборатории радиационного контроля Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Ильин Владимир Александрович – техник-исследователь лаборатории радиационного контроля Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Бажин С.Ю., Шлеенкова Е.Н., Кайдановский Г.Н., Ильин В.А. О возможности сравнения среднегодовых эффективных доз облучения медицинского персонала России и некоторых зарубежных стран // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 89–98. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-89-98

Possibilities of comparing the average annual effective doses of medical personnel in Russia and some foreign countries

Stepan Yu. Bazhin, Ekaterina N. Shleenkova, Georgiy N. Kaidanovsky, Vladimir A. Ilyin

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The analysis of published data on the average annual effective doses to personnel of Russia, Germany, Switzerland, France and Canada in dynamics for 2013–2017 was performed. It was established that in the countries under consideration there are significant differences in the processing of primary measurement information, the calculation on its basis of individual effective doses, as well as ways of averaging the data obtained and their presentation. Factors that may lead to different interpretations of the results are considered: – taking into account background doses due to natural radiation; – use in processing the results of various (in different countries) values of the minimum level of registration; – dose averaging in the absence of activity periods (loss of a dosimeter / vacation), and when registering unexpectedly high doses. These differences exist between the data of foreign countries, but the data presented by the Russian Joint state system of control and accounting of the individual doses of the citizens are especially different. It is shown that the data on average annual effective doses to personnel presented in the Federal Data Base of personnel exposure doses within the framework of the Russian Joint state system of control and accounting of the individual doses is 3–4 times higher than in foreign countries. It is shown that such a difference is caused not by actually high doses, but by the method of processing primary information and averaging data during generalization. It should be noted that such differences occur only for extremely small doses of technogenic exposure to personnel, and do not lead to a significant impact on the overall assessment of the state of radiation safety in the country, but when comparing with other countries, it is necessary to understand the reasons for such differences. The purpose of this work was to identify the causes of these discrepancies and to develop a method for processing primary measurement information and averaging the data when summarizing the results, which allows them to be significantly reduced. Such a method should ensure that the effective doses of personnel closest to the conditionally true values are obtained in the entire range of values, and can be used to summarize the data contained in the Federal Data Base of personnel exposure doses. Since the conversion of the data contained in the Federal Data Base of personnel exposure doses was not the task of the authors of this article, in order to achieve this goal, an attempt was made to process and summarize the measurement results (total 23 204) of the quarterly values of the individual dose equivalent $H_p(10)$ obtained in the Laboratory of Radiation Control of Saint-Petersburg Research Institute of the Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev. Such processing has been performed. The subsequent comparison showed that the average annual effective doses to the personnel of medical organizations of St.-Petersburg, in which individual dosimetric control was carried out in the Laboratory of Radiation Control, transformed according to the developed algorithm, are much better consistent with similar data from foreign countries.

Key words: individual monitoring, individual dose equivalent, minimum detectable level, unexpectedly high doses, subtraction of background radiation doses, the Russian Joint state system of control and accounting of the individual doses.

References

1. Medvedev AY. Comparative assessment of radiation doses to personnel in Russia and abroad. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2010;3(2): 45–51 (In Russian).
2. Repin VS, Baryshkov NK, Bratilova AA, Kormanovskaya TA, Kuvshinnikov SI, Matyukhin SV, et al. Doses to the population of the Russian Federation in 2013: information collection. Saint-Petersburg; 2014. 60 p. (In Russian).
3. Repin VS, Baryshkov NK, Bratilova AA, Varfolomeeva KV, Goncharova YuN, Kononenko DV, et al. The results of the operation of the Unified State System for Monitoring and Accounting for Individual Exposure Doses of Citizens of the Russian Federation according to 2014 data. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(3): 86–115 (In Russian).
4. Barkovsky AN, Baryshkov NK, Bratilova AA, Kormanovskaya TA, Repin LV, Romanovich IK, et al. Doses for the population of the Russian Federation in 2015: information collection. Saint-Petersburg: NIIRG; 2016: 73 (In Russian).
5. Onischenko GG, Popova AY, Romanovich IK, Barkovsky AN, Kormanovskaya TA, Shevkun IG. Radiation-hygienic certification and ESKID – information basis for managerial decisions to ensure radiation safety of the population of the Russian Federation. Communication 1. Main achievements and tasks for improvement. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation hygiene*. 2017;10(3): 7–17. <https://doi.org/10.21514/1998-426X-2017-10-3-7-17> (In Russian).
6. Barkovsky AN, Akhmatdinov RR, Akhmatdinov RR, Baryshkov NK, Biblin AM, Bratilova AA, et al. Results of the operation of the Unified State System for Monitoring and Accounting

Stepan Yu. Bazhin

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: s.bazhin@niirg.ru

- for Individual Doses of Irradiation of Citizens of the Russian Federation according to 2017 data. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation hygiene*. 2018;11(4): 98-128 (In Russian).
7. The official website of the European Platform for Occupational Radiation Exposure. Available from: <https://esorex-platform.org> [Accessed 04.03.2020] (In Russian).
 8. 2018 Report on occupational radiation exposures in Canada, published by authority of the Minister of Health, Her Majesty the Queen in Right of Canada, as represented by the Minister of Health, 2018 – Pub.: 170264, Cat.: H126-1E-PDF.
 9. Sources and Effects of Ionizing Radiation: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 2000. Report. Volume I, Annex E.
 10. Romanovich IK, Stamat IP, Kormanovskaya TA, Kononenko DV, Balabina TA, Bashketova NS, et al. Natural sources of ionizing radiation: radiation doses, radiation risks, preventive measures. Ed. by Acad. of the RAS Onischenko GG and Prof. Popova AYu. Saint-Petersburg: NIIIRG after Professor P.V. Ramzaev; 2018. 432 p. (In Russian).
 11. ICRP Publication 74. Conversion Coefficients for Use in Radiological Protection against External Radiation. International Commission on Radiological Protection, 1997.
 12. ICRP. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116, Annals of the ICRP. 2010. 40(2-5).
 13. Occupational radiation protection. International Atomic Energy Agency. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2018. Series: IAEA safety standards series, ISSN 1020-525X; no. GSG-7. Includes bibliographical references.

Received: April 06, 2020

For correspondence: Stepan Yu. Bazhin – acting Head of the Laboratory of Radiation Control, Senior Researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: s.bazhin@niirg.ru)

Ekaterina N. Shleenkova – Junior Researcher of the Laboratory of Radiation Control, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Georgiy N. Kaidanovsky – acting Leading Researcher of the Laboratory of Radiation Control, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Vladimir A. Ilyin – Technician-Researcher at the Laboratory of Radiation Control, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Bazhin S.Yu., Shleenkova E.N., Kaidanovsky G.N., Ilyin V.A. Possibilities of comparing the average annual effective doses of medical personnel in Russia and some foreign countries. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No 2. P. 89-98. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-89-98

Оценка медицинских радиационных и нерадиационных рисков на примере пациентов, проходящих хирургическую смену пола с женского на мужской

В.В. Сафронов¹, А.А. Давыдов², А.В. Водоватов², О.И. Старцева¹, А.М. Библин², Л.В. Репин²

¹ Первый Московский государственный медицинский университет имени И.М. Сеченова Министерства здравоохранения Российской Федерации, Москва, Россия

² Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Целью статьи является сравнительная оценка рисков для здоровья радиационной и нерадиационной природы на примере группы трансгендеров, а также оценка восприятия ими указанных рисков. Для выборки пациентов, проходивших хирургическую смену пола с женского на мужской, был проведен анализ структуры хирургических процедур и связанных с ними рентгенорадиологических исследований; оценены радиационные и нерадиационные риски; посредством социологического исследования оценены осведомленность пациентов о рисках и выгодах медицинских процедур и восприятие соотношения радиационных и нерадиационных рисков. Весь комплекс операций с пациентами, подвергавшимися хирургической смене пола с женского на мужской, выполняли с августа 2012 г. по февраль 2018 г.. Сбор данных и анкетирование проводили с 30 августа 2019 г. по 3 марта 2020 г. Сведения о структуре хирургических операций и лучевой диагностики были собраны для 99 пациентов, 86 из которых согласились участвовать в анкетировании. Исследование показало, что выбранная группа пациентов, проходящих хирургическую смену пола с женского на мужской, является группой высокого риска как по радиационным, так и по нерадиационным факторам. За весь процесс смены пола пациенты могут получить эффективную дозу до 250 мЗв за счет многократных компьютерно-томографических исследований различных анатомических областей с контрастом, что соответствует пожизненному радиационному риску до 1×10^{-2} . Сравнение радиационных и нерадиационных рисков для данной группы пациентов показывает, что преобладающим является риск успешной реализации суицидальных попыток (5×10^{-2}). Радиационные риски являются сопоставимыми, а для финальных этапов хирургической коррекции пола — превышают другие риски смерти от нерадиационных факторов (анестезия — $5,4 \times 10^{-5}$, тромбоз — 2×10^{-5} , прочие осложнения от операции — 6×10^{-2}). Снижение рисков суицида в результате лечения перевешивает все остальные факторы риска и делает обоснованным проведение всех хирургических процедур и рентгенорадиологических исследований. Результаты социологического исследования показывают снижение с 77% до 23% суицидальных мыслей у пациентов в выборке. Социологическое исследование показало, что риск-коммуникация проводится на ненадлежащем уровне: не более 40% пациентов осведомлены о возможных рисках для здоровья в ходе лечения, не более 50% утверждают, что знают о выгодах радиационных обследований. При этом около 70% респондентов склонны оценивать свои текущие проблемы со здоровьем намного выше в сравнении с рисками от диагностики и хирургии, что обуславливает отсутствие интереса к радиационным рискам.

Ключевые слова: трансгендеры, радиационные риски, нерадиационные риски, риск-коммуникация, лучевая диагностика, эффективная доза, хирургическая коррекция пола.

Введение

Транссексуализм представляет собой прежде всего врожденное психическое заболевание, при котором необратимо нарушена половая идентичность пациента [1, 2]. Пациент ощущает себя персоной противоположного пола и стремится изменить свой пол любыми доступными средствами. Гендерная дисфория может

быть выражена в различной степени, но, как правило, значительно усугубляет состояние пациента и обуславливает высокую частоту суицидальных мыслей и попыток в течение жизни. Следует отметить, что риски суицидального поведения прежде всего обусловлены выраженностью гендерной дисфории, которая значительно снижается при многоэтапной смене пола, и со-

Водоватов Александр Валерьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева

Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: vodovattoff@gmail.com

путствующей психической патологией, а не отказом от медицинской помощи [3].

По различным данным, суицидальные мысли характерны для не менее чем 70% пациентов, а 30% предпринимали хотя бы одну попытку в течение жизни [4, 5]. Не менее важным обстоятельством является тот факт, что трансгендеры подвергаются дискриминации в различных сферах жизни и являются поэтому весьма закрытой консолидированной и неконтактной группой риска [7].

Единственным способом лечения, который позволяет социализировать пациента, значительно уменьшить выраженность гендерной дисфории и компенсировать суицидальные мысли, является комплексная коррекция пола [8]. Оказание помощи при данном заболевании требует мультидисциплинарного подхода.

Количество операций при различных типах транссексуализма варьирует. Конечной целью является максимально точное воссоздание признаков того пола, с которым себя ассоциирует пациент. Этапы хирургической коррекции представляют собой многочисленные операции, каждая из которых требует предоперационного обследования и нахождения в стационаре [9]. Предоперационное обследование включает в себя в том числе высокодозовые рентгенологические методы исследования, которые назначаются пациентам многократно, что ведет к получению ими значительных доз от медицинского облучения.

Следует отметить, что пациенты с гендерной дисфорией представляют наибольший интерес для исследований, связанных с риск-коммуникацией, в связи с большим количеством инвазивных операций и большим числом рентгенологических исследований, которым подвергается пациент.

Цель исследования – сравнительная оценка рисков для здоровья радиационной и нерадиационной природы на примере группы трансгендеров. Для этого для выборки пациентов, проходивших хирургическую смену пола с женского на мужской, был проведен анализ структуры хирургических процедур и связанных с ними рентгенологических исследований; оценены радиационные и нерадиационные риски; посредством социологического исследования оценены осведомленность пациентов о рисках и выгодах медицинских процедур и восприятие соотношения радиационных и нерадиационных рисков.

Материалы и методы

Исследование проводилось на базе кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии ФГАОУ ВО Первый МГМУ им. И.М. Сеченова Минздрава России (далее – МГМУ). Весь комплекс операций с пациентами, подвергавшимися хирургической смене пола с женского на мужской, выполнялся на клинических базах кафедры с августа 2012 г. по февраль 2018 г. Сбор данных и анкетирование проводились с 30 августа 2019 г. по 3 марта 2020 г. Сведения о структуре хирургических операций и лучевой диагностики были собраны для 99 пациентов, 86 из которых согласились участвовать в анкетировании. В итоговую выборку вошло 86 пациентов. Сведения о возрастном распределении пациентов представлены в таблице 1. Средний возраст пациентов составил 31 год.

Для консервативной оценки доз облучения пациентов на различных этапах коррекции пола был выполнен анализ существующих рекомендаций (руководств) по проведению коррекции пола при женском транссексуализме [8–10], а также протоколов кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии МГМУ. Для каждого пациента была определена структура хирургических этапов по смене пола (уже пройденных или предстоящих) по результатам анкетирования лечащих врачей.

Для пациентов, проходивших рентгенорадиологические исследования на базе кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии МГМУ, значения доз облучения были получены из записей во внутрибольничной радиологической информационной системе.

Для пациентов, проходивших рентгенорадиологические исследования в других медицинских организациях, номенклатура исследований была определена по записям в медицинских картах. В тех случаях, когда данные по дозам облучения для каких-либо рентгенорадиологических исследований отсутствовали, были использованы типичные значения эффективных доз [11, 12]. Следует отметить, что большинству пациентов (81 из 86) высокодозовые рентгенорадиологические исследования (компьютерная томография с контрастом) были выполнены в других медицинских организациях, что обусловило необходимость производить консервативную оценку доз.

Оценка радиационных рисков для здоровья была выполнена в соответствии с Методическими рекомендациями МР 2.6.1.0098-15 «Оценка радиационного риска у пациентов при проведении рентгенорадиологических исследований»¹

Возрастное распределение пациентов

Таблица 1

[Table 1]

Age distribution of the patients]						
Показатель [Index]	Возрастная категория, лет [Age category, years]					Всего
	18–20	21–30	31–40	41–50	51–65	
Число пациентов [Number of patients]	9	30	32	13	2	86

¹ Методические рекомендации «Оценка радиационного риска у пациентов при проведении рентгенорадиологических исследований». МР 2.6.1.0098-15: <http://niirg.ru/PDF/MR-2.6.1.0098-15.pdf> (Дата обращения: 24.04.2020) [Methodical guidelines "Assessment of the radiation risk of the patients from diagnostic X-ray examinations" MR 2.6.1.0098-15. Available from: <http://niirg.ru/PDF/MR-2.6.1.0098-15.pdf> (Accessed 24.04.2020.) (In Russ.)]

с учетом возраста пациента по величине суммарной эффективной дозы, полученной за все предшествующие этапы коррекции пола.

Оценку нерадиационных рисков проводили по результатам анализа медицинских карт пациентов, подвергавшихся хирургическим вмешательствам на базе кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии МГМУ, а также по результатам имеющихся данных в отечественной и зарубежной литературе [13–17]. Под нерадиационными рисками в данной статье подразумевалась вероятность развития в процессе (и в результате) смены пола с женского на мужской негативных для здоровья пациента последствий проведения медицинских процедур, не связанных с воздействием ионизирующего излучения: операционных (тромбэмболии, сепсис, повреждения внутренних органов и пр.) и послеоперационных (гематомы, серомы, некрозы тканей, абсцессы, свищи и пр.)

осложнений. Также к нерадиационным рискам были отнесены риски завершенных и незавершенных суицидов.

Социологическое исследование было выполнено путем анкетирования пациентов с использованием интернет-сервиса Google Forms². Всем участникам, согласившимся принять участие в исследовании, анкеты были разосланы по электронной почте. Структура анкеты представлена в таблице 2.

В дальнейшем при обработке результатов анкетирования варианты ответов «Затрудняюсь ответить» объединялись с ответами «Нет».

