

Методы анализа эффективности дезактивации территории префектуры Фукусима (Япония)

В статье рассмотрены вопросы оценки радиологической и экономической эффективности дезактивации, как меры ликвидации последствий радиационного загрязнения в малонаселенных жилых районах префектуры Фукусима (Япония). Целью проводимого исследования ставилось выявление реальных эффектов по улучшению радиационной обстановки и снижению доз облучения для населения за счет проводимых мероприятий по дезактивации радиационно загрязненных территорий и их сравнение с официально заявленными показателями. На основании полученных результатов ставилась также задача оценить ожидаемую стоимость затрат на дезактивацию рассматриваемых в статье территорий и ее экономическую эффективность в соответствии с официальными международными рекомендациями. Ранее результаты подобных исследований по Японии не публиковались как и данные о реальной величине предотвращенной дозы облучения за счет проводимых мероприятий по дезактивации. Ключевой целью исследования ставилось оценить саму необходимость проведения дезактивации в малонаселенных районах префектуры Фукусима ввиду в связи с относительно невысокими значениями радиационного фона на этих территориях и значительными сопутствующими финансовыми затратами.

В качестве исходных материалов для исследования использовались данные из регулярно публикуемых в открытом доступе Министерством защиты окружающей среды Японии отчетов и презентаций о ходе восстановительных работ в зонах эвакуации в окрестностях АЭС «Фукусима-1», а также данные о текущей радиационной обстановке на территории Японии, которые открыто публикуются Комиссией по ядерному регулированию Японии. В ходе исследования проводилось физико-математическое моделирование изменения

радиационной обстановки в одном из районов в окрестностях АЭС «Фукусима-1», обусловленное одновременного воздействия ряда природных и антропогенных факторов. При разработке математической модели, описываемой в статье, использовались также эмпирические зависимости, полученные сторонними исследователями в результате анализа последствий аварии на Чернобыльской АЭС 1986 года.

По результатам исследования были получены оценки текущих, прогнозируемых, а также предотвращенных за счет проведенной дезактивации и временного отселения доз облучения жителей одного из муниципалитетов префектуры Фукусима. Оценены суммарные и усредненные финансовые затраты на единицу предотвращенной дозы облучения для различных сценариев проведения мероприятий по защите населения, включая долгосрочную и краткосрочную эвакуацию и дезактивацию загрязненных территорий. Представлены оценки эффективности дезактивации и отселения жителей муниципалитета на основе сопоставления связанных с ними затрат и выгод для государства.

Автор приводит свои доводы о низкой радиологической эффективности проводимых мероприятий по дезактивации и их несоответствии общепринятым в мировой практике принципам оптимизации затрат при предотвращении облучения населения. В то же время, признается, что в данном случае дезактивация позволила предотвратить возможные большие затраты для государства и достигла отдельных положительных социальных эффектов.

Ключевые слова: радиационная обстановка, радиационное загрязнение, дезактивация, экономическая эффективность, доза облучения.

Dmitriy V. Aron

Nuclear Safety Institute of the Russia Academy of Sciences (IBRAE), Moscow, Russia

The efficiency analysis methods of decontamination of Fukushima Prefecture territory (Japan)

The article deals with the problems of radiological and economic efficiency of decontamination procedures as a measure of eliminating radioactive contamination in scarcely populated residential areas of Fukushima Prefecture (Japan).

The objective of the research was to identify and compare with officially declared results the real effects of the decontamination measures on improving the radiation situation and reducing radiation doses for the population in Fukushima region. There was another objective of estimating the expected decontamination expenditure for these territories and the economic efficiency of this measure in accordance with the official international recommendations. The results of such kind of survey for Japan and actual values of the prevented doses due to the decontamination have not been published before. The key objective of this research was to assess the need for decontamination in sparsely populated areas of Fukushima Prefecture taking into account relatively low radiation background in these areas and significant associated financial losses.

The initial data for the research have been taken from the Environment Ministry (Japan) reports on the restoration progress in the NPP area. The data on the current radiation situation in Japan have been taken from the Japan Nuclear Regulatory Commission Internet publications. A mathematical modeling of the radiation situation in remediation territories near

Fukushima-1 NPP was carried out in the research taking into account the simultaneous impact of several natural and anthropogenic factors. This mathematical model is described in the article. Some empirical dependencies obtained after the Chernobyl accident were also used in it.

As the results of the research, the estimated values of actual, predicted and prevented by the decontamination and the resettlement measures doses to residents in one specific Fukushima prefecture municipality were presented. The total and average financial costs per unit of prevented exposure dose for different emergency measures scenarios were estimated, including long-term and short-term evacuation and decontamination. The estimated values of the decontamination and the resettlement effectiveness were presented based on the comparison of the public costs and benefits.

The author goes on to argue that radiological effectiveness of the decontamination measures was very low. He noted that the measures were inconsistent with the principles of cost optimization in the world radiation protection standards. However, at the same time, the decontamination measures made it possible to prevent possible high costs to the government, and some positive social effects were finally achieved.

Keywords: radiation condition, radioactive contamination, decontamination, economic efficiency, exposure dose.

Введение

Расширение сферы использования радиоактивных материалов в экономике, тяжёлые последствия аварий, имевших место в 1986 г. на Чернобыльской АЭС и в 2011 г. на АЭС «Фукусима-1», а также наличие потенциальной возможности осуществления террористических актов с применением радиоактивных веществ, способных привести к загрязнению густонаселенных территорий, предопределяют в научном сообществе значительный интерес к проблемам разработки и обоснования стратегий обеспечения радиационной безопасности. Предлагаемые сегодня подходы к их решению, закрепленные в утвержденных на международном уровне рекомендациях по организации реагирования в чрезвычайных ситуациях, связанных с воздействием радиационного фактора [1], в основном базируются на принципе экономической целесообразности. Согласно этому принципу, вмешательство в ход ситуации является обоснованным, если связанные с ним затраты, обеспечивающие снижение доз облучения, не превышают величины предотвращенного им потенциального вреда.

Как правило, величина вреда от радиационного фактора полагается пропорциональной дозе облучения, что следует из линейной беспороговой концепции, лежащей в основе оценок радиационного риска [2]. Экономический эквивалент вреда определяется из стоимости дозы облучения, оцениваемой пропорционально стоимости потерянных лет жизни, обусловленных этой дозой. В качестве показателя, в этом случае, используется либо величина индивидуальной либо коллективной дозы (полученной всеми лицами из наблюдаемой группы). В частности, в российских нормативных документах предла-

гается коллективную дозу в 1 чел.-Зв приравнять к потере 1 года человеческой жизни. При этом, цену 1 года жизни рекомендовано устанавливать на уровне не менее величины среднедушевого валового национального продукта [3].

Затраты на вмешательство обычно предлагается определять из стоимости произведенных работ по реабилитации загрязненной территории и защите населения от облучения. В их состав также могут быть включены косвенные издержки, связанные с остановкой производства, утратой материальных ценностей и некоторые другие [4].

В методических рекомендациях по обоснованию вмешательства [1] отмечается, что принцип его экономической целесообразности следует применять в основном при дозах облучения от 20 до 100 мЗв/год. При дозах облучения свыше 100 мЗв/год деятельность на загрязненной территории признается недопустимой, за исключением случаев, связанных со спасением людей и (или) предотвращением более тяжелых последствий. В подобных ситуациях вмешательство, с большой вероятностью, будет включать в себя и эвакуацию населения.

Вмешательство считается малообоснованным, если дозы облучения не превышают 20 мЗв/год [1]. Вместе с тем, практика управления ликвидацией последствий аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» свидетельствует, что достаточно радикальные меры вмешательства использовались уже в этом диапазоне довольно таки невысоких значений доз облучения населения. К ним специалисты относят, в частности, переселение 52,2 тыс. человек в период 1990–1991 гг. с загрязненных территорий Украины и Белоруссии при среднегодовой дозе облучения на тот момент чуть выше 5 мЗв/год. Стоимость

единицы предотвращенной дозы облучения от этой меры оценивается в 130 чел.-Зв, что не менее чем в 10 раз превысило среднедушевой ВВП этих регионов на тот момент [5].

Чрезмерно затратными выглядят и меры, которые предприняло правительство Японии по обеспечению радиационной безопасности в ряде муниципалитетов префектуры Фукусима, загрязненных в результате аварии на АЭС «Фукусима-1». В некоторых из них комплекс мер вмешательства был применен при дозах облучения на уровне 1–5 мЗв/год.

Вместе с тем, кажущаяся необоснованность такого вмешательства не всегда представляется очевидной. На наш взгляд, при оценке ее эффективности следует учитывать не только закономерности формирования ущерба от радиационного облучения, но и дополнительные издержки общества, связанные с компенсацией социально-психологических последствий вмешательства для населения.

В данной работе рассматриваются подходы к обоснованию вмешательства по территории муниципалитета Тамура префектуры Фукусима с учетом естественных закономерностей изменения радиационной ситуации и особенностей проводимой политики по обеспечению социально приемлемых условий проживания населения на подвергшихся загрязнению территориях.

1. Особенности вмешательства при радиационной аварии в префектуре Фукусима

В августе 2011 года Правительством Японии был принят акт «О специальных мерах по устранению радиационного загрязнения» [6], который вступил в силу в январе 2012 года. В соответствии с ним в ряде пострадавших зон планировалось провести работы

по дезактивации территории, целью которых, в перспективе, было снижение доз облучения жителей в них до уровня ниже 1 мЗв/год. К таким зонам был отнесен ряд территорий, относящихся к 11 муниципалитетам префектуры Фукусима, среднегодовые дозы облучения на которых не превышали 20 мЗв/год. Их жители были эвакуированы в 2011 году, преимущественно, в период протекания острой фазы аварии. Экономическая деятельность на этих территориях была полностью прекращена, когда масштаб последствий аварии был еще достоверно не определен.

К декабрю 2011 года Министерство защиты окружающей среды Японии выработало руководящие документы, которые включали подробные правила и инструкции для проведения всех видов и этапов работ по реабилитации территорий особой зоны дезактивации [7]. План мероприятий предполагал: определение районов для обследования; выявление зон загрязнения и определение для них видов дезактивации; проведение поэтапной дезактивации по составленному плану; сбор, вывоз и захоронение радиоактивного грунта; проверка радиационной обстановки на соответствие поставленным целям.

К началу 2016 года дезактивация была завершена в 6 муниципалитетах. Наиболее полная информация по процедуре проведения, составу и объемам работ в открытом доступе имеется по части территории муниципалитета Тамура, где мероприятия проводились с 5 июля 2012 по 28 июля 2013 года [8]. Дезактивации были подвергнуты только зоны постоянного проживания и частого посещения, а также прилегающие к ним сельхозугодия и лесные массивы. В ходе работ в муниципалитете Тамура, где до аварии проживало порядка 400 человек (121 домохозяйство), было обработано око-

ло 2 км² лесных территорий, 1,3 км² фермерских угодий, 97 км дорог и 228 тыс. м² частных и муниципальных зданий и придомовых территорий. Суммарные затраты на проведение дезактивации можно приближенно оценить по заявленным объемам работ (120000 чел.-дней [8]) и среднестатистической стоимости труда в Японии для рабочего персонала (28,3 долл. США/час [9]). Полученное значение в 27,2 млн. долл. США можно принимать за нижнюю оценку, так как в нее не входят затраты на расходные материалы и, по-видимому, работы по захоронению грунта.

По завершению дезактивации на каждом из участков уровни мощности дозы сравнивались с измеренными значениями до начала дезактивации, и по их соотношению оценивалась ее эффективность. Дополнительно качество дезактивации оценивалось по снижению уровней загрязнения поверхностей, но совокупный эффект определялся по контрольным измерениям мощности дозы до и после обработки участков. Дополнительные контрольные измерения проводились в сентябре-октябре 2013 года по всей территории муниципалитета. Они показали, что среднее значение мощности дозы в районе проведения дезактивации снизилось с 0,63 до 0,4 мкЗв/час и к сентябрю-октябрю 2013 года достигло 0,34 мкЗв/час.

Основной задачей дезактивации являлось снижение уровня радиационного фона в перспективе до 0,23 мкЗв/час. С учетом фактора экранирования (за счет того, что часть жизни жители прибывают в домах, где облучение ниже, средняя доза для них составит 0,6 от дозы под открытым небом) и естественного природного фона, это соответствует 1 мЗв/год индивидуальной дозы дополнительного облучения жителей.

При столь незначительном эффекте снижения радиационного фона стоимость работ и трудозатраты на дезактивацию кажутся неоправданно высокими.