Материалы исследования были подвергнуты статистической обработке с использованием методов параметрического и непараметрического анализа. Накопление, корректировка, систематизация исходной информации и визуализация полученных результатов осуществляли в электронных таблицах Google Forms. Статистический

Таблица 2

Структура анкеты

[Table 2]

The structure of the questionnaire

Блок вопросов [Topic]	Вопрос [Question]	Шкала оценки [Scale]
Социально-демографические характеристики [Demographics]	Вопросы о возрасте, семейном статусе, состоянии здоровья и т.д. [Questions on gender, age, marital status, health, etc.]	–
Информирование пациентов [Risk-communication with patients]	Подписывали ли Вы какие-нибудь документы перед проведением обследования? [Did you sign any documents prior to the examination?]	Да [Yes] Нет [No] Затрудняюсь ответить [Difficult to answer]
	Подписывали ли Вы листок информированного согласия перед проведением обследования? [Did you sign the informed consent form prior to the examination?]	
	Читали ли Вы содержимое? [Have you read the contents?]	
	Информировал ли Вас рентгенолог или врач о рисках и выгодах проведения процедуры? [Did the radiologist/physician inform you about the risks and benefits of the procedure?]	
Осведомленность пациентов о рисках и выгодах [Awareness about risks and benefits]	Осведомлены ли Вы о рисках подобных обследований? [Are you aware about the risks of such examinations?]	Да [Yes] Нет [No] Затрудняюсь ответить [Difficult to answer]
	Осведомлены ли Вы о выгодах, плюсах подобных обследований? [Are you aware about the benefits of such examinations?]	
	В чем они выражаются? [Can you identify the risks and benefits?]	
Восприятие соотношения радиационных и нерадиационных рисков [Perception of radiation and non-radiation risks]	Какие риски для Вас существеннее: связанные с проблемами со здоровьем, в результате которых Вы сейчас проходите лечение, или риски, связанные с воздействием радиации при медицинских обследованиях? [What are the more significant risks for you: risks related to health problems, that you are currently treating, or the risks associated with exposure to ionizing radiation during medical examinations?]	Связанные с нынешними проблемами со здоровьем [Related to Current Health Issues] И те, и те в равной мере [Both equally] Связанные с воздействием радиации [Related to Radiation] Затрудняюсь ответить [Difficult to answer]

² Опрос пациентов: https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSekbXXcmbS7UgWzOzfTuu_1h_bT913LONbGsklAXahP3H_OPw/viewform Онлайн-ресурс. (Дата обращения: 07.05.2020) [Patient Survey. Available from: https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSekbXXcmbS7UgWzOzfTuu_1h_bT913LONbGsklAXahP3H_OPw/viewform (Accessed: 07.05.2020) (In Russ.)]

Блок вопросов [Topic]	Вопрос [Question]	Шкала оценки [Scale]
Отношение к радиационным обследованиям и практике их назначения врачами [Attitude to X-ray examinations and their referral by the physicians]	С каким из утверждений Вы скорее согласны? [Which statement do you most agree with?]	Пятибалльная шкала Лайкерта. Диапазон ответов от 1 до 5. [Five point Likert scale]
Удовлетворенность жизнью [Life satisfaction]	Были ли Вы счастливы до операции? Сейчас Вы счастливы? [Were you happy before the surgery? Are you happy now?]	Пятибалльная шкала Лайкерта. Диапазон ответов от 1 до 5. [Five point Likert scale]
	Посещали ли Вас суицидальные мысли до операции? Посещали ли Вас суицидальные мысли после операции? [Have you ever had suicidal thoughts before surgery? Have you ever had suicidal thoughts after surgery?]	Пятибалльная шкала Лайкерта. Диапазон ответов от 1 до 5. [Five point Likert scale]

анализ проводили с использованием программы IBM SPSS Statistics v.22. Номинальные данные описывали с указанием абсолютных значений и процентных долей. Для сравнения независимых совокупностей в случаях отсутствия признаков нормального распределения данных использовали U-критерий Манна – Уитни. Сравнение номинальных данных проводили при помощи критерия χ^2 Пирсона. Различия считали статистически значимыми с $p < 0,05$.

Результаты и обсуждение

Сведения о структуре хирургической коррекции пола с женского на мужской и сопутствующих рентгенорадиологических исследованиях, в том числе о типичных эффективных дозах, получаемых пациентом [11, 12], представлены в таблице 3.

Из представленных в таблице 3 данных следует, что смена пола с женского на мужской требует проведения большого количества рентгенорадиологических обследо-

Таблица 3

Этапы коррекции пола при женском транссексуализме с консервативной оценкой эффективной дозы за этапы

[Table 3]

Stages of the gender reassignment surgery for the female-to-male transsexualism with the conservative assessment of the effective dose per stage

Этап смены пола [Gender reassignment stage]	Рентгенорадиологические исследования [Radiological examinations]		Средняя эффективная доза за исследование, мЗв [Mean effective dose per an examination, mSv]	Эффективная доза всего, мЗв [Total effective dose per a stage, mSv]
	Вид [Type]	Кратность назначения* [Frequency of admission]		
Маскулинизирующая мастэктомия [Bilateral masculinizing mastectomy]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Компьютерная томография (КТ) передней грудной стенки и боковой поверхности спины с контрастом [Computed tomography (CT) of the chest]	1–2	7	14
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–

Продолжение таблицы 3

Этап смены пола [Gender reassignment stage]	Рентгенорадиологические исследования [Radiological examinations]		Средняя эффективная доза за исследование, мЗв [Mean effective dose per an examination, mSv]	Эффективная доза всего, мЗв [Total effective dose per a stage, mSv]
	Вид [Type]	Кратность назначения* [Frequency of admission]		
Лапароскопическая гистеросальпинговарэктомия [Laparoscopic hystero-salpingo-oophorectomy]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	УЗИ органов малого таза [Ultrasound examination of the pelvis]	1–3	–	–
	КТ органов малого таза [CT of the pelvis]	1–4	15	60
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
Формирование неофаллоса [Phalloplasty]	КТ донорской и реципиентной зон с контрастом [CT of the pelvic regions]	1–4	20	80
	Допплеровское сканирование сосудистых пучков [Doppler ultrasonography of the abdomen vessels]	1–2	–	–
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Формирование промежностной уретры [Urethral lengthening]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Скотопластика [Scrotoplasty]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–

Этап смены пола [Gender reassignment stage]	Рентгенорадиологические исследования [Radiological examinations]		Средняя эффективная доза за исследование, мЗв [Mean effective dose per an examination, mSv]	Эффективная доза всего, мЗв [Total effective dose per a stage, mSv]
	Вид [Type]	Кратность назначения* [Frequency of admission]		
Формирование стволовой неоуретры [Urethroplasty]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1–3	0,3	1
	КТ донорской и реципиентной зон с контрастом [CT of the pelvic region]	1–4	20	80
	Допплеровское сканирование сосудистых пучков [Doppler ultrasonography of the abdomen vessels]	1–2	–	–
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Эндопротезирование неофаллоса и яичек [Penile prosthesis implantation Testicular prosthesis implantation]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Дальнейшая эстетическая коррекция ранее созданного неофаллоса, включает в себя создание головки, крайней плоти, венечной борозды, укорочение неофаллоса [Aesthetic correction of the neophallus]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Коррекция свищей уретры [Urethral fistula correction]	Рентгенография легких [Radiography of the chest]	1	0,05	0,05
	Допплеровское исследование вен нижних конечностей [Doppler ultrasonography of the lower extremity veins]	1–2	–	–
Маскулинизирующая хирургия лица, возможно несколько этапов [Facial masculinizing surgery; pos- sibly including several stages]	КТ лицевого отдела черепа [CT of the skull]	1–4	4	16
Итого: [Total:]				251,4

* включая повторные назначения

[* including repeated admissions]

Примечания: – рентгенография легких выполняется перед каждой плановой госпитализацией для скрининга на туберкулез;
– доплеровское исследование вен нижних конечностей выполняется перед каждым хирургическим вмешательством для индикации возможных тромбов в системе глубоких вен нижних конечностей.

[Footnotes: – Radiography of the chest is performed prior to each admission to the hospital as a part of the tuberculosis screening;
– doppler ultrasonography of the lower extremity veins is performed prior to each surgical intervention for the indication of possible thrombus in the deep lower extremity vein system.]

дований. Это обусловлено использованием микрохирургической аутотрансплантации комплексов тканей для создания неофаллоса/уретры, что требует хорошей визуализации сосудистой анатомии. При этом для отдельных пациентов суммарная доза за весь комплекс операций при смене женского пола на мужской может превысить 200 мЗв (что требует особого внимания в соответствии с п. 7.10 СанПиН 2.6.1.1192-03³). Итоговое значение в 250 мЗв является консервативным за счет учета многократных/повторных КТ-исследований.

Установить реальные уровни облучения пациентов, проходящих смену пола с женского на мужской, весьма затруднительно. Анкетирование выборки транссексуалов проводили ретроспективно, после того как все необходимые этапы смены пола были выполнены. При этом рентгено радиологические исследования (в первую очередь, КТ) выполняли в разных медицинских организациях; достоверные данные по индивидуальным дозам облучения в медицинских картах, как правило, отсутствовали.

Характеристика уровней облучения [11, 12] и ассоциированных с ними радиационных рисков для пациентов представлена в таблице 4. Характеристики нерадиационных рисков представлены в таблицах 5 и 6 [4–6, 13, 15, 26, 18, 19].

Каждая операция несет в себе риски развития летальных и нелетальных осложнений (см. табл. 5 и 6). Летальные осложнения чаще всего связаны с рисками общей анестезии, развития тромбоза/эмболии из системы глубоких вен нижних

конечностей и критического повреждения различных органов и систем. Помимо летальных осложнений, каждое вмешательство может сопровождаться нелетальными осложнениями, которые требуют лечения и могут впоследствии снижать качество жизни пациента. Многие из выполняемых вмешательств требуют применения лучевых методов исследования для планирования и облегчения хирургических действий, а также исключения не выявленных ранее заболеваний и проблем со здоровьем, которые могут увеличить риски анестезии и усугубить течение послеоперационного периода.

Одну из ключевых ролей, позволяющих оценить целесообразность или нецелесообразность хирургического вмешательства, играет анализ соотношения пользы и вреда от такого вмешательства. На практике это означает анализ соотношения рисков для здоровья, связанных с суицидальными попытками в случае отказа от смены пола, с рисками для здоровья, которые могут реализоваться в процессе и в результате смены пола, как нерадиационными, так и радиационными. Для данной группы пациентов риски, характерные для каждого хирургического вмешательства, риски общей анестезии и риски, связанные с лучевыми методами диагностики, следует сравнивать с рисками успешной реализации суицидальных попыток больных гендерной дисфорией, не имеющих возможности пройти комплекс операций по смене пола. Общая информация по рискам представлена в таблице 7.

Таблица 4
Уровни облучения и радиационные риски пациентов, проходивших коррекцию пола с женского на мужской

[Table 4]

Doses and radiation risks for the patients undergoing gender reassignment surgery from female to male]

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Возрастная категория, лет [Age category, years]	Количество пациентов, чел. [Number of patients, persons]	Эффективная доза, мЗв* [Effective dose, mSv*]	Средний индивидуальный радиационный риск, отн. ед. [Mean individual radiation risk, rel. units]
Маскулинизирующая мастэктомия [Bilateral masculinizing mastectomy]	18–65	86	15	8×10^{-4}
Лапароскопическая гистерэктомия [Laparoscopic hysterectomy]	18–65	53	76	4×10^{-3}
Фаллопластика [Phalloplasty]	18–65	17	156	8×10^{-3}
Уретропластика [Urethroplasty]	18–65	12	236	$1,2 \times 10^{-2}$
Метоидопластика [Metoidioplasty]	18–65	15	243	$1,3 \times 10^{-2}$

* С учетом доз облучения за все предшествующие этапы коррекции пола
[* Considering the doses for each previous gender reassignment stages].

³ СанПиН 2.6.1.1192-03. Гигиенические требования к устройству и эксплуатации рентгеновских аппаратов и проведению рентгенологических исследований [SanPiN 2.6.1.1192-03 Hygienic requirements on the design and use of the X-ray units and conduction of X-ray examinations. Rosпотребнадзор. Moscow, 2003. 26 p. (In Russ.)]

Нерадиационные риски развития осложнений, приводящих к смертельному исходу, для пациентов, проходящих коррекцию пола с женского на мужской [4-6, 13, 15, 19]

Таблица 5

[Table 5]

Non-radiation risks of lethal complications for the patients undergoing gender reassignment surgery from female to male [4-6, 13, 15, 19]

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Вид осложнений [Type of complication]	Риск развития, отн. ед. [Risk of complication, rel. units]
Лапароскопическая гистерэктомия [Laparoscopic hysterectomy] [17]	Повреждение внутренних органов [Visceral damage]	$2,4 \times 10^{-2}$
	Гематома в брюшной полости [Hematoma]	$1,2 \times 10^{-2}$
	Инфекция мочевыводящих путей [Urinary tract infection]	$2,4 \times 10^{-2}$
	Лихорадка неясного генеза [Post-op fever]	$1,2 \times 10^{-2}$
	Иные осложнения, которые могут привести к смерти пациента (тромбоэмболия легочной артерии, тромбоз глубоких вен, инфаркт миокарда, почечная недостаточность, инсульт, сепсис, обструкция мочеточника) [Other complications that may lead to the death of the patient (deep venous thrombosis, pulmonary embolism, myocardial infarction, renal failure, cerebrovascular accident, septicemia, fistula, ureteric obstruction and visceral damage)]	$6,1 \times 10^{-2}$
Фаллопластика [Phalloplasty] [19]	Частичная тромбоэмболия лёгочной артерии [Minor pulmonary embolism]	1×10^{-2}
Риски общей анестезии [General anesthesia risks] [22]	Смерти, связанные только с анестезией [Deaths totally related to general anesthesia]	7×10^{-6}
	Смерти, частично или полностью связанные с анестезией [Deaths totally or partially related to general anesthesia]	$5,4 \times 10^{-5}$
Общехирургические риски [Surgical risks] [23]	Смерть от тромбоэмболии из глубоких вен нижних конечностей после пластической операции [Death from embolism of the deep lower extremity veins]	2×10^{-5}
Риски суицидов [Risk of suicide without gender-confirming surgery] [9 – 11]	Суициды – попытки среди больных гендерной дисфорией [Attempts of suicides]	$2,1 \times 10^{-1} - 7,7 \times 10^{-1}$
	Суициды – завершённые среди больных гендерной дисфорией [Successfully resolved suicides]	$5,1 \times 10^{-2}$

Нерадиационные риски развития осложнений, не приводящих к смертельному исходу, для пациентов, проходящих коррекцию пола с женского на мужской

Таблица 6

[Table 6]

Non-radiation risks of non-lethal complications for the patients undergoing gender reassignment surgery from female to male [15, 16]

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Вид осложнений [Type of complication]	Риск развития, отн. ед. [Risk of complication, rel. units]
Маскулинизирующая мастэктомия [Bilateral masculinizing mastectomy] [data collected within the current study]	Гематома [Hematoma]	8×10^{-2}
	Серома [Seroma formation]	2×10^{-1}
	Частичный некроз [Partial necrosis]	$1,2 \times 10^{-1}$
	Расхождение краев раны [Wound dehiscence]	1×10^{-2}
	Фолликулит [Folliculitis]	6×10^{-2}
	Лигатурный абсцесс [Ligature abscess]	1×10^{-2}
	Гипертрофические рубцы [Scar hypertrophy]	8×10^{-2}
	Гиперчувствительность сосков [Hypersensitiveness of the nipples]	1×10^{-2}

Окончание таблицы 6

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Вид осложнений [Type of complication]	Риск развития, отн. ед. [Risk of complication, rel. units]
Фаллопластика [Phalloplasty] [data collected within the current study, 19]	Ревизия лоскута [Anastomotic revision]	$1,2 \times 10^{-1}$
	Потеря лоскута [Complete flap loss]	7×10^{-3}
	Частичный некроз [Marginal partial necrosis]	$7,3 \times 10^{-2}$
	Ранний свищ уретры (прошел без лечения) [Early fistula]	$1,8 \times 10^{-1}$
	Стриктура уретры, потребовавшая консервативного лечения [Stricture treated conservatively]	$7,3 \times 10^{-2}$
	Фистула или стриктура, потребовавшая хирургической коррекции [Fistula/stricture requiring urethroplasty]	$1,8 \times 10^{-1}$
	Частичная тромбоэмболия лёгочной артерии [Minor pulmonary embolism]	1×10^{-2}
	Дефект донорской зоны, потребовавший коррекции [Regrafting of defect on arm]	7×10^{-3}
	Неврит кожных нервов [Nerve compression]	7×10^{-3}
	Расхождение краев раны [Delay wound healing in groin area]	$1,1 \times 10^{-1}$
Эндопротезирование неофаллоса [Penile prosthesis implantation] [data collected within the current study, 19]	Повторная хирургическая коррекция [Revision surgery]	$4,5 \times 10^{-1}$
	Невозможность выполнять интросекцию [Incapacity to perform sexual intercourse]	2×10^{-1}
Скотопластика [Scrotoplasty] [data collected within the current study, 20]	Гематома [Hematoma]	4×10^{-3}
	Расхождение краев раны [Wound dehiscence]	$4,5 \times 10^{-2}$
	Частичный некроз лоскутов [Partial flap necrosis]	4×10^{-3}

Таблица 7

Сравнение рисков смерти различной этиологии для пациентов, проходящих коррекцию пола с женского на мужской [4–6, 13, 18, 19]

[Table 7]

Comparison of the different mortality risks for the patients undergoing gender reassignment surgery from female to male [4-6, 13, 18, 19]]

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Радиационный риск, отн. ед.* [Radiation risk, rel. units]	Риски смерти от анестезии, отн. ед. [Risks of death from anesthesia, rel. units]	Риски смерти от тромбэмболии, отн. ед. [Risks of death from embolism, rel. units]	Сочетанный риск смерти от осложнений, отн. ед. [Combined risk of death from complications, rel. units]	Риски успешной реализации суицидальных попыток, отн. ед. [Risk of successfully resolved suicidal attempt, rel. units]
Маскулинизирующая мастэктомия [Bilateral masculinizing mastectomy]	8×10^{-4}	$5,4 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}		5×10^{-2}
Лапароскопическая гистерэктомия [Laparoscopic hysterectomy]	4×10^{-3}	$5,4 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}	6×10^{-2}	5×10^{-2}
Фаллопластика [Phalloplasty]	8×10^{-3}	$5,4 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}		5×10^{-2}

Этапы коррекции пола [Gender reassignment stage]	Радиационный риск, отн. ед.* [Radiation risk, rel. units]	Риски смерти от анестезии, отн. ед. [Risks of death from anesthesia, rel. units]	Риски смерти от тромбэмболии, отн. ед. [Risks of death from embolism, rel. units]	Сочетанный риск смерти от осложнений, отн. ед. [Combined risk of death from complica- tions, rel. units]	Риски успешной реализации суицидальных попыток, отн. ед. [Risk of successfully resolved suicidal at- tempt, rel. units]
Уретропластика [Urethroplasty]	$1,2 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}		5×10^{-2}
Метоидопластика [Metoidioplasty]	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,4 \times 10^{-5}$	2×10^{-5}		5×10^{-2}

* С учетом доз облучения за все предшествующие этапы коррекции пола
[* Considering the doses for each previous gender reassignment stages].

Реализация радиационных рисков носит отложенный пожизненный характер, как и риски успешных суицидальных попыток. Большинство же рисков нерадиационного характера реализуются в течение короткого промежутка времени при медицинском вмешательстве. Поэтому значения показателей риска не вполне корректно сравнивать между собой непосредственно. Особенный интерес может представлять также выбор показателей риска, учитывающий не только смертельные исходы, но и снижение качества жизни. Риски осложнений при операциях в рамках настоящего исследования допустимо рассматривать как аддитивные. Указанные различия в характере реализации рисков различной природы не играют существенной роли для целей настоящего исследования, хотя и представляют определенный интерес для исследователей.

Как следует из таблицы 7, радиационные риски для всех этапов коррекции пола значимо (вплоть до двух порядков величины) превышают риски смерти от анестезии и тромбэмболии. Отдельно следует отметить чрезвычайно высокий (по сравнению с другими факторами) сочетанный риск развития жизнеугрожающих осложнений при проведении гистерэктомии (почти 6%), что связано со сложностью проведения операции.

Однако суммарный риск развития жизнеугрожающих состояний, приводящих к летальному исходу, связанный с рисками анестезии, рисками хирургического вмешательства и рисками лучевых методов исследования, значительно ниже (для всех этапов, кроме гистерэктомии) или сопоставим (для гистерэктомии) с риском летального исхода от суицида, который возможен при отсутствии лечения. Вероятность успешного суицида в этой группе риска, по данным литературы, составляет около 5% при наличии у 30% пациентов в анамнезе хотя бы одной попытки суицида в течение жизни и суицидальных мыслей у 70–90% трансгендеров до начала лечения [4, 5].

Выполнение комплекса хирургических вмешательств и лучевых исследований, ассоциированных со значительными рисками для жизни, позволяет значительно улучшить качество жизни пациентов. Результаты проведенного социологического исследования показали значимое улучшение психоэмоционального статуса пациентов (рис. 1, 2). Важно отметить, что более 90% пациентов отмечали, что их посещали суицидальные мысли до операции; большинство из них перестали задумываться о суициде после проведенного лечения.

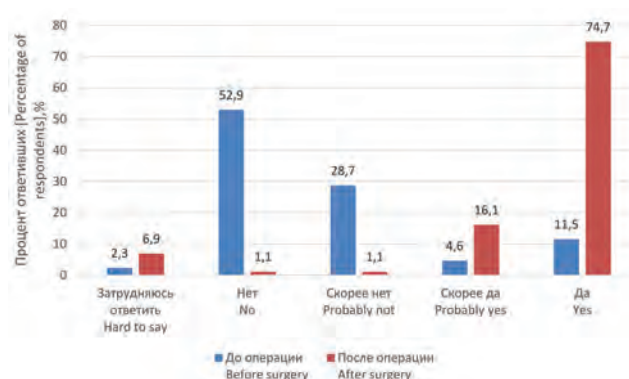


Рис. 1. Распределение ответов на вопросы: «Были ли Вы счастливы до операции?» и «Сейчас Вы счастливы?», %
[Fig. 1. Distribution of answers to the questions «Were You happy before the surgery?» and «Are you happy Now?», %]

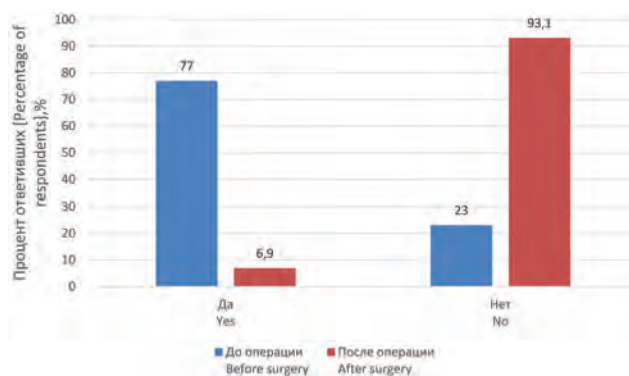


Рис. 2. Распределение ответов на вопросы: «Посещали ли Вас суицидальные мысли до операции?» и «Посещали ли Вас суицидальные мысли после операции?», %

[Fig. 2. Distribution of answers to the questions «Have you ever had suicidal thoughts before surgery?» and «Have you ever had suicidal thoughts after surgery?», %]

Таким образом, выполнение комплексной хирургической смены пола даже с учетом связанных с этой процедурой радиационных и нерадиационных рисков является для пациентов с данным диагнозом оправданным, так как позволяет значительно уменьшить общую летальность. Следует помнить также о том, что качество жизни пациентов в данной группе риска улучшается от проведенного

лечения, но каждый хирургический этап может сопровождаться развитием различных нелетальных осложнений, которые в перспективе могут снижать качество жизни пациентов. Применение методов лучевой диагностики позволяет проводить более совершенное планирование и совершать более прецизионное хирургическое вмешательство, что приводит в том числе и к снижению таких нелетальных рисков и дополнительному улучшению качества жизни.

Для снижения летальных и нелетальных рисков хирургического вмешательства и анестезии необходимо руководствоваться принципом минимальной необходимой достаточности таких вмешательств. Данный принцип основан на проведении пациенту такого количества этапов смены пола, при котором достигается психоэмоциональная компенсация и значительно снижается гендерная дисфория. Лучевая диагностика таких пациентов должна быть основана на протоколах обследования, позволя-

ющих исключать или свести к минимуму повторные исследования, оптимизировать их проведение и тем самым снизить уровни облучения пациентов.

Для исследования установок о риске в рамках анкетирования пациентам был задан ряд вопросов, прямо или косвенно касающихся риск-коммуникации (см. табл. 2). Только 40% респондентов утверждают, что они осведомлены о рисках рентгенрадиологических обследований, только 15% респондентов об этих рисках информировал рентгенолог. Большинство респондентов при выборе из двух предложенных альтернатив склоняются к мнению, что обследования безопасны и приносят больше пользы, чем вреда (табл. 8).

Также незаинтересованности в информации о радиационных рисках способствует то, что нынешние проблемы со здоровьем, в результате которых пациенты проходят лечение, волнуют их значительно больше, чем риски радиационных обследований (табл. 9).

Таблица 8

Распределение ответов на вопрос «С каким из утверждений Вы скорее согласны?»

[Table 8]

Distribution of answers to the question «Which statement do you most agree with?»

Вариант ответа [Answer option]	1 – Раз врачи назначают рентгенрадиологические обследования, то, в целом, они относительно безопасны и приносят больше пользы моему здоровью, чем вреда [I think that if specialists refer to X-ray examinations, then, in general, these examinations are relatively safe and bring more benefit to my health than harm]	2 – Скорее склоняюсь к тому, что врачи назначают рентгенрадиологические обследования, учитывая возможный вред для моего организма [I'd rather think that physicians refer to X-ray examinations, considering the possible harm to my body]	3 – У меня нет четкого мнения по этому вопросу [I don't have any particular opinion on that question]	4 – Скорее склоняюсь к тому, что врачи назначают рентгенрадиологические обследования, не в полной мере учитывая все последствия для моего организма [I'd rather think that physicians refer to X-ray examinations, without full consideration of the possible harm to my body]	5 – Врачи привыкли назначать рентгенрадиологические обследования, им так удобно, они не задумываются о долгосрочных последствиях для организма [Specialists are used to X-ray examinations, it is so convenient for them, they do not think about the long-term consequences for the human body]
Число выбравших [Number of respondents]	32	28	13	6	7
Процент, % [Percent]	37	33	15	7	8

Таблица 9

Распределение ответов на вопрос: «Какие риски для Вас существеннее: связанные с проблемами со здоровьем, в результате которых Вы сейчас проходите лечение, или риски, связанные с воздействием радиации при медицинских обследованиях?»

[Table 9]

Distribution of answers to the question «What are the more significant risks for you: those related to health problems, as a result of which you are currently undergoing treatment, or the risks associated with exposure to radiation during medical examinations?»

Вариант ответа [Answer option]	Связанные с нынешними проблемами со здоровьем [Related to current health issues]	И те, и те в равной мере [Both equally]	Связанные с воздействием радиации [Related to radiation exposure]	Затрудняюсь ответить [Difficult to answer]
Число выбравших [Number of respondents]	60	13	3	19
Процент [Percent]	69,8	11,2	2,6	16,3

Результаты социологического исследования пациентов указывают на отсутствие у данной группы достоверной информации о рисках комплексных хирургических и рентгенорадиологических исследований. Преобладает парадигма о безопасности (безвредности) исследований лучевой диагностики. В связи с уточненными данными сопоставимого риска радиационных обследований с нерадиационными рисками, с одной стороны, и неадекватным восприятием опасности у трансгендеров, с другой, необходимо проведение риск-коммуникации, направленной на повышение осведомленности и осознания пациентами рисков и совместного принятия решений о лечении на основе этих знаний. Разработка программы подобной риск-коммуникации станет темой дальнейших исследований и публикаций.

Заключение

Проведенное исследование показало, что выбранная группа пациентов, проходящих хирургическую смену пола с женского на мужской, является группой высокого риска как по радиационным, так и по нерадиационным факторам. Так, за весь процесс смены пола пациенты могут получить эффективную дозу до 250 мЗв за счет многократных КТ-исследований различных анатомических областей с контрастом, что соответствует радиационным рискам до 1×10^{-2} .

Сравнение радиационных и нерадиационных рисков, связанных с лечением данной группы пациентов, показывает, что преобладающим является риск успешной реализации суицидальных попыток (5×10^{-2}) в случае отказа от лечения. Радиационные риски являются сопоставимыми, а для финальных этапов хирургической коррекции пола – и превышают другие риски смерти от нерадиационных факторов (анестезия, тромбоз, осложнения от операции).

Результаты анализа литературы и проведенного социологического исследования показали, что выполнение хирургической коррекции пола приводит к значимому улучшению психоэмоционального статуса пациентов, облегчению их жизни в обществе, улучшению в отношениях с окружающими людьми, родственниками, коллегами. Самым важным показателем является показанное результатами социологического исследования снижение суицидальных мыслей на 70%. Снижение рисков суицида благодаря проведенному лечению перевешивает все остальные факторы риска и делает обоснованным проведение всех хирургических процедур и рентгенорадиологических исследований.

Результаты социологического исследования показывают, что риск-коммуникация медперсонала с пациентами проводится на ненадлежащем уровне: не более 40% пациентов осведомлены о возможных рисках для здоровья в ходе лечения, не более 50% утверждают, что знают о выгодах радиационных обследований. При этом большинство (около 70%) респондентов склонны оценивать риски от своих текущих проблем со здоровьем намного выше в сравнении с рисками от диагностики и хирургии, что обуславливает отсутствие интереса к радиационным рискам.

Результаты исследования показывают, что необходимо разрабатывать методологию риск-коммуникации с пациентами, входящими в группы риска по радиационному

и нерадиационным факторам, что существенно поможет увеличить эффективность лечения и снизить количество обращений с жалобами в надзорные органы. Разработка программы подобной риск-коммуникации станет темой дальнейших исследований и публикаций.

Литература

1. WHO. The ICD-10 Classification of Mental and Behavioural Disorders: Clinical Descriptions and Guidelines. 1st ed. Geneva: World Health Organization, 1995. 374 p.
2. Diagnostic and Statistical Manual of Mental Disorders, 4th Ed. Washington: American Psychiatric Association, 1995. 886 p.
3. Старцева О.И., Сафронов В.В., Адамян Р.Т. Транссексуализм: состояние проблемы на сегодняшний день // *Анналы пластической, реконструктивной и эстетической хирургии*. 2017. № 3. С. 93-99.
4. Terada S., Matsumoto Y., Sato T., et al. Suicidal ideation among patients with gender identity disorder // *Psychiatry research*. 2011. Vol. 190, No 1. P. 159-162.
5. Blosnich J.R., Brown G.R., Shipherd J.C., et al. Prevalence of gender identity disorder and suicide risk among transgender veterans utilizing Veterans Health Administration care // *American Journal of Public Health*. 2013. Vol. 103, No 10. P. e27-e32.
6. Heylens G., Elaut E., Kreukels B., et al. Psychiatric characteristics in transsexual individuals: multicentre study in four European countries // *The British Journal of Psychiatry*. 2014. Vol. 204, No 2. P. 151-156.
7. Lombardi E.L., Wilchins R.A., Priesing., et al. Gender Violence: Transgender Experiences with Violence and Discrimination // *Journal of Homosexuality*. 2002. Vol. 42, No 1. P. 89-101.
8. Coleman E., Bockting W., Botzer M., et al. Standards of Care for the Health of Transsexual, Transgender, and Gender-Nonconforming People, Version 7 // *International Journal of Transgenderism*. 2012. Vol. 13, No 4. P. 165-232.
9. Стандарты медицинской помощи транссексуалам, трансгендерам и гендерно неконформным индивидуумам 7 версия. Всемирная Профессиональная Ассоциация по здоровью транссексуалов. 2013. 139 с.
10. Миланов Н.О., Адамян Р.Т., Козлов Г.И. Коррекция пола при транссексуализме. 1999. 151 с.
11. Балонов М.И., Голиков В.Ю., Водоватов А.В., и др. Научные основы радиационной защиты в современной медицине. Том 1. Лучевая диагностика. Под ред. профессора М.И. Балонина. СПб.: НИИРГ имени проф. П.В. Рамзаева, 2019. Т.1. 320 с.
12. Chipiga L., Bernhardsson C. Patient doses in computed tomography examinations in two regions of the Russian Federation // *Radiation protection dosimetry*. 2016. Vol. 169, No 1-4. P. 240-244.
13. Weyers S., Monstrey S., Hoebeke P., et al. Laparoscopic hysterectomy as the method of choice for hysterectomy in female-to-male gender dysphoric individuals // *Gynecological Surgery*. 2008. Vol. 5, No 4. P. 269.
14. McPherson K., Metcalfe M.A., Herbert A., et al. Severe complications of hysterectomy: the VALUE study // *BJOG: An International Journal of Obstetrics & Gynaecology*. 2004. Vol. 111, No 7. P. 688-694.
15. Monstrey S., Hoebeke P., Selvaggi G., et al. Penile reconstruction: is the radial forearm flap really the standard technique? // *Plastic and reconstructive surgery*. 2009. Vol. 124, No 2. P. 510-518.
16. Selvaggi G., Hoebeke P., Ceulemans P., et al. Scrotal reconstruction in female-to-male transsexuals: a novel scrotoplasty // *Plastic and reconstructive surgery*. 2009. Vol. 123, No 6. P. 1710-1718.
17. Safronov V., Startseva O., Adamyan R. The Modern Aspects of the Chest-Wall Contouring Surgery in Female-to-Male Transsexuals // *Plastic and Reconstructive Surgery Global Open*. 2016. Vol. 4, No 6.

18. Lienhart A., Auroy Y., Péquignot F., et al. Survey of anesthesia-related mortality in France // *Anesthesiology: The Journal of the American Society of Anesthesiologists*. 2006. Vol. 105, No 6. P. 1087-1097.
19. Pannucci C.J. Evidence-Based Recipes for Venous Thromboembolism Prophylaxis: A Practical Safety Guide // *Plastic and reconstructive surgery*. 2017. Vol. 139, No 2. P. 520e-532e.