Это связано с тем, что большой объем работ был проведен по тщательной дезактивации зданий, придомовых территорий и водосточных коммуникаций, начиная от верхних ярусов к нижним, с применением ручного труда. Значительные трудозатраты при этом были связаны с обеспечением безопасности работников и нераспространения радиоактивности в ходе проведения работ – огораживание мест дезактивации, отдельный сбор отложений при очистке разных ярусов зданий, сбор и фильтрация загрязненной технической воды и т.п.

Ручная дезактивация активно применялась при удалении пыли и отложений в местах общего пользования, на школьных и детских площадках, малых конструкциях, которые не вносили существенного вклада в общий радиационный фон. Выполнение подобных работ по удалению легкоснимаемой активности сводило к минимуму вероятность непосредственного контакта жителей с радиоактивными примесями после возвращения и риски вторичного загрязнения зон их проживания, однако, оно не могло заметно повлиять на радиационный фон в масштабах каждого района.

В тоже время, результаты замеров мощности дозы, которые служили для оценки уровня радиационного благополучия и степени снижения радиационного фона, производились преимущественно на открытых грунтах. Снижение средних показателей радиационного фона обеспечили работы по удалению загрязненного слоя земли, глубокая вспашка и прочие работы, которые позволяли обработать большие площади открытого грунта

с применением автоматизированных средств. Вследствие этого, многие неавтоматизированные работы по дезактивации зданий и придомовых территорий повышали общие затраты на дезактивацию и формально снижали ее экономическую эффективность.

Эффективность дезактивации зависит также и от закономерностей снижения дозы облучения вследствие распада радионуклидных загрязнителей в естественной среде.

Загрязнение территории после аварийного выброса в атмосферу радиоактивных примесей происходит в результате осаждения на почву радиоактивных аэрозолей, которые свободно переносятся с ветром на сотни километров от места их образования. Их осаждение может происходить с различной интенсивностью на разных поверхностях, с которых они могут впоследствии быть подняты вторично или смыты осадками. Большинство типов поверхностей и материалов в той или иной степени абсорбируют радиоактивные аэрозоли без возможности их полного удаления. После прохождения уже первых осадков радионуклиды проникают с водой в грунт и со временем распределяются в нем, как правило, с небольшим смещением максимума концентрации в глубину от поверхности. Постепенно вся легкоснимаемая активность перемещается в грунт, в том числе через различные дренажные коммуникации. В результате, именно поверхностные слои почвы и зоны скопления органического мусора становятся основными источниками внешнего облучения людей в населенных зонах.

Помимо этого, люди могут получать дозу за счет облучения от радионуклидов, попавших на кожу при контакте с загрязненными предметами и вследствие внутреннего облучения при потреблении загрязненных

радионуклидами продуктов питания и вдыхания радиоактивных аэрозолей вместе с воздухом. Дозы от этого облучения прогнозировать достаточно сложно, так как они зависят от поведения каждого человека в отдельности, вероятности вторичного подъема радиоактивных частиц примеси, степени их сцепления с поверхностью и вероятности попадания в пищеварительный тракт. Если дезактивация проводится с нарушением технологии ее проведения, то возрастает вероятность прямого контакта с радиоактивной пылью и аэрозолями как у ликвидаторов, так в перспективе и у жителей. На практике, если удалось исключить из рациона жителей местные продукты питания, а выпадения завершились достаточно давно, то дозы для населения оцениваются только по внешнему облучению, изменению мощности которого присущи некоторые закономерности.

Рассмотрим закономерности снижения доз от внешнего облучения без учета и с учетом дезактивации.

2. Модели оценки предотвращенной дозы облучения

После завершения выпадений радиоактивных примесей на почву, без активного внешнего воздействия, мощность дозы гамма-излучения или радиационный фон будет постепенно снижаться за счет двух факторов: естественного радиационного распада радионуклидов и их заглупления в почве. Динамику мощности дозы гамма-излучения в местах жизнедеятельности можно описать следующим выражением:

$$H(t) = H(0) \cdot F_{rad}(t) \cdot F_{deep}(t) \quad (1)$$

где $H(0)$ – мощность дозы гамма-излучения, измеренная на момент начала отсчета (после завершения активной фазы аварии и радиоактивных выпадений);

$F_{rad}(t)$ – фактор, определяющий

спад активности всех радионуклидов примеси и мощности дозы гамма-излучения от них в заданной точке ($F_{rad}(0) = 1$);

$F_{deep}(t)$ – фактор, определяющий спад мощности дозы гамма-излучения в заданной точке от всех техногенных радионуклидов в (на) почве за счет их заглупления и экранирования излучения верхними слоями ($F_{deep}(0) = 1$).

Почти для всех сценариев гипотетических радиационных аварий при выбросе и выпадении смеси радионуклидов фактор $F_{rad}(t)$ может быть описан следующим выражением:

$$F_{rad}(t) = \sum_i \psi_i(0) \cdot \exp(-\lambda_i \cdot t) = \sum_i \psi_i(0) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{1/2_i}} \cdot t\right), \quad (2)$$

где $\psi_i(0)$ – относительный вклад i -го нуклида в мощность дозы в точке измерения на момент $t = 0$;

λ_i – постоянная радиоактивного распада, а $T_{1/2_i}$ – период полураспада для i -го нуклида в смеси.

Фактор $F_{deep}(t)$ зависит как от химической формы выпадений, так и от типа и состояния почвы или поверхности. Для временных интервалов в несколько лет для его описания иногда используют экспоненциальную зависимость, однако для задач прогнозирования на десятки лет такой подход является неверным, так как на практике эффект активного заглупления проявляется только в течение первых лет, после чего спад резко замедляется. С учетом этого эффекта в работе [10] было предложено, а позднее использовано в [11] следующее выражение, которое более реалистично описывает динамику мощности дозы от радиоактивных изотопов цезия на почве в диапазоне от года до десятков лет:

$$F_{deep}(t) = a_1 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau_1} \cdot t\right) + a_2 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau_2} \cdot t\right), \quad (3)$$

где $\tau_1 = 1,5$ года, а $\tau_2 = 50$ лет; нор-

мировочные коэффициенты a_1 и a_2 подбираются индивидуально из условий и могут быть на практике определены по результатам наблюдения за динамикой мощности дозы.