Поступила: 22.04.2020 г.

Сафронов Владимир Владимирович – ассистент кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии, Первый Московский государственный медицинский университет имени И.М. Сеченова Министерства здравоохранения Российской Федерации (Сеченовский Университет), Москва, Россия

Давыдов Артем Анатольевич – младший научный сотрудник информационно-аналитического центра Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Водоватов Александр Валерьевич – заведующий лабораторией радиационной гигиены медицинских организаций, ведущий научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: vodovatoff@gmail.com

Старцева Олеся Игоревна – доктор медицинских наук, профессор кафедры онкологии, радиотерапии и пластической хирургии, Первый Московский государственный медицинский университет имени И.М. Сеченова Министерства здравоохранения Российской Федерации (Сеченовский Университет), Москва, Россия

Библин Артем Михайлович – руководитель Информационно-аналитического центра, старший научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Репин Леонид Викторович – младший научный сотрудник информационно-аналитического центра Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Сафронов В.В., Давыдов А.А., Водоватов А.В., Старцева О.И., Библин А.М., Репин Л.В. Оценка медицинских радиационных и нерадиационных рисков на примере пациентов, проходящих хирургическую смену пола с женского на мужской // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 99-113. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-99-113

Assessment of the medical radiation and non-radiation risks for the patients undergoing the surgical gender reassignment from female to male

Vladimir V. Safronov ¹, Artem A. Davydov ², Aleksandr V. Vodovatov ², Olesya I. Startseva ¹, Artem M. Biblin ², Leonid V. Repin ²

¹ I.M. Sechenov First Moscow State Medical University (Sechenov University), Moscow, Russia

² Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The aim of the current study was to perform a comparative assessment of the radiation and non-radiation health risks for the sample of transgenders as well as the assessment of their perception of these risks. The study was performed on the sample of patients, undergoing the gender reassignment surgery from female to male. The structure of surgical procedures and the corresponding X-ray examinations was analyzed with the subse-

Aleksandr V. Vodovatov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: vodovatoff@gmail.com

quent assessment of the radiation and non-radiation health risks. The level of patient knowledge on the risks and benefits of the medical procedures and perception of the ratio of radiation and non-radiation risks were evaluated based on the results of the sociological study. The study included the patients that underwent gender reassignment surgery in August 2012 – February 2018 on the base of I.M. Sechenov First Moscow State Medical University. Data collection and questioning were performed in August 2019 – March 2020. Data on the structure of the surgical procedures and X-ray examinations was collected for 99 patients; 86 patients agreed to participate in the questioning. The results indicate that the selected sample of patients, undergoing the gender reassignment surgery from female to male, is a high risk group both for radiation and non-radiation factors. For the whole multi-stage gender reassignment surgery, a patient could receive a total effective dose up to 250 mSv due to repeated computed tomography scans of chest, abdomen and head with contrast, corresponding to the lifetime attributive radiation risk of up to 1×10^{-2} . Comparison of radiation and non-radiation risks for that patient sample indicates the dominance of the risk of successful suicide attempts (5×10^{-2}). Radiation risks are equal to or even exceed (for the final stages of the gender reassignment surgery) the other risks of mortality from the non-radiation factors (anesthesia – $5,4 \times 10^{-5}$, thrombosis – 2×10^{-5} , post-surgical complications – 6×10^{-2}). The reduction of suicide risks, as a result of the treatment, outweighs all other risk factors and justifies the gender reassignment surgery. The results of a sociological study show a decrease from 77% to 23% of suicidal thoughts among the patients. The study indicates that risk-communication was performed on the unsatisfactory level: less than 40% of the patients were informed about the possible health risks during the treatment; less than 50% of respondents knew about the benefits of X-ray examinations. About 70% of the patients rate their current problems with health higher compared to the risks from diagnostics and surgery. It explains the lack of interest to the radiation risk.

Key words: transgender, radiation risks, non-radiation risks, risk-communication, X-ray diagnostics, effective dose, gender reassignment surgery.

References

1. WHO. The ICD-10 Classification of Mental and Behavioural Disorders: Clinical Descriptions and Guidelines. 1st ed. Geneva: World Health Organization; 1995. 374 p.
2. Diagnostic and Statistical Manual of Mental Disorders, 4th Ed. Washington: American Psychiatric Association; 1995. 886 p.
3. Startseva OI, Safronov VV, Adamyan RT. Transsexualism: the current state of the problem. *Annals of Plastic, Reconstructive and Aesthetic Surgery*. 2017;3: 93-99. (In Russian)
4. Terada S, Matsumoto Y, Sato T, Okabe N, Uchitomi Y. Suicidal ideation among patients with gender identity disorder. *Psychiatry research*. 2011;190(1): 159-162.
5. Blois JR, Brown GR, Shipherd JC, Kauth M, Piegari RI, Bossarte RM. Prevalence of gender identity disorder and suicide risk among transgender veterans utilizing Veterans Health Administration care. *American Journal of Public Health*. 2013;103(10): e27-e32.
6. Heylens G, Elaut E, Kreukels B, Paap M, Cerwenka S, Richter-Appelt H, et al. Psychiatric characteristics in transsexual individuals: multicentre study in four European countries. *The British Journal of Psychiatry*. 2014;204(2): 151-156.
7. Lombardi EL, Wilchins RA, Priesing D, Malouf D. Gender Violence: Transgender Experiences with Violence and Discrimination. *Journal of Homosexuality*. 2002;42(1): 89-101.
8. Coleman E, Bockting W, Botzer M, Cohen-Kettenis P, DeCuypere G, Feldman J, et al. Standards of Care for the Health of Transsexual, Transgender, and Gender-Nonconforming People, Version 7. *International Journal of Transgenderism*. 2012;13(4): 165-232.
9. Standards of Care for the Health of Transsexual, Transgender, and Gender Nonconforming People. *World Professional Association for Transgender Health*. 2013: 139 (in Russian).
10. Milanov NO, Adamyan RT, Kozlov GI. Gender correction in transsexualism. 1999: 151.
11. Balonov MI, Golikov VYu, Vodovatov AV, Chipiga LA, Zvonova IA, Kalnitsky SA, et al. Scientific bases of radiation protection in modern medicine. Volume 1. Radiation diagnostics. Edited by Balonov MI. Saint-Petersburg: Institute of Radiation Hygiene; 2019. Vol. 1. 320 p. (In Russian)
12. Chipiga L, Bernhardsson C. Patient doses in computed tomography examinations in two regions of the Russian Federation. *Radiation protection dosimetry*. 2016;169(1-4): 240-244.
13. Weyers S, Monstrey S, Hoebeke P, De Cuypere G, Gerris J. Laparoscopic hysterectomy as the method of choice for hysterectomy in female-to-male gender dysphoric individuals. *Gynecological Surgery*. 2008;5(4): 269.
14. McPherson K, Metcalfe MA, Herbert A, et al. Severe complications of hysterectomy: the VALUE study. *BJOG: An International Journal of Obstetrics & Gynaecology*. 2004;111(7): 688-694.
15. Monstrey S, Hoebeke P, Selvaggi G, Ceulemans P, Van Landuyt K, Blondeel P, et al. Penile reconstruction: is the radial forearm flap really the standard technique? *Plastic and reconstructive surgery*. 2009;124(2): 510-518.
16. Selvaggi G, Hoebeke P, Ceulemans P, Hamdi M, Van Landuyt K, Blondeel P, et al. Scrotal reconstruction in female-to-male transsexuals: a novel scrotoplasty. *Plastic and reconstructive surgery*. 2009;123(6): 1710-1718.
17. Safronov V, Startseva O, Adamyan R. The Modern Aspects of the Chest-Wall Contouring Surgery in Female-to-Male Transsexuals. *Plastic and Reconstructive Surgery Global Open*. 2016;4(6): e745.
18. Lienhart A, Auroy Y, Péquignot F, Benhamou D, Warszawski J, Bovet M, et al. Survey of anesthesia-related mortality in France. *Anesthesiology: The Journal of the American Society of Anesthesiologists*. 2006;105(6): 1087-1097.
19. Pannucci CJ. Evidence-Based Recipes for Venous Thromboembolism Prophylaxis: A Practical Safety Guide. *Plastic and reconstructive surgery*. 2017;139(2): 520e-532e.

Received: April 22, 2020

Vladimir V. Safronov – Assistant of the Department of Oncology, Radiation Therapy and Plastic Surgery, I.M. Sechenov First Moscow State Medical University, Moscow, Russia

Artem A. Davydov – Junior Researcher, Information Analytical Center, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For correspondence: Aleksandr V. Vodovatov – Head of Protection Laboratory, Leading Researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira str., 8, St.-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: vodovatoff@gmail.com)

Olesya I. Startseva – doctor of medical sciences, professor of the department of oncology, radiation therapy and plastic surgery, I.M. Sechenov First Moscow State Medical University, Moscow, Russia

Artem M. Biblin – Head, Information Analytical Center, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

Leonid V. Repin – Junior Researcher, Information Analytical Center, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Safronov V.V., Davydov A.A., Vodovatov A.V., Startseva O.I., Biblin A.M., Repin L.V. Assessment of the medical radiation and non-radiation risks for the patients undergoing the surgical gender reassignment from female to male. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. P. 99-113. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-99-113

Предложения по совершенствованию нормирования природных минеральных вод по показателям радиационной безопасности

Т.А. Кормановская, И.К. Романович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В 2019 г. вступил в силу Технический регламент Евразийского экономического союза «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду» (ТР ЕАЭС 044/2017), установивший жесткие требования к показателям радиационной безопасности бутилированной воды, в том числе и природных минеральных вод. Применение указанных требований в практике санитарного надзора уже привело к запрету на использование бутилированной лечебно-столовой природной минеральной воды Железноводского месторождения (Ставропольский край), добываемой из скважины № 69-бис, по критерию радиационной безопасности. В статье предложены пути решения проблемы нормирования природных минеральных вод по радиационному фактору, не противоречащие установленным требованиям по обеспечению радиационной безопасности, а также предложения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены им. П.В. Рамзаева о внесении изменений в Технический регламент ТР ЕАЭС 044/2017 и внесении требований радиационной безопасности природных минеральных вод в нормативные документы Российской Федерации.

Ключевые слова: столовая природная минеральная вода, лечебно-столовая природная минеральная вода, лечебная природная минеральная вода, удельная активность природных радионуклидов, уровни вмешательства по содержанию природных радионуклидов.

Введение

В соответствии с Решением Совета Евразийской экономической комиссии от 23.06.2017 г. № 45 и вступлением в силу с 01.01.2019 г. Технического регламента Евразийского экономического союза «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду» (ТР ЕАЭС 044/2017)¹ на территории Российской Федерации, Республики Беларусь, Республики Казахстан, Республики Армения и Киргизской Республики установлены единые требования к качеству бутилированной (упа-

кованной) питьевой воды (включая минеральную воду), в том числе по показателям радиационной безопасности. В настоящее время на территории Российской Федерации ТР ЕАЭС 044/2017 является единственным действующим нормативным актом, в котором определены критерии и установлены гигиенические нормативы по содержанию радионуклидов в бутилированной природной минеральной воде; из всех отечественных санитарных правил, содержащих критерии нормирования питьевой воды (НРБ-99/2009², ОСПОРБ 99/2010³, СанПиН 2.6.1.2800-10⁴,

¹ Технический регламент ЕАЭС «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду» (ТР ЕАЭС 044/2017). Принят решением Совета Евразийской экономической комиссии от 23.06.2017 г. № 45. [Technical regulations of the EAET "On the safety of the bottled water, including natural mineral water" (TR EAET 044/2017). Approved by the order of the Council of the Eurasian economical commission №45, 23.06.2017 (In Russ.).]

² СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). [SanPin 2.6.1.2523-09. Norms of the radiation safety (NRB-99/2009) (In Russ.).]

³ СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010). [SP 2.6.1.26-12-10 Basic sanitary rules on the provision of the radiation safety (OSPORB 99/2010) (In Russ.).]

⁴ СанПиН 2.6.1.2800-10. Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. [SanPin 2.6.1.2800-10. Hygienic requirements on the limitation of the exposure of the public by natural sources of ionizing radiation (In Russ.).]

Кормановская Татьяна Анатольевна

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: f4dos@mail.ru

СанПиН 2.1.4.1074-01⁵), только в НРБ-99/2009 указано, что «для минеральных и лечебных вод устанавливаются специальные нормативы» (п. 5.3.5), однако документ подобного уровня, устанавливающий требования к показателям радиационной безопасности природных минеральных вод, в отечественной законодательной базе так и не был принят. В 2006 г. в территориальные органы Роспотребнадзора было направлено Письмо Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 г. «О радиационном контроле за питьевой и минеральной водой»⁶, приложением к которому являлись «Рекомендации по контролю и санитарно-эпидемиологической оценке минеральной природной воды по показателям радиационной безопасности».

Вследствие большей минерализации природные минеральные воды обладают более высокой естественной радиоактивностью, чем обычная питьевая вода. Исследования содержания природных радионуклидов в природных минеральных водах различных типов и различных месторождений активно проводятся как в Российской Федерации [1–4], так и в мире [5–7].

На этапе разработки проекта ТР ЕАЭС 044/2017 российской стороной был внесен ряд аргументированных предложений по установлению подходов к нормированию показателей радиационной безопасности природных минеральных вод, научное обоснование которых было отражено как в публикациях [8, 9], так и в аналитических материалах Роспотребнадзора. Однако не все предложения российских специалистов были учтены и приняты Советом Евразийской экономической комиссии.

Цель исследования – провести анализ обоснованности требований ТР ЕАЭС 044/2017 к показателям радиационной безопасности упакованных природных минеральных вод, оценить корректность их применения в различных ситуациях в практике санитарно-эпидемиологического надзора в Российской Федерации, сформулировать предложения по нормированию радиационных характеристик природных минеральных вод.

Анализ требований ТР ЕАЭС 044/2017

ТР ЕАЭС 044/2017 устанавливает различные критерии предварительной оценки качества к упакованной столовой природной минеральной воде (минерализация менее 1 г/дм³) и к упакованной лечебно-столовой и лечебной природной минеральной воде (минерализация от 1 до 10 г/дм³ и более 10 г/дм³ соответственно) по показателю удельной суммарной альфа-активности: для столовой природной минеральной воды в качестве критерия предварительной оценки установлен уровень 0,2 Бк/кг, для лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды – 0,5 Бк/кг. При этом механизм принятия решения о пригодности упакованной природной минеральной воды в случае превышения критерия предварительной оценки качества («сумма измеренных удельных активностей природных радионуклидов, поделенных на уровни вмешательства для данных радионуклидов, не должна превышать 1» – условие соответствия воды требованиям радиационной безопасности) для всех типов воды (столовой, лечебно-столовой и лечебной природной минеральной воды) одинаков. Уровни вмешательства для отдельных радионуклидов, приведенные в таблице 4 Приложения 2 к ТР ЕАЭС 044/2017, идентичны установленным в Приложении 2а к НРБ-99/2009; таким образом, в рамках действующих на территории Российской Федерации нормативных документов уровни вмешательства по содержанию радионуклидов для упакованной природной минеральной воды и для питьевой воды совпадают; их значения для природных радионуклидов приведены в таблице 1.

Установление численного значения уровня вмешательства для отдельного радионуклида в питьевой воде в Российской Федерации проводилось из расчета дозовых нагрузок на организм взрослого человека (при постоянном потреблении в течение года воды с удельной активностью радионуклида, равной значению уровня вмешательства по данному радионуклиду, доза внутреннего облучения составит 0,1 мЗв; такую же дозу облучения получит человек при потреблении воды, для которой сумма отношений измеренных удельных активностей природ-

Уровни вмешательства (УВ) по содержанию отдельных природных радионуклидов в питьевой воде

Таблица 1

Intervention levels (IL) for the different natural radionuclides in the drinking water]

[Table 1

Радионуклид [Radionuclide]	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Pb	²³² Th	²³⁴ U	²³⁸ U
УВ, Бк/кг [IL, Bk/kg]	0,11	0,49	0,2	0,2	0,6	2,8	3,0

⁵ СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Гигиенические требования к обеспечению безопасности систем горячего водоснабжения. [SanPin 2.1.4.1074-01. Drinking water. Hygienic requirements to the quality of water in centralized systems of drinking water supply. Quality control. Hygienic requirements to the provision of the safety of the hot water supply systems (In Russ.)]

⁶ Письмо Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 «О радиационном контроле за питьевой и минеральной водой». [A letter of the Federal service on surveillance of the consumer right protection and human well-being №0100/9009-06-32 from 21.08.2006 “On the radiation control of the drinking and mineral water” (In Russ.)]