Эти закономерности в поведении радионуклидов справедливы в отсутствие вмешательства. Однако, масштабная дезактивация, в ходе которой нарушается целостность почвы, удаляется верхний слой или добавляется чистый грунт поверх загрязненного, влияет на процесс дальнейшей миграции радионуклидов. В зависимости от типа проводимых работ, их миграция может быть ускорена или фактически приостановлена. Если в ходе удаления верхнего слоя грунта будут вскрыты уровни с высокой концентрацией радиоактивных отложений, то под воздействием осадков это может привести к активизации процессов заглужения [12]. Снижение мощности дозы за счет миграции радионуклидов в почве может практически прекратиться, если в результате дезактивации основная доля активности будет перемещена на большую глубину, например, в процессе глубокой вспашки. Какой именно из процессов будет преобладать, можно будет установить по изменению кривой спада мощности дозы после дезактивации. Эти процессы приводят к тому, что зависимость $F_{deep}(t)$ модифицируется. Формализованное выражение этой модификации можно получить путем нормирования функции (3) со смещением во времени:

$$F_{deep}^R(t, \tau, t_R) = F_{deep}(t + t_R) \cdot \frac{F_{deep}(\tau)}{F_{deep}(t_R)}, \quad \text{при } t > \tau \quad (4)$$

где τ – момент завершения проведения дезактивации на данном участке (время дезактивации отдельного небольшого участка предполагается также очень малым), t_R – временное смещение

фактора заглужения: при $t_R < \tau$ дезактивация провоцирует ускорение процессов заглужения радионуклидов по сравнению с текущим состоянием, а при $t_R > \tau$ дезактивация замедляет этот процесс.

Так как дезактивация не может влиять на закономерности радиационного распада, то зависимость «F»_»rad» «(t)» после ее проведения описывается выражением (2). С учетом этого, измерение мощности дозы после проведения дезактивации может быть представлено следующим выражением:

$$H_R(t) = \frac{H(0)}{f} \cdot F_{rad}(t) \cdot F_{deep}^R(t, \tau, t_R) \quad \text{при } t > \tau, \quad (5)$$

где f – кратность снижения уровня мощности дозы в результате дезактивации на малом участке.

3. Оценка предотвращенной дозы внешнего облучения в результате дезактивации в муниципалитете Тамура

Применяя рассмотренный подход, оценим прогнозируемые и предотвращенные за счет дезактивации дозы облучения населения в муниципалитете Тамура.

С учетом известных закономерностей изменения мощности дозы излучения в отсутствие дезактивации и после ее проведения (в выражениях (1) и (5) соответственно) предотвращенную индивидуальную дозу внешнего облучения D за период времени от момента t_1 до t_2 можно оценить следующим образом:

$$D = \int_{t_1}^{t_2} [H(t) - H_R(t)] dt, \quad (6)$$

где $H(t)$ – мощность дозы на территории без проведения мероприятий по снижению облучения, а $H_R(t)$ – при условии их проведения.

С учетом усредненных по территории района дезактивации результатов замеров мощности дозы облучения до и после проведения работ (0,55

и 0,32 мкЗв/час соответственно) с учетом вычета природного радиационного фона (0,08 мкЗв/час [13]) можно предположить, что кратность снижения мощности дозы за счет проведения дезактивации составила величину $f = 1,72$.

На основании имеющихся результатов измерений в этом районе, проведенных в первые месяцы после аварии, известно, что долгоживущие радионуклиды Cs-134 и Cs-137, которые полностью определяют радиационную обстановку в районе аварии в долгосрочном периоде, вносили вклад в дозу излучения в соотношении 0,811 к 0,189 соответственно [14, 15].

С учетом изотопного состава, динамика мощности дозы $H(t)$ в муниципалитете Тамура без внешнего вмешательства с момента радиоактивных выпадений (принимается $t = 0$) определяется, согласно уравнению (1). При этом, показатель радиационного распада оценивается по формуле:

$$F_{rad}(t) = 0,811 \cdot \exp(-0,3356 \cdot t) + 0,189 \cdot \exp(-0,02275 \cdot t), \quad (7)$$

где первый член описывает закономерности снижения мощности дозы в результате радиационного распада изотопа Cs-134, а второй – Cs-137. Коэффициенты в показателях экспонент являются справочными величинами, а относительные вклады в мощность дозы были рассчитаны из доступных данных [14, 15] о радиационном загрязнении данного района в первые месяцы после аварии.

Фактор заглужения $F_{deep}(t)$ определяется по формуле (3), в которой нормировочные коэффициенты $a_1 = 0,372$ и $a_2 = 0,628$ непосредственно взяты из [10] для условий аварийного выброса и выпадения примеси в ближней зоне (до 100 км) атомной станции. Очевидно, что $H_R(t) = H(t)$ до начала процедуры дезактивации ($0 \leq t \leq T_1$).

Значение $H(0)$ из выражения (5) подбирается таким

образом, чтобы среднее значение $H(t)$ за период с начала ($T_1 = 1,306$ лет) до завершения ($T_2 = 2,292$ лет) дезактивации на всей территории равнялось известной величине $0,55$ мкЗв/час. С учетом этого было установлено, что $H(0) = 1,078$ мкЗв/час.

Средняя мощности дозы излучения $H_R(t)$ в процессе проведения дезактивации ($T_1 < t < T_2$) определяется суммой мощностей доз на обработанных и еще не обработанных малых участках при равномерно уменьшающемся числе последних. Мощность дозы на каждом из малых участков снижается в f раз к моменту τ завершения дезактивации отдельного участка на большой территории. При $t \geq T_2$ усредненная мощность дозы по всей дезактивированной территории определяется закономерностями, описанными выражениями (2) и (3) для совокупности дезактивированных малых участков. Графики функций $H_R(t)$ и $H(t)$ представлены на рис. 1.

Эти закономерности могут быть представлены следующими выражениями:

$$H_R(t) = \begin{cases} H(t), & 0 \leq t \leq T_1 \\ H(t) \cdot \left(1 - \frac{t - T_1}{T_2 - T_1}\right) + \frac{1}{T_2 - T_1} \int_{T_1}^t \frac{H(0)}{f} \cdot F_{rad}(t) \cdot F_{deep}(t + t_R) \cdot F_{deep}(\tau) d\tau, & T_1 < t < T_2 \\ \frac{1}{T_2 - T_1} \int_{T_1}^{T_2} \frac{H(0)}{f} \cdot F_{rad}(t) \cdot F_{deep}(t + t_R) \cdot F_{deep}(\tau) d\tau, & T_2 \leq t \end{cases} \quad (8)$$

Для оценки значения параметра t_R были использованы результаты дополнительных замеров, проведенных практически одновременно по всей территории в момент $t = 2,54$ лет и показавших среднее значение $0,26$ мкЗв/час за вычетом природного фона. Параметр t_R

подбирается или вычисляется таким образом, чтобы соблюдалось условие $H_R(t = 2,54) = 0,26$ мкЗв/час, где $t = 2,54$ – момент проведения контрольного замера по всей территории дезактивации в годах с момента аварии, а $0,26$ мкЗв/час – их усредненное по муниципалитету значение за вычетом природного фона. Этим условиям вполне удовлетворяет широкий диапазон значений $t_R \geq 7$ лет, из чего можно сделать вывод, что после дезактивации фактор миграции радионуклидов в почве перестал влиять на динамику радиационной обстановки.

С учетом полученных зависимостей $H(t)$ и $H_R(t)$, несложно оценить все варианты доз внешнего облучения, которые жители муниципалитета Тамура могли получить вследствие аварии и предпринятых мер по ликвидации ее последствий, включая индивидуальные и коллективные дозы в отсутствие вмешательства, предотвращенные и остаточные после него дозы. В частности, оценить эффективную индивидуальную дозу для жителей Тамуры, в условиях отсутствия эвакуации и дезактивации можно интегрированием $H(t)$ за интересующий период

времени на основе следующего уравнения:

$$D_0 = K_э \int_{t_1}^{t_2} H(t) dt, \quad (9)$$

где $H(t)$ – динамика мощности дозы облучения в отсутствие вмешательства, определяемое уравнением (1);

t_1 и t_2 – границы временного периода накопления дозы;

$K_э$ – коэффициент экранирования, равный $0,6$.

Величина соответствующей коллективной дозы определяется как произведение индивидуальной дозы на количество проживающих жителей, равное 400 . На рис. 2 показано, как менялись бы в муниципалитете Тамура индивидуальные и коллективные дозы облучения жителей после аварии.

Согласно этому графику, уже на восьмом году (фактически с 2018 года) после аварии, без каких-либо защитных мер, индивидуальные ежегодные дозы внешнего облучения снизятся до значений менее 1 мЗв. За первые 10 лет коллективная доза для жителей составит порядка 7 чел.-Зв., а за первые 25 лет – около 11 чел.-Зв.

Отметим, что при величине среднедушевого ВВП Японии в $35-40$ тыс. долл. США ожи-

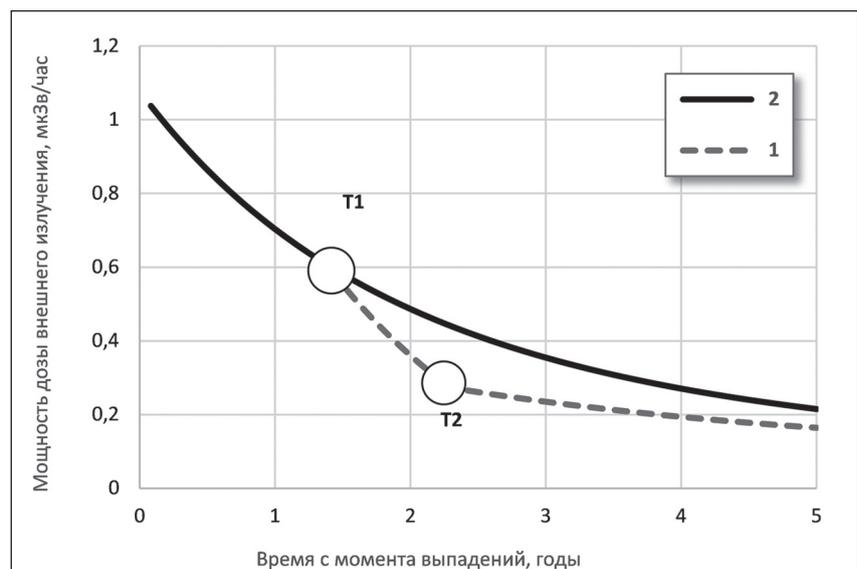


Рис. 1. Сравнительные графики динамики мощности дозы в муниципалитете Тамура: 1 – при проведении дезактивации $H_R(t)$; 2 – в предположении ее отсутствия $H(t)$. Моменты T_1 и T_2 – начало и окончание дезактивации

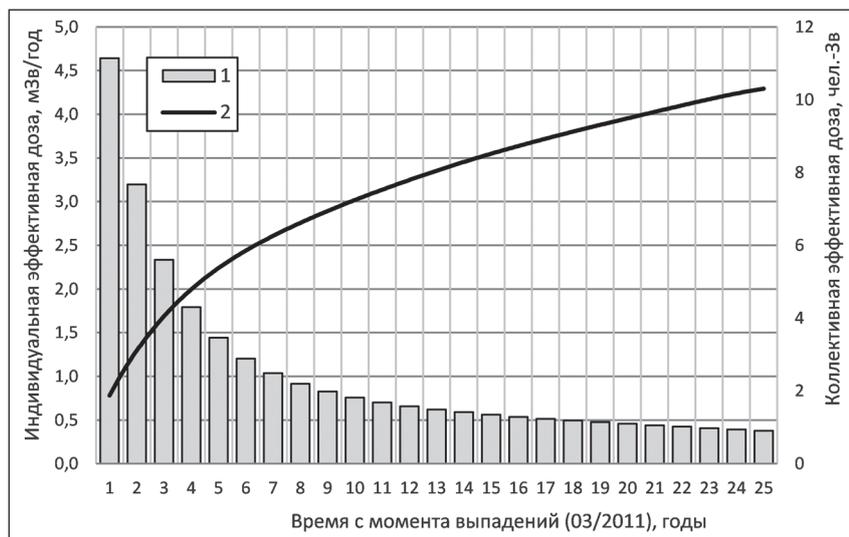


Рис. 2. Оценки доз обучения жителей без проведения эвакуации и дезактивации: «1» – индивидуальная накопленная доза за после аварии; «2» – динамика накопления коллективной дозы для данной группы жителей с момента аварии

было затрачено 120000 чел.-дней, то, в среднем, ежедневно облучению подвергалось 333 человека по 1/3 суток или 111 человек работало круглосуточно. С учетом этого, величину коллективной дозы ликвидаторов можно получить интегрированием зависимости $H_R(t)$ в уравнении (8) по диапазону $T_1 < t < T_2$ и умножением полученного результата на 111 без учета фактора экранирования, так как ликвидаторы работают преимущественно вне помещений. Оценка коллективной дозы ликвидаторов при таких предположениях составила 0,422 чел.-Зв.