ных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов равна 1). Однако необходимо учесть, что доза облучения за счет потребления воды зависит не только от ее радиационных характеристик, но и от объема потребления. Численные значения уровней вмешательства в Приложения 2а к НРБ-99/2009 приведены из расчета годового потребления питьевой воды взрослым человеком, равного 730 кг, или 2 кг в сутки, в этом объеме учтено потребление воды как в чистом виде, так и в виде пищевых продуктов на ее основе⁷ – чая, кофе, компотов, бульонов, каш и т.д. И если использование столовой природной минеральной воды как заменителя питьевой воды для приготовления блюд теоретически возможно, то использование в качестве основы для всех блюд лечебно-столовой и лечебной природной минеральной воды представляется нереальным.

Потребление лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды, как правило, происходит по рекомендации врача по медицинским показаниям для конкретного пациента. При свободной продаже в торговой сети упакованной лечебно-столовой и лечебной природной минеральной воды этикетки на упаковках воды в соответствии с п. 5.4. «Маркировка» ГОСТ Р 54316-2011 содержат информацию о «медицинских показаниях по применению (для лечебных и лечебно-столовых вод)».⁸

При назначении курсов лечения с использованием минеральных лечебных вод должен применяться принцип обоснования назначения процедур путем сопоставления терапевтических (лечебных) выгод, которые они приносят, с радиационным ущербом для здоровья, который может причинить облучение [8, 9]. Лечебно-столовая природная минеральная вода и лечебная природная минеральная вода применяются при лечении ряда заболеваний [10, 11], негативные последствия которых могут произойти значительно раньше и с большей вероятностью, чем радиационные риски вследствие употребления такой воды.

Потребление лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды в большой степени ограничено в объеме, по сравнению с питьевой водой, на которую рассчитаны нормативы. Нормы потребления бутилированной лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды в соответствии с главой 17 «Внутреннее применение минеральных вод» [10] составляют от 1 до 3 курсов в течение года продолжительностью 3–6 недель с потреблением воды 1–3 раза в день от 50 до 200 мл на 1 прием. Соответственно, максимальное потребление лечебно-столовой природной минеральной воды и ле-

чебной природной минеральной воды, расфасованной в емкости, в течение года на одного пациента не превышает 70 кг, что более чем в 10 раз ниже стандартного потребления питьевой воды взрослым человеком.

Таким образом, радиационное воздействие на организм, определяющее дозу внутреннего облучения не более 0,1 мЗв/год, будет сопоставимым при потреблении питьевой воды, соответствующей условию «сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов не превышает 1», и лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды, соответствующей условию «сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов не превышает 10».

И на этапе подготовки проекта ТР ЕАЭС 044/2017, и после его принятия специалистами Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека и специалистами ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева неоднократно поднимался вопрос о необоснованно жестких требованиях ТР ЕАЭС 044/2017 к бутилированной (упакованной) лечебно-столовой природной минеральной воде и лечебной природной минеральной воде, не позволяющих использовать большую часть таких вод в бутилированном (упакованном) виде. По нашим исследованиям, невыполнение условия «сумма отношений удельных активностей выделенных радионуклидов к соответствующим уровням вмешательства не превышает 1» обнаруживается для 40% проб минеральной природной питьевой столовой и лечебно-столовой воды, реализуемой в г. Санкт-Петербурге и Ленинградской области [2]. В ситуации участвовавших случаев несоответствия упакованной природной минеральной воды требованиям ТР ЕАЭС 044/2017 и, как следствие, угрозы закрытия предприятий по розливу воды в Ставропольском крае в 2019 и 2020 гг. ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева направил в Управление Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека Предложения о внесении изменений в технический регламент Евразийского экономического союза «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду» (ТР ЕАЭС 044/2017).

В таблице 2 рассмотрены требования ТР ЕАЭС 044/2017 в сравнении с рекомендациями, приведенными в Письме Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека (РПН) № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 «О радиационном контроле за питьевой и минеральной водой».

⁷ МУ 2.6.1.1981-05. 2.6.1. Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабжения и питьевой воды по показателям радиационной безопасности. Оптимизация защитных мероприятий источников питьевого водоснабжения с повышенным содержанием радионуклидов. Методические указания» (утв. Роспотребнадзором 25.04.2005) (ред. от 04.08.2010). [Methodical guidelines 2/6/1/1981-05. Radiation control and hygienic assessment of the sources of the drinking water supply and drinking water on the indicators of the radiation safety. Optimization of the safety measures for the drinking water supply sources with increased concentration of radionuclides. Approved by Rospotrebnadzor 25.04.2005 (edition from 04.08.2010) (In Russ.)]

⁸ ГОСТ Р 54316-2011. «Воды минеральные природные питьевые. Общие технические условия». [GOST R 54316-2011 "Natural mineral drinking waters. Basic technical conditions" (In Russ.)]

Таблица 2

**Требования ТР ЕАЭС 044/2017 и рекомендации Письма Роспотребнадзора № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 г.
к показателям радиационной безопасности природных минеральных вод**

[Table 2]

**Requirements of the TR EAET 044/2017 and recommendations of the Rospotrebnadzor letter №0100/9009-06-32
from 21.08.2006 to the radiation safety of the natural mineral water]**

Показатель [Indicator]	Требования ТР ЕАЭС 044/2017 [Requirements of TR EAES 044/2017]	Рекомендации Письма РПН № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 г. [Recommendations of the Rospotrebnadzor letter № 0100/9009-06-32 from 21.08.2006]
<i>Объект для оценки показателей радиационной безопасности: [Object for the assessment of the indicators of the radiation safety]</i>		
	Упакованная природная минеральная вода [Packed natural mineral water]	Минеральная вода [Mineral water]
<i>Критерии предварительной оценки: [Criteria of the preliminary assessment:]</i>		
Удельная суммарная альфа-активность, Бк/кг [Total specific alpha-activity, Bk/kg]	Вода соответствует требованиям и дальнейший анализ не проводится, если: ≤0,2 – для столовой природной мине- ральной воды; ≤0,5 – для лечебно-столовой и лечебной природной минеральной воды [Water complies to the requirements and no subsequent analysis is performed if: ≤0,2 – for the table natural mineral water; ≤0,5 – for the medical-table and medical natural mineral water;]	Вода соответствует требованиям и даль- нейший анализ не проводится, если: ≤0,1 [Water complies to the requirements and no subsequent analysis is performed if: ≤0,1]
Удельная суммарная бета-активность, Бк/кг [Total specific beta-activity, Bk/kg]	Вода соответствует требованиям и даль- нейший анализ не проводится, если: ≤1,0 [Water complies to the requirements and no subsequent analysis is performed if: ≤1,0]	Вода соответствует требованиям и даль- нейший анализ не проводится, если: ≤1,0 [Water complies to the requirements and no subsequent analysis is performed if: ≤1,0]
<i>При превышении хотя бы одного из критериев предварительной оценки: [When at least one of the criteria of the preliminary assessment is exceeded:]</i>		
$\sum_i^N A_i / YB_i \leq 1$	Вода соответствует требованиям (учитывается содержание природных радионуклидов) [Water complies to the requirements (con- sidering the concentration of the natural radionuclides)]	Вода соответствует требованиям (учитыва- ется содержание природных и искусствен- ных радионуклидов) [Water complies to the requirements (con- sidering the concentration of the natural and artificial radionuclides)]
$1 < \sum_i^N A_i / YB_i \leq 10$ (по содержанию природных и искус- ственных радионуклидов) [(by concentration of natural and artificial radionuclides)]	Вода не соответствует требованиям [Water does not comply to the requirements]	Вода соответствует требованиям при ус- ловии дозы облучения за счет содержания искусственных радионуклидов не более 0,1 мЗв/год [Water complies to the requirements if the dose from artificial radionuclides does not exceed 0,1 mSv/year]
$\sum_i^N A_i / YB_i > 10$ (по содержанию природных радионуклидов) [(by concentration of natural radionuclides)]	Вода не соответствует требованиям [Water does not comply to the requirements]	Вопрос об использовании воды в каждом конкретном случае решается по согла- сованию с Роспотребнадзором с учетом ожидаемых доз облучения [The use of water for each particular case should be approved by Rospotrebnadzor con- sidering the expected doses to the public]

Необходимо отметить, что показатель «Сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов» в Письме Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека № 0100/9009-06-32 от 21.08.2006 г. «О радиационном контроле за питьевой и минеральной водой» учитывал уровни вмешательства для радионуклидов, принятые в соответствии с действующими на тот момент НРБ-99⁹; их численные значения (и перечень определяемых радионуклидов) несколько отличаются от приведенных в Приложении 2а НРБ-99/2009 и в таблице 4 Приложения 2 к ТР ЕАЭС 044/2017 (табл. 3).

Нельзя не отметить, что рекомендованные в 2006 г. в Российской Федерации оценки показателей радиационной безопасности минеральных вод были значительно более мягкими, а ведь они распространялись также и на упакованные природные минеральные воды.

Применение требований ТР ЕАЭС 044/2017 в практике санитарно-эпидемиологического надзора

Выявленной проблемой при принятии управленческих решений на основании оценки радиационных характеристик природных минеральных вод с целью выполнения требований ТР ЕАЭС 044/2017 на практике является неправильное толкование положений документа; ярким тому примером является предписание о прекращении использования лечебно-столовой природной минеральной воды Железноводского месторождения (Ставропольский край), добываемой из скважины № 69-бис, в связи с несоответствием радиационных показателей воды из скважины требованиям ТР ЕАЭС 044/2017. Во исполнение предписания эксплуатирующая организация установила фильтры для очистки воды, снизив нормируемый показатель радиационной безопасности (сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов) более чем в 10 раз, однако при этом значительно снизились и другие характеристики минеральной воды (содержание катионов, анионов и пр.), обеспечивающие ее лечебные свойства, и в результате фильтрации природная минеральная вода перестала соответствовать стандартам, в частности, ГОСТ Р 54316-2011 и Директивы

Европейского парламента и Совета от 18.06.2009 г. по добыче и размещению в торговой сети природных минеральных вод.¹⁰

При применении требований ТР ЕАЭС 044/2017 важно разделять понятия «упакованная природная минеральная вода» и «природная минеральная вода из источника (скважины)». Установленные в ТР ЕАЭС 044/2017 требования к показателям радиационной безопасности природной минеральной воды относятся только к бутилированной (упакованной) минеральной воде, а не к воде, поступающей из подземных источников, и на ее использование в санаторно-курортных условиях. В пп. б) п. 6 ТР ЕАЭС 044/2017 указано: «Настоящий технический регламент не распространяется на отношения, связанные с изучением, использованием, развитием и охраной природной минеральной воды в качестве природного лечебного ресурса». В нормативно-методических документах Российской Федерации по обеспечению радиационной безопасности (НРБ-99/2009, ОСПОРБ 99/2010, СанПиН 2.6.1.2800-10, СанПиН 2.1.4.1074-01) устанавливаются требования к радиационным показателям исключительно воды централизованных систем питьевого водоснабжения, к которым не относится минеральная природная вода, добываемая из скважин. Таким образом, использование природной минеральной воды, добываемой из скважин, в лечебных целях в санаторно-курортных условиях не имеет ограничений по радиационному фактору, поскольку в настоящее время требования к радиационным показателям такой воды отсутствуют в нормативных документах как Российской Федерации, так и Евразийского экономического союза. Поэтому требования ТР ЕАЭС 044/2017 могут применяться лишь к ограничению розлива лечебно-столовой природной минеральной воды Железноводского месторождения (Ставропольский край), но не к ограничению ее добычи из скважины № 69-бис для использования в терапевтических целях в санаторно-курортных условиях.

Предложения о внесении изменений в ТР ЕАЭС 044/201

На основании вышесказанного считаем необходимым внесение в Технический регламент ТР ЕАЭС 044/2017 «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду» следующих изменений в отношении нормирования радиационных показателей

Уровни вмешательства (УВ) по содержанию отдельных природных радионуклидов в воде в соответствии с Приложением П-2 НРБ-99

Таблица 3

Intervention levels (IL) for the different natural radionuclides in the drinking water according to the Annex P-2 to NRB-99

[Table 3]

Радионуклид [Radionuclide]	²³⁸ U	²³⁴ U	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
УВ, Бк/кг [IL, Bk/kg]	3,1	2,9	0,5	0,2	0,12	0,2	11	5

⁹ СП 2.6.1.758-99 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Утверждены Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 2 июля 1999 г. [SP 2.6.1.758-99 Norms of the radiation safety (NRB-99) Approved by the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation 02.07.1999 (In Russ.)]

¹⁰ Директива Европейского парламента и Совета от 18 июня 2009 г. по добыче и размещению в торговой сети природных минеральных вод. 2009/54/EC. – Комиссия ЕС, 2009. [Directive 2009/54/EC (OJ L164, p 45, 26/06/2009) of the European Parliament and of the Council of 18 June 2009 on the exploitation and marketing of natural mineral waters (In Russ.)]

упакованной (бутилированной) лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды:

Примечание 2 к таблице 4 «Уровни вмешательства по содержанию отдельных природных радионуклидов» Приложения № 2 к ТР ЕАЭС 044/2017 изложить в редакции:

«2. В случае если удельная суммарная альфа-активность лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды превышает 0,5 Бк/кг и (или) удельная суммарная бета-активность лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды превышает 1,0 Бк/кг, проводится анализ содержания природных радионуклидов (полоний-210, радий-226, радий-228, свинец-210, уран-234, уран-238) в воде (табл. 4).

Оценка безопасности лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды проводится в соответствии со следующим условием.

Сумма измеренных удельных активностей природных радионуклидов, поделенных на уровни вмешательства для данных радионуклидов (в соответствии с таблицей 4), должна быть меньше или равна 10:

$$\sum_i^N A_i / UB_i \leq 10,$$

где: A_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг;
 UB_i – уровень вмешательства радионуклида (см. табл. 4).

Если условие выполняется, то лечебно-столовая природная минеральная вода и лечебная природная минеральная вода признаются соответствующими техническому регламенту Евразийского экономического союза «О безопасности упакованной питьевой воды, включая природную минеральную воду».

Предложения о внесении требований по оценке радиационной безопасности природных минеральных вод в нормативные документы Российской Федерации

Отсутствие в нормативных документах Российской Федерации требований по обеспечению радиационной безопасности при употреблении столовой природной минеральной воды, лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды (как упакованной, так и поступающей из источников и скважин) приводит к негативным последствиям при принятии управленческих решений. В настоящее время в рамках подготовки к «регуляторной гильотине» проводится работа по актуализации нормативно-методической базы по обеспечению радиационной безопасности и обсуждению проекта НРБ-99/2020 «Нормы радиационной безопасности». Рабочая группа ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева считает целесообразным внесение в НРБ-99/2020 положений, устанавливающих дифференцированные требования к показателям радиационной безопасности бутилированной минеральной воды, в том числе свободно реализуемой в торговой сети и/или отпускаемой без рецепта в аптечной сети (для столовой природной минеральной воды – в соответствии с требованиями ТР ЕАЭС 044/2017; для лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды – в соответствии с предложенными изменениями в ТР ЕАЭС 044/2017), требо-

вания к качеству столовой природной минеральной воды из подземных источников, которая потенциально может свободно потребляться населением наряду с питьевой, и к качеству лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды, применяющейся на бальнеологических курортах Российской Федерации для питьевой терапии в комплексе санаторно-курортного лечения.

При установлении требований радиационной безопасности столовой природной минеральной воды из подземных источников, которая потенциально может свободно потребляться населением наряду с питьевой, необходимо учитывать возможность употребления данной воды населением в качестве частичной замены воды из центральных источников водоснабжения для питья и приготовления пищи (не в лечебных целях).

На этом основании целесообразно установить следующие требования к качеству столовой природной минеральной воды из подземных источников, которая потенциально может свободно потребляться населением наряду с питьевой:

«В случае если удельная суммарная альфа-активность столовой природной минеральной воды из подземных источников превышает 0,2 Бк/кг и (или) удельная суммарная бета-активность столовой природной минеральной воды превышает 1,0 Бк/кг, проводится анализ содержания природных радионуклидов (полоний-210, радий-226, радий-228, свинец-210, уран-234, уран-238) в воде.

Оценка безопасности столовой природной минеральной воды проводится в соответствии со следующим условием.

Сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов (в соответствии с Приложением 2а НРБ-99/2009) должна быть меньше или равна 10:

$$\sum_i^N A_i / UB_i \leq 10,$$

где: A_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг;

UB_i – уровень вмешательства радионуклида (Приложение 2а НРБ-99/2009).

Если условие выполняется, то столовая природная минеральная вода из источника или скважины признается пригодной для употребления населением».

При установлении требований радиационной безопасности лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды из подземных источников, применяющейся на бальнеологических курортах для питьевой терапии в комплексе санаторно-курортного лечения, необходимо учитывать следующие факторы:

- уникальность состава лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды, определяющая ее лечебные качества;

- низкие объемы потребления, как правило, 600 мл в день (3 приема по 200 мл) в течение курса лечения – 21 день; т.е. даже при двух курсах лечения в год пациент потребит не более 30 л воды;

- поскольку потребление лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды пациентами приносит терапевтическую выгоду

при заболеваниях, последствия от которых для здоровья пациента могут проявиться в ближайшее время, доза облучения за счет потребления воды может быть ограничена 1 мЗв/год.

На основании этих данных целесообразно установить следующие требования к качеству лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды из подземных источников, применяющейся на бальнеологических курортах Российской Федерации для питьевой терапии в комплексе санаторно-курортного лечения:

«В случае если удельная суммарная альфа-активность лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды из подземных источников, применяющейся на бальнеологических курортах для питьевой терапии в комплексе санаторно-курортного лечения, превышает 0,5 Бк/кг и (или) удельная суммарная бета-активность лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды превышает 1,0 Бк/кг, проводится анализ содержания природных радионуклидов (полоний-210, радий-226, радий-228, свинец-210, уран-234, уран-238) в воде.

Оценка безопасности лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды проводится в соответствии со следующим условием.

Сумма отношений измеренных удельных активностей природных радионуклидов к уровням вмешательства для данных радионуклидов (в соответствии с Приложением 2а НРБ-99/2009) должна быть меньше или равна 100:

$$\sum_i^N A_i / UB_i \leq 100,$$

где: A_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг;

UB_i – уровень вмешательства радионуклида (Приложение 2а НРБ-99/2009).

Если условие выполняется, то лечебно-столовая природная минеральная вода и лечебная природная минеральная вода из подземных источников, применяющаяся на бальнеологических курортах для питьевой терапии в комплексе санаторно-курортного лечения, признается пригодной для употребления населением в терапевтических целях».

Заключение

Требования, установленные к показателям радиационной безопасности упакованной лечебно-столовой природной минеральной воды и лечебной природной минеральной воды в ТР ЕАЭС 044/2017, являются неоправданно жесткими и нуждаются в пересмотре. Вместе с тем, использование в практике санитарно-эпидемиологического надзора требований ТР ЕАЭС 044/2017 в отношении неупакованной природной минеральной воды из подземных источников, приводящее к ситуациям закрытия скважин на месторождениях природных минеральных вод, является неправомерным. Неотложной задачей Роспотребнадзора является актуализация нормативно-методической базы Российской Федерации в части установления обоснованных требований к показателям радиационной безопасности столовой природной минеральной воды, лечебно-столовой природной

минеральной воды и лечебной природной минеральной воды (как упакованной, так и поступающей из подземных источников).

Традиция использования природных минеральных вод в России насчитывает более трех столетий – указ «О приискании в России минеральных вод» [12] был издан Петром I еще в 1717 г. Применение природных минеральных вод в Советском Союзе и Российской Федерации легло в основу развития бальнеологической отрасли и целого направления в санаторно-курортном лечении; невозможно переоценить терапевтические эффекты от потребления природных минеральных вод в лечении большого ряда заболеваний. Именно поэтому вопросы нормирования показателей качества природных минеральных вод, в том числе радиологических, являются важной составляющей как для индустрии, связанной с добычей и розливом минеральной воды, так и для здоровья населения нашей страны в целом. Необходимо, чтобы установленные требования к показателям природных минеральных вод, направленные на обеспечение радиационной безопасности и сохранение здоровья, не наносили ущерба здоровью населения путем ограничения потребления минеральных вод в качестве лечебного средства.

Литература

1. Лисаченко Э.П., Королева Н.А. Региональные особенности использования подземных вод как потенциального источника формирования радиационного фактора // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 1. С. 113-122.
2. Кадука М.В., Басалаева Л.Н., Бекашева Т.А., и др. Содержание природных радионуклидов в природной минеральной питьевой воде Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 2. С. 20-27.
3. Гонтарев М.В., Малов А.И. Оценка соответствия минеральных вод требованиям радиационной безопасности // Успехи современного естествознания. 2017. № 5. С. 89-94.
4. Кадука М.В., Басалаева Л.Н., Бекашева Т.А. и др. Потенциально возможные дозы облучения населения за счет потребления минеральной природной лечебной воды // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 1. С. 85-92.
5. Yussuf N.M., Hossain I., Wagiran H. Natural radioactivity in drinking and mineral water in Johor Bahru (Malaysia) // Scientific Research and Essays. 2012. Vol. 7, No 9. P. 1070-1075
6. Golosie M., Sava C. Mineral Waters and Radioactivity // Quaestus Multidisciplinary Research Journal, Faculty of Management in Tourism and Commerce Timisoara, «Dimitrie Cantemir» Christian University, Timisoara, Romania. 2013, Vol. 1, No 2. P. 9-14.
7. Amrani D. Natural radioactivity in Algerian bottled mineral waters // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 2002. Vol. 252, No 3. 597-600.
8. Стамат И.П., Романович И.К. Обоснование подходов к нормированию показателей радиационной безопасности питьевой воды, расфасованной в емкости // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 1. С. 6–17.
9. Стамат И.П., Ступина В.В. О нормировании показателей радиационной безопасности минеральных природных вод // Радиационная гигиена. 2014. Т. 7, № 2. С. 30–36.
10. Барановский А.Ю. Диетология. 4-е изд. / Под ред. А.Ю. Барановского. СПб.: Питер, 2012. 1024 с.
11. Пономаренко Г.Н., Федяева С.И. Современные методы исследования лечебных эффектов питьевых минеральных вод у пациентов с заболеваниями верхних отделов ЖКТ и гепато-билиарно-панкреатической системы // Медична гідрологія та реабілітація. 2006. Т. 4, № 3. С. 73.

12. Высочайший именной указ от 24 июня 1717 года, данный Правительствующему Сенату, «О приискании в России минеральных вод» // Полное собрание законов Российской империи с 1649 года. Том V (1713–1719).

СПб.: Типография II Отделения С.Е.И.В. Канцелярии, 1830. С. 498–499.

Поступила: 13.04.2020 г.

Кормановская Татьяна Анатольевна – кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник лаборатории дозиметрии природных источников Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: f4dos@mail.ru

Романович Иван Константинович – доктор медицинских наук, профессор, академик РАН, директор Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Кормановская Т.А., Романович И.К. Предложения по совершенствованию нормирования природных минеральных вод по показателям радиационной безопасности // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 114–122. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-114-122

Proposals on the improvement of the regulation of the natural mineral water based on the indicators of radiation safety

Tatyana A. Kormanovskaya, Ivan K. Romanovich

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

In 2019 Technical regulations of the Eurasian economical Union “On the safety of the bottled water, including natural mineral water” TR EAES 044/201 entered into force. These regulations established strict requirements to the indicators of the radiation safety for the bottled water, including natural mineral water. Application of these requirements in practice of the sanitary service led to the ban of the use of the bottled medical-table natural mineral water from the Zheleznovodsk site (Stavropolskiy krai), exploited from the well 69-bis by the criteria of the radiation safety. This study proposes possible solutions to the problem of the regulation of the natural mineral water by the radiation factor, complying to the existing requirements on the radiation safety as well as the proposals of the Institute of Radiation Hygiene on the changes in the Technical regulation TR EAES 044/201 and introduction of the requirements on the radiation safety of the natural mineral water in the legislation of the Russian Federation.

Key words: table natural mineral water, medical-table natural medical water, medical natural mineral water, specific activity of the natural radionuclides, interventional levels for the concentration of natural radionuclides.

References

1. Lisachenko EP, Koroleva NA. Regional features of the use of groundwater as a potential source of the formation of the radiation factor. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(1): 113–122 (In Russian).
2. Kaduka MV, Basalaeva LN, Bekyasheva TA, Ivanov SA, Salazkina NV, Stupina VV, et al. Content of natural radionuclides in mineral drinking water of St-Petersburg and Leningrad region. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(2): 20–27 (In Russian).
3. Gontarev MV, Malov AI. Assessment of the compliance of the mineral water to the requirements of the radiation safety. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya = Successes of the modern natural science*. 2017;5: 89–94 (In Russian).
4. Kaduka MV, Basalaeva LN, Bekyasheva TA, Ivanov SA, Salazkina NV, Stupina VV, et al. Potentially possible population exposure doses due to consumption of natural mineral medical water. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(1): 85–92 (In Russian).
5. Yussuf NM, Hossain I, Wagiran H. Natural radioactivity in drinking and mineral water in Johor Bahru (Malaysia). *Scientific Research and Essays*. 2012; 7(9): 1070–1075.

Tatyana A. Kormanovskaya

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: f4dos@mail.ru

6. Golosie M, Sava C. Mineral Waters and Radioactivity. Quaestus Multidisciplinary Research Journal. Faculty of Management in Tourism and Commerce Timisoara, «Dimitrie Cantemir» Christian University, Timisoara, Romania. 2013;1(2): 9-14
7. Amrani D. Natural radioactivity in Algerian bottled mineral waters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2002;252(3): 597-600.
8. Stamat IP, Romanovich IK. Justification of approaches to the rationing radiation safety indicators for packaged drinking water. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(1): 6–17 (In Russian).
9. Stamat IP, Stupina VV. On standardization of radiation protection indexes of natural mineral waters. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2014; 7(2): 30–36 (In Russian).
10. Baranovsky AYU. Dietology. 4th edition Ed.: Baranovsky AYU. Saint-Petersburg: Piter; 2012: 1024 (In Russian).
11. Ponomarenko GN, Fedyaeva SI. The contemporaries methods of investion of medicinal effects of drinking mineral waters in patients with diseases of top sections of gastrointestinal tract and hepato-biliary-pancreatic system. *Медична гідрологія та реабілітація = Medical Hydrology and Rehabilitation*. 2006;4(3): 73 (In Ukrainian).
12. His Imperial Majesty's Edict from 24.06.1717 for the Directing Senate "On the survey of the mineral waters in Russia". Full compendium of laws of the Russian Empire since 1649. Vol. V (1713-1719). Saint-Petersburg: Printing Office of His Imperial Majesty. 1830; 498-49 (In Russian).

Received: April 13, 2020

For correspondence: Tatyana A. Kormanovskaya – Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher of the Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: f4dos@mail.ru)

Ivan K. Romanovich – Doctor of Medical Sciences, Professor, Academician of the Russian Academy of Sciences, Director of Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Kormanovskaya T.A., Romanovich I.K. Proposals on the improvement of the regulation of the natural mineral water based on the indicators of radiation safety. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No 2. P. 114-122. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-114-122

Метод идентификации участков целинных почв с помощью портативного гамма-спектрометра-дозиметра

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В базовой модели, которая в настоящее время используется для оценки дозы внешнего облучения человека на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии, отправной точкой является мощность дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м над поверхностью целинной (ненарушенной) почвы. Теперь, по истечении более 30 лет после выпадений, обнаружение истинно целинных участков земли представляет собой достаточно сложную задачу, так как после аварии многие луга были неоднократно перепажаны и/или рекультивированы. Целью настоящего исследования являлась разработка количественного критерия обнаружения участков целинных почв с помощью переносного гамма-спектрометра-дозиметра. Для достижения этой цели мы провели статистический анализ опубликованных и новых данных по использованию полевой гамма-спектрометрии на радиоактивно-загрязненных территориях Брянской области России и Гомельской области Беларуси в 2015–2018 гг. Обобщенная выборка содержит результаты расшифровки 60 гамма-спектров, записанных на высоте 1 м над почвой на целинных лугах, культивированных землях и в лесах. На основании выполненного анализа предложен количественный дозиметрический критерий для идентификации целинных почв in situ с использованием портативного сцинтилляционного спектрометра-дозиметра. В статье представлен алгоритм поиска целинного участка.

Ключевые слова: целинная почва, ^{137}Cs , мощность амбиентного эквивалента дозы, фактор накопления, in situ.

Введение

В базовой модели, которая в настоящее время используется для оценки дозы внешнего облучения человека на территориях, загрязненных в результате Чернобыльской аварии, отправной точкой является мощность дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м над поверхностью целинной (ненарушенной) почвы [1, 2]. В настоящее время учитывают гамма-излучение пары радионуклидов в равновесии $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$.

В первые годы после аварии поиски открытых целинных участков земли (в основном лугов) для проведения измерений и отбора проб почвы не вызвали особого затруднения. Теперь, по истечении более 30 лет после выпадений, обнаружение истинно целинных участков земли представляет собой достаточно сложную задачу, так как после аварии многие луга были неоднократно перепажаны и/или рекультивированы. В последующем на таких участках с нарушенным верхним слоем почвы мог сформироваться травяной покров, и сами участки по внешнему виду стало невозможно отличить от целинных участков. Кроме того, многие сельскохозяйственные угодья (пахотные поля и культивируемые пастбища) были выведены из оборота и также заросли многолетними травами с образова-

нием достаточно толстого слоя дерна. Поэтому при комплексном дозиметрическом обследовании загрязненных территорий перед исследователем неизбежно возникает вопрос, каким способом найти целинный участок среди множества разнообразных лугов.

Различить целинные и нарушенные луговые почвы можно на основе изучения вертикального распределения ^{137}Cs в почвенном керне [3, 4, 5]. Однако этот прямой метод требует лабораторного оборудования и в полевых условиях может быть использован только при наличии соответствующей мобильной лаборатории. Для оперативного обнаружения целинных почв можно последовательно измерить мощность дозы в воздухе на интересующем нас участке и на соседнем паханом поле или на огороде [5, 6]. Если мощность дозы над интересующим нас участком в 1,5–2 раза выше, чем таковая над культивированной почвой, то такой участок можно предварительно отнести к категории целинных земель. В случае пространственной близости искомого целинного участка к лесу разница между двумя локациями в отношении мощности дозы гамма-излучения в воздухе будет небольшой (на 10–15% в лесу больше [3]), что также можно использовать для предварительной идентификации целинной почвы.

Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Но при этом предполагается, что плотность радиоактивного загрязнения этих участков одинакова, что не всегда имеет место.

Более точный оперативный поиск целинной почвы можно выполнить, используя полевой гамма-спектрометр для измерения мощности дозы гамма-излучения в воздухе. В работах [5, 7] было отмечено, что между целинными лугами и культивированными землями имеется существенная разница в величине фактора накопления, который учитывает вклад мощности дозы от рассеянных гамма-квантов в полную мощность дозы от ^{137}Cs . Соответственно, вклад нерассеянного гамма-излучения от распределенного в почве источника ^{137}Cs в полную мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м от земли также будет существенно меняться, что может успешно использоваться в качестве индикатора «целинности» обследуемых участков.

Цель исследования – проверка устойчивости обнаруженных различий в измеряемых спектрах между почвами с ненарушенным поверхностным слоем и культивированными землями.

В качестве прикладной задачи мы рассматривали разработку количественного критерия обнаружения участков целинных почв с помощью переносного гамма-спектрометра-дозиметра.

Материалы и методы

Измерения были выполнены на радиоактивно загрязненной территории юго-западных районов (Новозыбковский, Клиновский, Злынковский, Красногорский) Брянской области в весенне-осенний период в 2015–2016 гг. Они проводились на высоте 1 м над поверхностью земли на целинных участках почвы (15 измерений), на участках, подвергшихся культивации после Чернобыльской аварии (поля и огороды; всего 6 измерений), и в лесах (20 измерений). Возраст лесов превышал 40 лет. Для всех выбранных участков было известно распределение цезия в верхнем 20 см слое почвы [3, 4].

Для измерения мощности AMBIENTного эквивалента дозы в воздухе (МАЭД) применяли портативный спектрометр-дозиметр МКС АТ 6101Д (фирма АТОМТЕХ). Блок детектирования и аналитический блок размещали на алюминиевой треноге таким образом, чтобы расстояние от кристалла NaI(Tl) до поверхности земли было равно 1 м [8]. Спектрометр был дополнительно калиброван для раздельного определения мощности дозы гамма-излучения от терригенных радионуклидов (ADER_{TRN} , нЗв/час) и от ^{137}Cs ($\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$, нЗв/час) [8]. Предусмотренная создателями прибора обработка спектра позволяла вычислить площадь фотопика от гамма-квантов с энергией 662 кэВ (от ^{137}Cs) и, соответственно, скорость счета в фотопике. По результатам определения скорости счета в фотопике вычисляли мощность дозы гамма-излучения от первичных (нерассеянных) фотонов, имеющих энергию 662 кэВ ($\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$, нЗв/ч) [7].

Значительная часть результатов измерений, выполненных в 2015–2016 гг., была использована для калибровки прибора МКС АТ 6101Д в условиях размещения дозиметра в рюкзаке на спине у оператора [7]. Численные значения для этих точек измерений (всего 29) были взяты из приложения к работе [7].

Для сравнения и дополнения были использованы аналогичные данные, полученные в исследовании радиоактивно загрязненной территории Ветковского района Беларуси в 2016–2018 гг. [5]. Географически юго-западные районы Брянской области и Ветковский район Гомельской области принадлежат к Брянско-Гомельскому радиоактивному пятну и имеют сходные геологические и климатические условия. В работе [5] также использовали прибор МКС АТ 6101Д, а методика измерений и обработки гамма-спектров полностью соответствовала таковой в исследовании, выполненном на территории России.