даемый экономический эквивалент потерь населения при таких дозах мог находиться в пределах 250–400 тыс. долл. США.

Оценки остаточной после вмешательства (дезактивации и отселения либо только одного отселения) индивидуальной дозы облучения для жителей муниципалитета Тамура можно получить путем интегрирования зависимостей $H_R(t)$ и $H(t)$ с использованием аналога выражения (9) за интересующий период с момента возвращения жителей и с учетом фактора экранирования. Предотвращенная доза за это же время определяется на основе выражения (6). На рис. 3 представлены результаты расчета индивидуальной дозы облучения по годам и динамики накопления коллективной дозы в предположении, что возвращение жителей в муниципалитет Тамура произошло в апреле 2014 года после снятия ограничений на проживание.

Согласно представленным на рис. 3 зависимостям, уже на второй год после возвращения (то есть в 2015–2016 гг.) ежегодная индивидуальная доза для населения будет ниже 1 мЗв в случае дезактивации и на пятый год, в случае ее отсутствия. Таким образом,

эффект снижения индивидуальной дозы от проведения дезактивации составил менее 50%.

Для полноценного учета эффекта от дезактивации необходимо учесть коллективную дозу, которую получила группа ликвидаторов за время ее проведения. Ее величину приблизительно можно оценить, исходя из известных трудозатрат на дезактивацию. Если допустить, что работа шла с одинаковой интенсивностью 360 дней по 8 часов в день и всего

4. Оценка экономического эффекта дезактивации на примере муниципалитета Тамура

Как следует из графиков, представленных на рис. 3, предотвращенная дезактивацией коллективная доза, с учетом вычета дозозатрат ликвидаторов, за первые 10 лет после возвращения жителей составит 1,0 чел.-Зв., а за первые 25 лет – около 1,8 чел.-Зв. В пересчете на приведенную в разделе 3 стоимость затрат, это составляет примерно 27 и

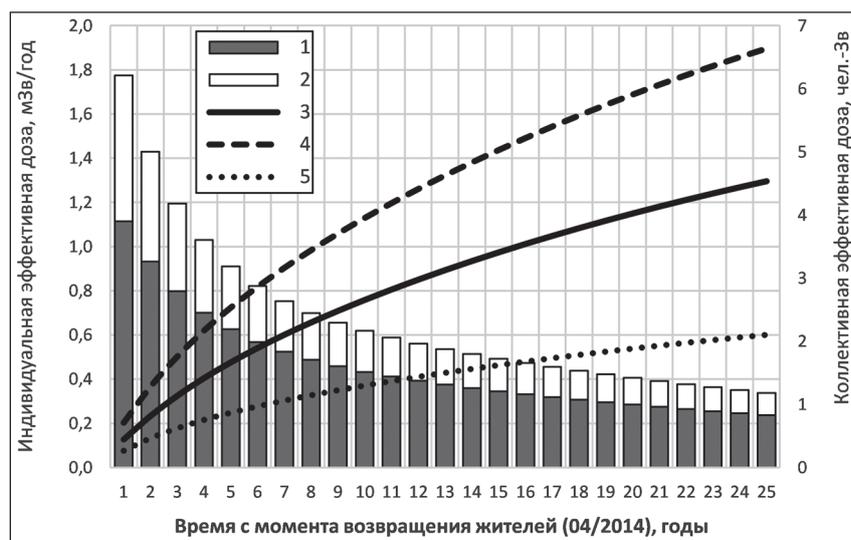


Рис. 3. Дозы обучения жителей после возвращения и при проведении дезактивации территории: «1» и «2» – индивидуальная и предотвращенная доза за каждый год после возвращения; «3» и «4» – динамика накопления коллективной дозы для данной группы жителей с момента возвращения с учетом и без учета дезактивации; «5» – динамика предотвращенной коллективной дозы

15 млн. долл. США на единицу предотвращенной коллективной дозы. Если сравнить вариант с возвращением населения в апреле 2014 года после дезактивации с гипотетическим вариантом, когда жители вовсе не были эвакуированы в марте 2011 года, то предотвращенная доза за первые 10 и 25 лет составила бы 2,0 и 4,2 чел.-Зв. В любом случае, стоимость предотвращения единицы коллективной дозы составит несколько миллионов долл. США, что значительно превышает среднестатистическую стоимость 1 года жизни жителя Японии, оцениваемой по величине ВВП на душу населения. Согласно принципу оптимизации затрат, дезактивация в этом случае была экономически нецелесообразна. Тем более, что целевые уровни облучения ниже 1 мЗв/год были бы достигнуты к 2018 году и в отсутствие дезактивации, только вследствие снижения мощности дозы облучения в результате естественных процессов.

Вместе с тем, на эффективность дезактивации в данном случае, оказали определенное влияние и дополнительные затраты, которые понесло государство в связи с эвакуацией населения. Рассматриваемая территория муниципалитета Тамура попала в зону принудительной эвакуации, что автоматически относит ее к зоне аварийного облучения населения, хотя дозовые нагрузки там были одни из самых низких в 20 км зоне атомной станции. Все эвакуированные жители ежемесячно получали пособия в сумме, эквивалентной 980 долл. США, которые они должны были перестать получать только после возвращения. Чтобы стимулировать возвращение, были предложены стимулирующие «подъемные» выплаты по 7200 долл. США на семью. На рис. 4 представлены сравнительные графики суммарных затрат на