Результаты и обсуждение

Сводная статистика по абсолютным значениям ADER_{TRN} , $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$ и $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ для трех локаций представлена в таблице 1. Как видно из таблицы 1, и в российской, и в белорусской выборке мощность дозы от природных радионуклидов была многократно меньше таковой от ^{137}Cs . Такое «удобное» соотношение объясняется прежде всего выбором сильно загрязненных территорий для проведения обследования. Запас ^{137}Cs в почве находился в диапазоне 40–1940 кБк/м² и 452–1620 кБк/м² для российской и белорусской выборки соответственно [3, 5, 7]. Абсолютное доминирование техногенной компоненты в гамма-спектрах позволило оценить мощность дозы от ^{137}Cs со статистической погрешностью, не превышающей 2% [7, 9].

Результаты расчетов вклада мощности дозы нерассеянных гамма-квантов с энергией 662 кэВ в мощность дозы от всех (рассеянных и нерассеянных) гамма-квантов ^{137}Cs в воздухе на высоте 1 м от поверхности земли представлены в таблице 2. Использование непараметрического теста Манна – Уитни показало отсутствие статистически значимых различий между российской и белорусской выборками ($P > 0,05$) для каждой из локаций. Мы объединили российскую и белорусскую выборки (табл. 2). Это объединение усилило статистическую устойчивость оценки вклада нерассеянных гамма-квантов в $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$. Как видно из таблицы 2, в лесах и на целинных лугах, где более 50% запаса радиоактивного цезия находилось в верхнем 0–4-сантиметровом слое почвы [4, 5], около половины общей антропогенной мощности дозы было обусловлено нерассеянными гамма-квантами от ^{137}Cs . При этом статистически значимых различий между лесными и луговыми участками не было обнаружено (тест Манна – Уитни, $P > 0,05$). Для участков с нарушенным верхним слоем почвы и сравнительно равномерным распределением ^{137}Cs в верхнем слое толщиной 15–25 см [3, 5] лишь 36% дозы (в среднем) приходилось на нерассеянные гамма-кванты. Разница во вкладе нерассеянных гамма-квантов в полную мощность дозы между целинными лугами и участками с нарушенным верхним слоем почвы являлась статистически значимой (тест Манна – Уитни, $P < 0,01$). Значение 5-го перцентиля для вклада $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ в $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$ в группе целинных участков составило 43%. Эта величина взята нами в качестве нижней граничной величины вклада $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ в $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$ при котором луговой участок можно отнести к категории целинных земель.

Заключение

Выполненные измерения и расчеты показали, что с помощью полевого гамма-спектрометра-дозиметра

Таблица 1

Мощность амбиентного эквивалента дозы от природных радионуклидов ($ADER_{TRN}$), от всех (рассеянных и нерассеянных) гамма-квантов $^{137}Cs + ^{137m}Ba$ ($ADER_{Cs-tot}$) и от нерассеянных гамма-квантов с энергией 662 кэВ ($ADER_{Cs-prim}$) на высоте 1 м от поверхности земли

[Table 1]

Ambient dose equivalent rate due to terrestrial radionuclides ($ADER_{TRN}$), the sum of the primary and scattered photons from $^{137}Cs + ^{137m}Ba$ ($ADER_{Cs-tot}$), and the 662 keV primary photons ($ADER_{Cs-prim}$) at a height of 1 m above the ground surface

Локация [Location]	n	ADER _{TRN} (nSv/h)		ADER _{Cs-tot} (nSv/h)		ADER _{Cs-prim} (nSv/h)	
		Средняя ± С.о. [Mean ± s.d.]	Разброс [Range]	Средняя ± С.о. [Mean ± s.d.]	Разброс [Range]	Средняя ± С.о. [Mean ± s.d.]	Разброс [Range]
Россия (2015–2016 гг.) [Russia (2015–2016)]							
Лес [Forest]	20	22 ± 5	15 – 29	841 ± 677	55 – 2700	453 ± 363	31 – 1430
Целинная почва [Virgin soil]	15	24 ± 6	18 – 39	1037 ± 365	517 – 1770	534 ± 220	238 – 1010
Культивированная почва [Cultivated soil]	6	28 ± 9	17 – 43	490 ± 197	190 – 657	165 ± 62	74 – 221
Беларусь (2016–2018 гг.) [5] [Belarus (2016–2018) [5]]							
Лес [Forest]	7	18 ± 3	14 – 22	1040 ± 327	787 – 1640	541 ± 183	406 – 887
Целинная почва [Virgin soil]	4	22 ± 4	19 – 27	1400 ± 653	783 – 2220	700 ± 399	330 – 1190
Культивированная почва [Cultivated soil]	8	25 ± 7	15 – 34	619 ± 246	450 – 1190	230 ± 105	165 – 476

n – число обследованных точек [n – number of sites surveyed].

С.о. – стандартное отклонение [s.d. – standard deviation].

Таблица 2

Вклад (%) нерассеянных гамма-квантов с энергией 662 кэВ в воздухе в мощность дозы от рассеянных и нерассеянных гамма-квантов $^{137}Cs + ^{137m}Ba$ на высоте 1 м от поверхности земли

[Table 2]

Input (%) of the 662 keV primary photons to ambient dose equivalent rate due to the sum of the primary and scattered photons from $^{137}Cs + ^{137m}Ba$ at a height of 1 m above the ground surface

Локация [Location]	n	Вклад (%) [Input (%)]	
		Средняя ± С.о. [Mean ± s.d.]	Разброс [Range]
Россия (2015–2016 гг.) [Russia (2015–2016)]			
Лес [Forest]	20	54 ± 3	49 – 58
Целинная почва [Virgin soil]	15	51 ± 5	42 – 57
Культивированная почва [Cultivated soil]	6	34 ± 3	31 – 39
Беларусь (2016–2018 гг.) [5] [Belarus (2016–2018) [5]]			
Лес [Forest]	7	52 ± 2	49 – 54
Целинная почва [Virgin soil]	4	48 ± 6	42 – 54
Культивированная почва [Cultivated soil]	8	37 ± 2	34 – 40
Объединенная выборка Россия + Беларусь (2015–2018 гг.) [Unified sample Russia + Belarus (2015–2018)]			
Лес [Forest]	27	53 ± 3	49 – 58
Целинная почва [Virgin soil]	19	50 ± 6	42 – 57
Культивированная почва [Cultivated soil]	14	36 ± 3	31 – 40

n – число обследованных точек [n – number of sites surveyed].

С.о. – стандартное отклонение [s.d. – standard deviation].

можно получить информацию, необходимую для определения принадлежности луговых участков к категории целинных почв в весьма отдаленный период времени после Чернобыльской аварии (30 лет и более). Участок следует включать в предварительный перечень целинных земель в том случае, если вклад нерассеянных гамма-квантов

с энергией 662 кэВ в общую мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs равен или превышает 43%. Опыт полевых и лабораторных работ, в которых участвовали авторы, позволяет рекомендовать для поиска целинных участков практический алгоритм, изложенный ниже в приложении к данному сообщению.

Приложение

Алгоритм поиска целинного участка с использованием переносного гамма-спектрометра-дозиметра МКС АТ 6101Д

Выбираем подходящий луговой участок на основании имеющейся исторической информации и результатов опроса местных жителей, а также по внешнему виду места потенциального исследования (расположение, структура поверхности, тип растительности). Внутри участка выбираем ровную площадку размерами приблизительно 10×10 м². Отмечаем площадку колышками (или другими метками) по углам и в центре.

Размещаем блок детектирования прибора МКС АТ 6101Д в рюкзаке на спине у оператора [7]. Включаем прибор и выполняем энергетическую калибровку. Проводим измерение МАЭД в центре и по углам площадки. Результаты заносим в протокол и вычисляем среднее значение МАЭД.

В случае расположения выбранного участка рядом с пахотным участком земли (поле, огород) проводим аналогичные измерения МАЭД на культивированном участке. Выбранный луговой участок относим к категории перспективных (потенциально целинных земель), если среднее значение МАЭД на лугу будет в 1,5–2 раза больше, чем среднее значение МАЭД на культивированном участке. Если луговой участок расположен рядом с лесом, то измерения МАЭД целесообразно провести в лесу. В случае примерного равенства значений МАЭД в лесу и на лугу луговой участок считаем перспективным для последующего детального обследования.

В случае отбора участка по данным пункта 3 размещаем прибор на треноге в центре луговой площадки и проводим набор спектра. Продолжительность набора спектра зависит от плотности загрязнения территории ^{137}Cs . Для уровней 40 кБк/м² и выше, время набора может быть ограничено 15 минутами. Для меньших значений плотности загрязнения продолжительность измерения подбираем экспериментально с тем, чтобы выйти на оценку площади фотопика 662 кэВ со статистической погрешностью не более 5%. Записываем спектр в память прибора и с помощью ноутбука непосредственно в полевых условиях приводим обработку полученного спектра с последующим вычислением значений ADER_{TRN} , $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$ и $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ по методу, изложенному в [7, 8].

Вычисляем долю $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ в $\text{ADER}_{\text{Cs-tot}}$. В случае равенства или превышения значения 43% для вклада $\text{ADER}_{\text{Cs-prim}}$ относим площадку к категории целинных земель. Выполняем на площадке стандартный набор действий,

включающий измерение мощности дозы и запись гамма-спектров, а также отбор проб почвы и растительности.

Алгоритм разработан на основе анализа данных, полученных на территориях при уровнях загрязнения ^{137}Cs выше, чем 40 кБк/м². Поэтому к его использованию на меньших уровнях загрязнения следует относиться с осторожностью.

Литература

1. Golikov V.Yu., Balonov M.I., Jacob P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident // *Radiation and Environmental Biophysics*. 2002. Vol. 41, No. 10. P. 185–193.
2. Голиков В.Ю. Дозиметрия внешнего облучения населения: сравнение аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» // *Радиационная гигиена*. 2020. Т. 13, № 1. С. 27–37.
3. Ramzaev V., Yonehara H., Hille R., et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
4. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Варфоломеева К.В. Вертикальное распределение ^{137}Cs в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг. // *Радиационная гигиена*. 2019. Т. 12, № 3. С. 27–41.
5. Ramzaev V., Bernhardsson C., Dvornik A., et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 214–215. P. 106168.
6. Barnekow U., Fesenko S., Kashparov V., et al. *Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring*. Technical Reports Series, No. 486. IAEA, Vienna. 2019.
7. Ramzaev V., Bernhardsson C., Barkovsky A., et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $\text{H}^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation // *Radiation Measurements*. Vol. 107. P. 14–22.
8. Ramzaev V., Barkovsky A., Bernhardsson C., Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors // *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017. Vol. 10, No. 1. P. 18–29.
9. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Корреляция между расчетными и измеренными значениями мощности дозы гамма-излучения в воздухе в лесах, загрязненных ^{137}Cs : отдаленный период после Чернобыльской аварии // *Радиационная гигиена*. 2019. Т. 12, № 4. С. 37–46.

Поступила: 20.04.2020 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Барковский Анатолий Николаевич – руководитель Федерального радиологического центра, главный научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Метод идентификации участков целинных почв с помощью портативного гамма-спектрометра-дозиметра // Радиационная гигиена. 2020. Т. 13, № 2. С. 123–128. DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-123-128

Method for identifying areas of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

The dose rate of gamma radiation in air at a height of 1 m above the surface of virgin (undisturbed) soil is the starting point in the basic model that is used to estimate the dose of external radiation to the population living in areas contaminated due to the Chernobyl accident. Today, i.e. more than 30 years after the fallout, the finding of truly virgin lands is a rather difficult task, because many meadows were repeatedly plowed and/or rehabilitated after the accident. The purpose of this study was to develop a quantitative criterion for the detection of virgin soil areas using a portable gamma-ray spectrometer-dosimeter. To achieve this, we have conducted a statistical analysis of published and new data on the use of in situ gamma-ray spectrometry in radioactively contaminated territories of the Bryansk region of Russia and the Gomel region of Belarus in 2015–2018. The sample contains results of decoding 60 gamma spectra recorded at a height of 1 m above the ground in virgin meadows, cultivated lands and forests. Based on the performed analysis, a quantitative dosimetric criterion is proposed for in situ identification of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter. The article presents an algorithm for searching a virgin plot.

Key words: virgin soil, ^{137}Cs , ambient dose equivalent rate, build-up factor, in situ.

References

- Golikov VYu, Balonov MI, Jacob P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2002;41(10): 185–193.
- Golikov VYu. Dosimetry of external population exposure: a comparison of the Chernobyl and Fukushima accidents. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 27–37 (In Russian).
- Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo SK, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.
- Ramzaev VP, Barkovsky AN, Varfolomeeva KV. Vertical distribution of ^{137}Cs in soddy-podzolic sandy soil in grasslands and forests of the Bryansk region in 2015–2016. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(3): 27–41 (In Russian).
- Ramzaev V, Bernhardsson C, Dvornik A, Barkovsky A, Vodovator A, Jönsson M, et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on in situ and ex situ assessments in 2016–2018. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;214–215: 106168.
- Barnekow U, Fesenko S, Kashparov V, Kis-Benedek G, Matisoff G, Onda Yu, et al. Guidelines on Soil and Vegetation Sampling for Radiological Monitoring. Technical Reports Series, No. 486. IAEA, Vienna. 2019.
- Ramzaev V, Bernhardsson C, Barkovsky A, Romanovich I, Jarneborn J, Mattsson S, et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $H^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation. *Radiation Measurements*. 2017;107: 14–22.
- Ramzaev V, Barkovsky A, Bernhardsson C, Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(1): 18–29.
- Ramzaev VP, Barkovsky AN. Correlation between calculated and measured values of gamma dose rate in air in forests contaminated with ^{137}Cs : the remote period after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2019;12(4): 37–46 (In Russian).

Received: April 20, 2020

Valery P. Ramzaev

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal Radiological Centre, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. Method for identifying areas of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020. Vol. 13, No. 2. P. 123-128. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2020-13-2-123-128

Правила для авторов журнала «Радиационная гигиена»

Научно-практический журнал «Радиационная гигиена» был основан в 2008 г. Журнал представляет собой издание научно-теоретической и практической ориентации, направленное на публикацию оригинальных исследований, экспериментальных, теоретических статей, обзоров, кратких сообщений, дискуссионных статей, отчетов о конференциях, рецензий на работы по актуальным вопросам радиационной гигиены, писем в редакцию, хроники событий научной жизни. Тематика журнала включает актуальные вопросы и достижения в области радиационной гигиены и санитарного надзора за радиационной безопасностью.

Полные тексты электронных версий статей представлены на сайтах Научной электронной библиотеки www.elibrary.ru и официальном сайте журнала «Радиационная гигиена» www.radhyg.ru.

Журнал «Радиационная гигиена» входит в перечень российских рецензируемых научных журналов, рекомендованных ВАК РФ, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученых степеней доктора и кандидата наук. Работы для опубликования в журнале должны быть представлены в соответствии с данными требованиями:

1. Материалы, представляемые в статье, не должны быть ранее опубликованными в других печатных изданиях. Авторам следует информировать редакцию журнала о том, что какие-то части этих материалов уже опубликованы и могут рассматриваться как дублирующие. В таких случаях в новой статье должны быть ссылки на предыдущие работы. Копии таких материалов прилагаются к рукописи, чтобы редакция имела возможность принять решение, как поступить в данной ситуации. Не допускается направление статей, которые уже напечатаны в других изданиях или представлены для печати в другие издательства.

2. Редакция имеет право вести переговоры с авторами по уточнению, изменению, сокращению рукописи.

3. Редакция оставляет за собой право сокращать и редактировать представленные работы. Все статьи, поступающие в редакцию журнала, проходят рецензирование в соответствии с требованиями ВАК.

4. Статья должна сопровождаться официальным направлением учреждения, в котором выполнена данная работа. В официальном направлении должны быть перечислены фамилии всех авторов и указано название работы. Должно быть экспертное заключение об отсутствии ограничений на публикацию материала в открытой печати и виза научного руководителя на первой странице статьи. Статья должна быть подписана всеми авторами.

5. Рукописи авторам не возвращаются.

6. **Рукописи, оформленные не в соответствии с правилами, к публикации не допускаются.**

7. Объем обзорных статей не должен превышать 20 страниц машинописного текста. Оригинальных исследований, исторических статей – 15 страниц, исторических и дискуссионных статей – 10, отчетов о конференциях, кратких сообщений и заметок из практики – 5 страниц.

8. Текст статьи печатается на одной стороне листа формата А4 шрифтом Times New Roman кеглем 14, с межстрочным интервалом 1,5. Ориентация книжная (портрет) с полями слева – 2,5 см, сверху – 2 см, справа – 1,5 см, снизу – 2 см. Нумерация страниц – сверху в центре, первая страница без номера. Формат документа при отправке в редакцию – .doc или .docx.

9. Статьи следует присылать в редакцию в электронном виде по адресу: journal@niirg.ru в формате MS Word с приложением сканированных копий направительного письма и

первой страницы статьи с подписью всех авторов статьи в формате pdf. Печатный экземпляр рукописи, подписанный авторами, и оригинал направительного письма отсылается по почте в адрес редакции.

10. **Титульный лист** должен содержать:

- название статьи (оно должно быть кратким и информативным, не допускается использование сокращений и аббревиатур, а также торговых (коммерческих) названий приборов, медицинской аппаратуры и т.п.);

- фамилию и инициалы автора(ов);

- наименование учреждений, в которых работают авторы с указанием ведомственной принадлежности (Роспотребнадзор, Минздрав России, РАМН и т.п.), город, страна (префиксы учреждений, указывающие на форму собственности, статус организации (ГУ ВПО, ФГБУ, ФБУН и т.д.) не указываются);

- рядом с фамилией автора(ов) и названием учреждения цифрами в верхнем регистре обозначается, в каком учреждении работает каждый из авторов. Если все авторы работают в одном учреждении, указывать место работы каждого автора отдельно не нужно;

- вся информация предоставляется на русском и английском языках. Фамилии авторов нужно транслитерировать по системе BGN (Board of Geographic Names), представленной на сайте www.translit.ru. **Указывается официально принятый английский вариант наименования организаций!**

11. На отдельном листе указываются сведения об авторах: фамилия, имя, отчество (полностью) на русском языке и в транслитерации, ученая степень, ученое звание, должность в учреждении/учреждениях, рабочий адрес с почтовым индексом, рабочий телефон и адрес электронной почты всех авторов. Сокращения не допускаются.

12. После титульного листа размещается резюме статьи на русском и английском языках (объемом не менее 250 слов каждая). Резюме к оригинальной научной статье должно иметь следующую структуру: цель, материалы и методы, результаты, заключение. Все пишется сплошным текстом, без выделения абзацев. Для остальных статей (обзор, лекция, дискуссия) резюме должно включать краткое изложение основной концепции статьи, по сути краткое изложение самой статьи. **Резюме не должно содержать аббревиатур и сокращений, кроме общепринятых в мировой научной литературе.** Резюме является независимым от статьи источником информации для размещения в различных научных базах данных. **Обращаем особое внимание на качество английской версии резюме!** Оно будет опубликовано отдельно от основного текста статьи и должно быть понятным без ссылки на саму публикацию. В конце приводятся **ключевые слова или словосочетания на русском и английском языках** (не более 12) в порядке значимости. **Ключевые слова также не должны содержать аббревиатур и сокращений.**

13. Текст оригинального научного исследования должен состоять из введения и выделяемых заголовками разделов: «Введение», «Цель исследования», «Задачи исследования», «Материалы и методы», «Результаты и обсуждение», «Выводы» или «Заключение», «Литература».

В разделе «Материалы и методы» должны быть четко описаны методы и объекты исследования, источники и вид ионизирующего излучения, дозы, мощность дозы, условия облучения и т.д.

В разделе «Материалы и методы» должны быть четко описаны методы и объекты исследования, источники и вид ионизирующего излучения, дозы, мощность дозы, условия облучения и т.д.

14. Если в статье имеется описание наблюдений на человеке, не используйте фамилии, инициалы больных или номера историй болезни, особенно на рисунках или фотографиях. При изложении экспериментов на животных укажите, соответствовало ли содержание и использование лабораторных животных правилам, принятым в учреждении, рекомендациям национального совета по исследованиям, национальным законам.

15. Все радиационные единицы следует приводить в международной системе единиц измерения (СИ) (см.: ГОСТ – 8.417 – 81 ГСИ. Единицы физических величин»; В.И. Иванов В.П. Машкович, Э.М. Центр. Международная система единиц (СИ) в атомной науке и технике: Справочное руководство. М.: Энергоиздат, 1981. 200 с.). Все результаты измерений, приводимых в статье, должны быть выражены только в системе СИ.

16. При описании методики исследования можно ограничиться указанием на существо применяемого метода со ссылкой на источник заимствования, в случае модификации – указать, в чем конкретно она заключается. Оригинальный метод должен быть описан полностью.

17. При первом упоминании терминов, неоднократно используемых в статье (однако не в заголовке статьи и не в резюме), необходимо давать их полное наименование и сокращение в скобках, в последующем применять только сокращение, однако их применение должно быть сведено к минимуму. Сокращение проводится по ключевым буквам слов в русском написании, например: источник ионизирующего излучения (ИИИ) и т. д. Тип приборов, установок следует вводить на языке оригинала, в кавычках; с указанием (в скобках) страны-производителя. Например: использовали спектрофотометр «СФ-16» (Россия), спектрофлуориметр фирмы «Hitachi» (Япония). Малоупотребительные и узкоспециальные термины также должны быть расшифрованы.

18. Таблицы должны содержать только необходимые данные и представлять собой обобщенные и статистически обработанные материалы. Каждая таблица снабжается заголовком и вставляется в текст сразу после ссылки на нее.

19. Иллюстрации должны быть четкие, контрастные. Цифровые версии иллюстраций должны быть сохранены в отдельных файлах в формате Tiff, с разрешением 300 dpi и последовательно пронумерованы. Подписи должны быть размещены в основном тексте. Перед каждым рисунком, диаграммой или таблицей в тексте обязательно должна быть ссылка. В подписях к микрофотографиям, электронным микрофотографиям обязательно следует указывать метод окраски и обозначать масштабный отрезок. Диаграммы должны быть представлены в исходных файлах. Рисунки (диаграммы, графики) должны иметь подпись всех осей с указанием единиц измерения СИ. Легенда выносится за пределы рисунка.

20. Необходимо оформлять подписи к рисункам и таблицам, тексты внутри них на русском и на английском языках.

21. **Библиографические ссылки** в тексте должны даваться цифрами в квадратных скобках в соответствии со списком литературы в конце статьи.

Пример: В тексте: Общий список справочников по терминологии, охватывающий время не позднее середины XX века, даёт работа библиографа И.М. Кауфмана [59].

Если авторы не указаны, в отсылке указывают название документа, при необходимости указывают год издания, страницы.

Сведения в отсылке разделяют точкой и запятой.

Нумеруйте ссылки последовательно, в порядке их первого упоминания в тексте (не по алфавиту)! Для оригинальных научных статей – не менее 15–20 источников, для лекций и обзоров – не более 60 источников, для других статей – не более 15 источников.

22. К статье прилагаются на отдельном листе **два списка литературы.**

23. **В первом списке литературы (Литература)** библиографическое описание литературных источников должно соответствовать требованиям ГОСТ 7.0.5-2008 «Библиографическая ссылка. Общие требования и правила составления».

Ссылки на неопубликованные работы не допускаются.

24. **В списке литературы не следует указывать постановления, законы, санитарные нормы и правила, другие нормативно-методические документы.** Указания на них следует размещать в сносках или внутритекстовых ссылках. Сноски и внутритекстовые ссылки следует представить и на английском языке, написав после английского описания язык текста (In Russ.).

Примеры внутритекстовых ссылок:

.....согласно Норм радиационной безопасности (НРБ 99/2009): (СанПиН 2.6.1.2523 – 09) [перевод на английский язык (In Russ.)]. Илисогласно ГОСТ Р 5177212001. Аппаратура радиоэлектронная бытовая. Входные и выходные параметры и типы соединений. Технические требования [перевод на английский язык (In Russ.)].

Подстрочные ссылки (сноски):

¹ СанПиН 2.2.4.3359-16 «Санитарно-эпидемиологические требования к физическим факторам на рабочих местах» [Sanitary Regulations and Standards 2.2.4.3359-16 «Sanitary and epidemiological requirements for physical factors in the workplace» (In Russ.)]

¹ МУ 2.6.1.2944-11. Контроль эффективных доз облучения пациентов при медицинских рентгенологических исследованиях. М.: Роспотребнадзор, 2011. 40 с. [Methodical guidelines 2.6.1.2944-11 “Control of the patient effective doses from medical X-ray examinations”. Moscow, Rosпотребнадзор, 2011, 40 p. (In Russ.)]

ПРИМЕРЫ БИБЛИОГРАФИЧЕСКИХ ССЫЛОК

Литература

Если имеется 3–4 автора, то указываются все. Если от 5 и больше – первые три автора, затем ставится «и др.».

Книги и брошюры:

Сергеев И.В., Смирнова Т.П., Исаков М.Н. Лучевая диагностика в России. СПб.: НИИРГ, 2007. 123 с.

Jenkins P.F. Making sense of the chest xray: a handson guide. New York: Oxford University Press; 2005. 194 p.

Iverson C., Flanagan A., Fontanarosa P.B. et al. American Medical Association manual of style. 9th ed. Baltimore (MD): Williams & Wilkins; 1998. 660 p.

Многотомные издания или на часть книги:

Пивинский Ю.Е. Общие вопросы технологии // Неформальные огнеупоры. М., 2003. Т. 1, кн. 1. С. 430–447.

Глава или раздел из книги:

Зайчик А.Ш., Чурилов Л.П. Основы общей патофизиологии // Основы общей патологии: учеб. пособие для студентов медвузов. СПб.: ЭЛБИ, 1999. Ч. 1., гл. 2. С. 124–169.

Riffenburgh R.H. Statistics in medicine. 2nd ed. Amsterdam (Netherlands): Elsevier Academic Press; 2006. Chapter 24, Regression and correlation methods; p. 447–86.

Ettinger S.J., Feldman E.C. Textbook of veterinary medicine: diseases of the dog and cat. 6th ed. St. Louis (MO): Elsevier Saunders; 2005. Section 7, Dietary considerations of systemic problems; p. 553–98.

Статьи из журнала, сборника:

Стамат И.П., Стамат Д.И. К обоснованию нормативов по содержанию природных радионуклидов в облицовочных изделиях и материалах // Радиационная гигиена. 2009. Т. 2, №1. С. 46-52.

Bailliff I.K., Slim H.A. Development of reference database for gamma dose assessment in retrospective luminescence dosimetry // Radiation Measurements. 2008. Vol. 43. P. 859–863.

Из сборника конференций (тезисы):

Кушинников С.И., Цапалов А.А. Проблемы достоверности оценки среднегодовой ЭРОА радона при радиационно-гигиеническом обследовании помещений. Сборник докладов и тезисов науч.-практ. конф. «Актуальные вопросы обеспечения радиационной безопасности на территории Российской Федерации», Москва, 25-26 октября 2007. М., 2007. С. 50-51.

Ссылки на Интернет-ресурсы:

Официальный сайт Медицинского радиологического научного центра РАМН (МРНЦ РАМН). URL: <http://www.mrrc.obninsk/> (дата обращения: 19.02.2010).

Дубнер П.Н. Англо-русский статистический глоссарий: основные понятия/ URL: <http://masters.donntu.org/2002/fvti/spivak/library/book2/book2.htm> (дата обращения: 16.06.2019)

Ссылки на статьи с DOI:

Маткевич Е.И., Сеницын В.Е., Зеликман М.И. и др. Основные направления снижения дозы облучения пациентов при компьютерной томографии. REJR. 2018. Т.8, №3. С. 60-73. DOI:10.21569/2222-7415-2018-8-3-60-73.

Статьи, принятые к печати, но еще не вышедшие:

Горский Г.А., Еремин А.В., Стамат И.П. О необходимости радиационного обследования зданий после окончания строительства, капитального ремонта или реконструкции. Радиационная гигиена, 2010. Т. 3, № 1. Деп. 10.02.2010 г.

Патенты:

Карамуллин М.А., Шутко А.Н., Сосюкин А.Е. и др. Пат. № 2268031 Российская Федерация, МПК А61Н23.00. Способ коррекции отдаленных последствий радиационного воздействия в малых дозах. опубл. 20.01.2006, БИ № 02.

Из газеты:

Фомин Н.Ф., Иванович Ф.А., Веселов Е.И. Выдающийся ученый, педагог, воспитатель. // Воен. врач, 1996. № 8 (1332) С. 5.

Фомин Н.Ф., Иванович Ф.А., Веселов Е.И. Выдающийся ученый, педагог, воспитатель. // Воен. врач, 1996. № 8 (1332). 5 сент.

Диссертация и автореферат диссертации:

Фенухин В.И. Этнополитические конфликты в современной России: на примере Северо-Кавказского региона: дис.... канд. полит. наук: защищена 22.01.02: утв. 15.07.02. М., 2002. 215 с.

Кадука М.В. Роль грибов в формировании дозы внутреннего облучения населения после аварии на Чернобыльской АЭС: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2001. 23 с.

25. Второй список литературы (References) полностью соответствует первому списку литературы. Оформляется в соответствии с Ванкуверским стилем (Vancouver Style). При этом в библиографических источниках на русском языке фамилии и инициалы авторов должны быть транслитерированы. Название работы переводится на английский язык.

Иностранные библиографические источники из первого списка полностью повторяются во втором списке. Более подробно правила представления литературных источников во втором списке представлены ниже.

Примеры:

Статья 1-6 авторов

Petitti DB, Crooks VC, Buckwalter JG, Chiu V. Blood pressure levels before dementia. *Arch Neurol*. 2005 Jan;62(1):112-6.

Статья 7 и более авторов (указываются первые 6 авторов, далее «, et al.»)

Hallal AH, Amortegui JD, Jeroukhimov IM, Casillas J, Schulman CI, Manning RJ, et al. Magnetic resonance cholangiopancreatography accurately detects common bile duct stones in resolving gallstone pancreatitis. *J Am Coll Surg*. 2005 Jun;200(6): 869-75.

Статья в электронном журнале

Errami M, Garner H. A tale of two citations. *Nature*. 2008;451(7177): 397–399. Available from: <http://www.nature.com/nature/journal/v451/n7177/full/451397a.html> [Accessed 20 January 2015].

Read B. Anti-cheating crusader vexes some professors. *Chronicle of Higher Education*. 2008;54(25). Available from: <http://global.factiva.com/> [Accessed 18 June 2015].

Статья в электронном журнале с DOI:

Kanneganti P, Harris JD, Brophy RH, Carey JL, Lattermann C, Flanagan DC. The effect of smoking on ligament and cartilage surgery in the knee: a systematic review. *Am J Sports Med* [Internet]. 2012 Dec;40(12): 2872-8. Available from: <http://ajs.sagepub.com/content/40/12/2872> DOI: 10.1177/0363546512458223 [Accessed 19 Feb 2013]

Книга (печатная)

Carlson BM. Human embryology and developmental biology. 4th ed. St. Louis: Mosby; 2009. 541 p.

Книга (электронная)

Shreeve DF. Reactive attachment disorder: a case-based approach [Internet]. New York: Springer; 2012. 85 p. Available from: <http://ezproxy.lib.monash.edu.au/login?url=http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-1647-00363546512458223> [Accessed 2 Nov 2012]

Отчет официальной организации (государственный, ведомственный, пр.).

Rowe IL, Carson NE. Medical manpower in Victoria. East Bentleigh (AU): Monash University, Department of Community Practice; 1981. 35 p. Report No.: 4.

Leatherwood S. Whales, dolphins, and porpoises of the western North Atlantic. U.S. Dept. of Commerce. Report number: 63, 2001.

Веб-страница

Diabetes Australia. Diabetes globally [Internet]. Canberra ACT: Diabetes Australia; Available from: <http://www.diabetesaustralia.com.au/en/Understanding-Diabetes/DiabetesGlobally/> [Accessed Nov 5 2012].

European Space Agency. Rosetta: rendezvous with a comet. Available from: <http://rosetta.esa.int> [Accessed 15 June 2015].

Из сборника конференций (тезисы)

Wittke M. Design, construction, supervision and long-term behaviour of tunnels in swelling rock. In: Van Cotthem A, Charlier R, Thimus J-F, Tshibangu J-P. (eds.) Eurock 2006: multiphysics coupling and long term behaviour in rock mechanics:

Proceedings of the International Symposium of the International Society for Rock Mechanics, EUROCK 2006, 9–12 May 2006, Liège, Belgium. London: Taylor & Francis; 2006. P. 211–216.

Стандарт

British Standards Institution. BS EN 1993-1-2:2005. Eurocode 3. *Design of steel structures. General rules. Structural fire design*. London: BSI; 2005.

Методические рекомендации/руководство

National Institute for Health and Care Excellence (NICE), Tuberculosis: NICE Guideline [NG33]. 2016. Available from: <https://www.nice.org.uk/guidance/ng33/resources/tuberculosis-1837390683589> [Accessed 27 May 2017].

Ответственность за правильность изложения библиографических данных возлагается на автора.

Все статьи печатаются в журнале бесплатно.

Статьи направляются по адресу: 197101, г. СанктПетербург, ул. Мира, д. 8, Федеральное бюджетное учреждение науки «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева». Редакция журнала «Радиационная гигиена» и по email: journal@niirg.ru.

Справки по телефону: (812) 2334283 и (812) 2335016 (редакция журнала «Радиационная гигиена»).

Факс: (812) 2335363, 2334283.