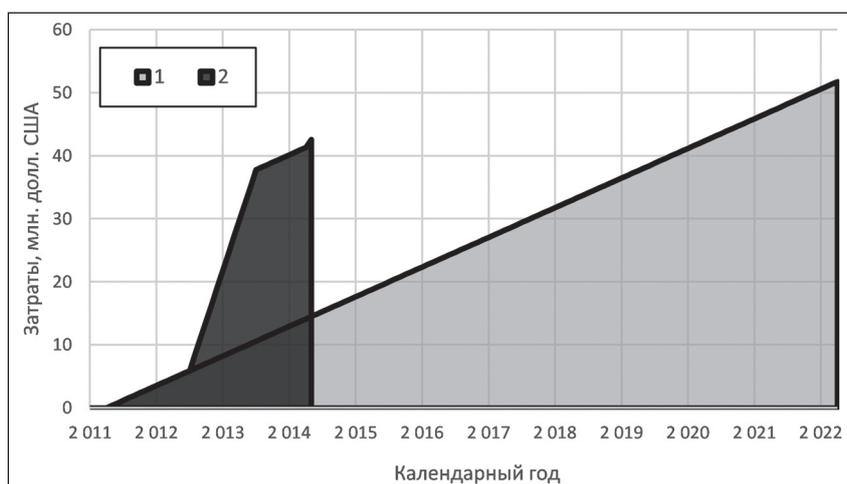


Рис. 4. Динамика суммарных затрат на компенсации и проведение дезактивации для муниципалитета Тамура: «1» – без проведения дезактивации и возвращения жителей; «2» – при проведении дезактивации и с возвращением в апреле 2014 года

пособия эвакуированным жителям с затратами на проведение дезактивации.

Из этих графиков вытекает, что, в случае успешного возвращения жителей в апреле 2014 года, суммарные затраты составили бы порядка 43 млн. долл. США с учетом предыдущих компенсаций и стимулирующих выплат. Эта сумма ко второй половине 2020 года сравнялась бы с суммой выплаченных компенсаций. Если бы дезактивация не была проведена, то, благодаря естественному снижению радиационного фона до 1 мЗв/год в 2018 году, можно было бы начать процедуру возвращения жителей. К этому моменту сумма выплаченных компенсаций достигла бы 30 млн. долл. США, но, по сравнению со сценарием при проведении дезактивации, не была бы восстановлена инфраструктура жилых районов и не устранена вероятность контакта жителей с радиоактивными отложениями и наносами, которые были профессионально удалены в ходе дезактивации. С этой точки зрения, проведение дезактивации значительно повысило шансы на возвращение жителей, а на фоне оплаченных сумм компенсаций даже столь высокая стоимость работ оправдывает себя уже в ближайшей перспективе.

Проведение мероприятий по дезактивации ряда жилых районов в префектуре Фукусима можно рассматривать как попытку властей, ценой значительных затрат, изменить статус этих территорий с районов аварийного облучения до статуса повседневного проживания с дозовыми нагрузками ниже 1 мЗв/год, что дало бы основания прекратить выплачивать компенсации и вернуть жителей из эвакуации. Так как в первые месяцы после аварии были приняты решения об экстренном закрытии доступа к территориям, часть которых не была подвержена серьезному загрязнению, то приостановить выплаты компенсаций и вернуть население без проведения восстановительных мероприятий уже было нельзя, не вызвав негативной реакции в обществе. Аналогично сегодня развивается ситуация с зонами отселения и ограниченного проживания в районе Чернобыльской АЭС, где продолжают выплачиваться компенсации жителям, проживающим на территориях, на которых уровни загрязнения и радиационная обстановка уже не являются превышенными. Отмена же выплаты компенсаций требует принятия непопулярных решений.

Следует учесть, что мероприятия в муниципалитете Тамура – первый опыт из намеченной серии работ на территориях, где радиационный фон не превысил 20 мЗв/год. Здесь были отработаны технологии и подходы к дезактивации, которые, вероятно, будут изменены или усовершенствованы, после оценки их эффективности, при дезактивации других территорий, в результате чего стоимость последующих работ будет снижена. Очевидно также, что в районах с большим уровнем загрязнения эффективность дезактивации будет выше, как и предотвращенная доза облучения.

Можно утверждать, что и при проведении дезактивации, и без нее, и даже в отсутствии эвакуации, жители данного района за все время последующего проживания не могли бы получить дозы внешнего облучения, которые привели бы к сколь-нибудь значимым негативным эффектам для их здоровья.

Заключение

Реализация на практике принципов оптимизации затрат при проведении дезактивации радиационно загрязненных территорий должно базироваться на объективном учете как всего комплекса последствий применения мер по обеспечению радиационной безопасности, так и закономерностей изменения радиационной обстановки вследствие протекания естественных природных процессов.

В составе таких последствий традиционно учитываются затраты, направленные на снижение радиационных рисков,

и предотвращенный таким образом ущерб. Вместе с тем, как показано в работе, на практике перечень затрат может быть значительно расширен. В него также целесообразно включить все расходы общества, связанные со снижением социальной напряженности среди населения пострадавших территорий. К ним следует отнести не только расходы на эвакуацию, но и компенсационные выплаты населению в период ее проведения и стимулирующие выплаты для возвращения к местам прежнего проживания, а также некоторые другие. Учет всех расходов объективно способствует смягчению норм радиационной безопасности (увеличению допустимого или экономически обоснованного остаточного уровня радиационного загрязнения территории). С точки зрения радиационных рисков такое смягчение не несет в себе значимых угроз для здоровья населения, но является экономически оправданным, поскольку в итоге ведет к снижению социальных издержек общества и государства за счет исключения ряда чрезмерно затратных мер и необходимости выплачивать сопутствующие компенсации.

Природные процессы, определяющие снижение концентрации загрязнения в естественной среде, могут существенно меняться под воздействием дезактивации как в течение периода ее проведения, так и по ее окончании в долгосрочной перспективе. Их учет может существенно уточнить оценки предотвратимого и остаточного уровней радиационного загрязнения пострадавшей территории и внести определенные коррективы в принимаемые решения

по обеспечению радиационной безопасности.

Обоснованность этих предложений подтверждена результатами анализа стратегий обеспечения радиационной безопасности на территориях префектуры Фукусима, в частности, в муниципалитете Тамура. Дезактивация дала крайне незначительный эффект по предотвращению внешнего облучения, что было ожидаемо при столь низкой плотности населения и изначально невысоких уровнях загрязнения на этой и прочих территориях, для которых была запланирована дезактивация. В то же время, среди ее положительных эффектов можно отметить: восстановление инфраструктуры и качественную очистку жилых зон; экономию дополнительной дозы облучения, которую могли получить жители в ходе самостоятельного устранения радиоактивных загрязнений после возвращения; снижение радиационного фона до целевых уровней, позволяющих более не считать данную территорию зоной аварийного облучения.

Если факт проведения дезактивации здесь будет иметь решающее значение для возвращения жителей из эвакуации, то, с учетом отказа от дальнейшей выплаты компенсаций, ее можно будет признать экономически эффективной мерой, обеспечивающей нормализацию социальной и радиологической обстановки в данном регионе.

По совокупности рассмотренных в работе фактов, следует признать, что в данном случае дезактивация в большей степени была нацелена на достижение социальных эффектов, нежели устранение радиационных рисков.

Литература

1. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. / Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К. Шандалы. М.: Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. 324 с.
2. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 26. – Ann ICRP. Oxford: Pergamon Press, 1977. Vol. 1. No 3. 86 p.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009), СанПиН 2.6.1.2523–09, Москва, 2009. С. 101.
4. *J. Brown*, Generic handbook for assisting in the management of contaminated inhabited areas in Europe following a radiological emergency. Part I: Decision-making framework. EURANOS(CAT1)-TN(07)-02 // UK 2007, Pp. 52–61.
5. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А* (ред.) и соавт. Радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
6. Act No 110 on Special Measures Concerning the Handling of Environmental Pollution by Radioactive Materials Discharged by the Nuclear Power Station Accident Associated with the Tohoku District – Off the Pacific Ocean Earthquake that Occurred on March 11, 2011 (on Special Measures Concerning the Handling of Radioactive Pollution) URL: http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/special_act.pdf?20130118.
7. Decontamination Guidelines. Ministry of the Environment. 2nd edition 2013. URL: http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/decontamination_guidelines_2nd.pdf.
8. Progress on Off-site Cleanup and Interim Storage in Japan. Ministry of the Environment of Japan. Japan 2016. P. 59 URL: http://josen.env.go.jp/en/pdf/progressseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf.
9. Statistical Yearbook of Japan 2012. Bureau of Statistics under the Ministry of Internal Affairs and Communications URL: <http://www.stat.go.jp/english/data/nenkan/back61/index.htmB>.
10. *P.Jacob, I.Lituraev*: EUR 16541 – Joint study project №5, Pathway analysis and dose distributions. Luxembourg, 1996. VIII. Pp.19–25. ISBN 92-827-5207-0.
11. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. World Health Organization. WHO Press. Geneva, 2013 P.172. ISBN: 978-92-4-150513-0.
12. ICRP, 2010. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116, Ann. ICRP 40 (2–5).
13. *Фурукава Масихиде, Реина Шигаки*. Значения гамма-фона на территории Японии до Великого Землетрясения на востоке Японии

References

1. Publikatsiya 103 Mezhdunarodnoi Komissii po radiatsionnoi zashchite (MKRZ). Translated from English / Eds. M.F. Kiseleva, N.K. Shandaly. Moscow: ООО PKF «Alana», 2009. 324 p.
2. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 26. – Ann ICRP. Oxford: Pergamon Press, 1977. Vol. 1. No 3. 86 p.
3. Normy radiatsionnoi bezopasnosti (NRB-99/2009), SanPiN 2.6.1.2523–09, Moskva, 2009. P. 101. (In Russ.)
4. *J. Brown*, Generic handbook for assisting in the management of contaminated inhabited areas in Europe following a radiological emergency. Part I: Decision-making framework. EURANOS(CAT1)-TN(07)-02 // UK 2007, P. 52–61.
5. *Aleksakhin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A* (Eds). et al. Radiatsionnye аварии: posledstviya i zashchitnye mery. Eds. L.A. Il'ina i V.A. Gubanova. Moscow: IzdAT, 2001. 752 p. (In Russ.)
6. Act No 110 on Special Measures Concerning the Handling of Environmental Pollution by Radioactive Materials Discharged by the Nuclear Power Station Accident Associated with the Tohoku District – Off the Pacific Ocean Earthquake that Occurred on March 11, 2011 (on Special Measures Concerning the Handling of Radioactive Pollution) URL: http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/special_act.pdf?20130118.
7. Decontamination Guidelines. Ministry of the Environment. 2nd edition 2013. URL: http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/decontamination_guidelines_2nd.pdf.
8. Progress on Off-site Cleanup and Interim Storage in Japan. Ministry of the Environment of Japan. Japan 2016. P. 59 URL: http://josen.env.go.jp/en/pdf/progressseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf.
9. Statistical Yearbook of Japan 2012. Bureau of Statistics under the Ministry of Internal Affairs and Communications URL: <http://www.stat.go.jp/english/data/nenkan/back61/index.htmB>.
10. *P.Jacob, I.Lituraev*: EUR 16541 Joint study project №5, Pathway analysis and dose distributions. Luxembourg, 1996. VIII. Pp.19–25. ISBN 92-827-5207-0.
11. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. World Health Organization. WHO Press. Geneva, 2013 P.172. ISBN: 978-92-4-150513-0.
12. ICRP, 2010. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116, Ann. ICRP 40 (2–5).
13. *Furukava Masikhide, Reina Shigaki*. Znacheniya gamma-fona na territorii Yaponii do Velikogo Zemletryaseniya na vostoке Yaponii 2011

2011 года. / Радиационная медицина катастроф. 2012. Т. 1. № 1–2. С. 11–16;

14. Fukushima Prefecture radioactivity measurement map (operated by Fukushima Prefecture) URL: <http://fukushima-radioactivity.jp/pc/>.

15. Monitoring information of environmental radioactivity level. Nuclear Regulation Authority (NRA), Japan. URL: <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>.

goda // Radiatsionnaya meditsina katastrof. 2012. Т. 1. № 1–2. P. 11–16. (In Russ.)

14. Fukushima Prefecture radioactivity measurement map (operated by Fukushima Prefecture) URL: <http://fukushima-radioactivity.jp/pc/>.

15. Monitoring information of environmental radioactivity level. Nuclear Regulation Authority (NRA), Japan. URL: <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>.

Сведения об авторе

Дмитрий Викторович Арон

Научный сотрудник

ФГБУН Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук (ИБРАЭ РАН), Москва, Россия

Эл. почта: aron@ibrae.ac.ru

Тел. (495) 955-24-66

Information about the author

Dmitriy V. Aron

Researcher

Nuclear Safety Institute of the Russia Academy of Sciences (IBRAE)

E-mail: aron@ibrae.ac.ru

Tel.: (499) 955-24-66