

## **О возможности оценки потенциальной радоноопасности территорий опробованием почв, грунтов и осадочных пород на $^{210}\text{Po}$ и $^{210}\text{Pb}$**

**Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Овсянникова Т.М.**  
(ФГУП «ВИМС», г. Москва, <http://www.u238.ru>; e-mail: [lab@u238.ru](mailto:lab@u238.ru))

Проблема определения радона ( $^{222}\text{Rn}$ ) в жилых и производственных помещениях по разным причинам остается актуальной как для населения, так и для специалистов разных отраслей.

Изучение полей радона было начато еще в сороковых годах прошлого века, когда эманационную съемку использовали для поисков и разведки месторождений радиоактивных руд. Впоследствии радоновый метод нашел применение при поисках других твердых полезных ископаемых, нефти и газа, при геологическом и геотектоническом картировании. Основные теоретические вопросы переноса радона в горных породах были освещены в работах И. Е. Старика, В. И. Баранова, А. С. Сердюковой, А. Г. Граммакова, Г. Ф. Новикова, Ю. П. Булашевича и других.

В последние десятилетия эти исследования получили развитие и в несколько ином направлении, тесно связанном с радиоэкологией, в частности, с проблемой оценки радоноопасности территорий под строительство жилых и производственных зданий и сооружений. Механизмы переноса радона в почвенно-грунтовых горизонтах, а также задачи измерения характеристик поля радона изучались И. М. Хайковичем, Л. А. Гулабянцем, И. В. Павловым, П. С. Микляевым и многими другими.

С начала 1990-х годов, когда было проведено районирование территории России по степени радоноопасности и принята Федеральная Целевая Программа «Радон», опубликовано множество работ по этой тематике, касающихся картирования потенциально опасных территорий, обследования жилья, производственных и социально-бытовых учреждений, методов измерения активности радона и его дочерних продуктов распада (ДПР), создания специализированной аппаратуры, влияния на поля почвенного и атмосферного радона различных природных факторов, определения радиационных рисков и т.п. В это же время принят ряд нормативных документов, регламентирующих и ограничивающих содержание радона в воздухе помещений [6, 7].

С началом массового строительства (особенно в Московском регионе) и появлением адаптированной аппаратуры потенциальную опасность территорий стали определять преимущественно по величине плотности потока радона (ППР) с поверхности грунта, которая, согласно «Допустимым уровням ионизирующего излучения радона на участках застройки. МГСН 2.02-96», не должна превышать  $80 \text{ мБк/м}^2\cdot\text{с}$  [1]. Кроме того, в соответствии с нормативными документами, предполагается определение удельной активности природных радионуклидов, в частности, радия ( $^{226}\text{Ra}$ ) и коэффициента эманирования радона в пробах грунтов, отобранных при инженерно-геологических изысканиях на территориях застройки.

В работе [5] показано, что значения эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона, превышающие допустимые уровни в десятки и сотни раз, обнаружены в жилых помещениях на территориях с интенсивным выделением радона. Так, в городе Лермонтов Ставропольского края в 1993 - 1997 годах в частных домах среднее значение ЭРОА радона составило  $540 \text{ Бк/м}^3$ , при этом средняя ППР с поверхности грунта в городе -  $260 \text{ мБк/м}^2\cdot\text{с}$ , что в 16 раз выше среднемирового уровня. В поселке Октябрьский Читинской области доля «неблагополучных» квартир в 1990 г. составила 13 %, в некоторых из них ЭРОА радона достигала 3 - 6  $\text{кБк/м}^3$  [5]. Радиационные риски, связанные с облучением радоном и его ДПР, в таких жилых помещениях сопоставимы с рисками персонала группы «А» [5].

По общему мнению всех, кто когда-либо занимался радоном, его перенос в горных породах, почвах, а также последующая эксхалация, являются сложными процессами, подверженными влиянию многочисленных природных факторов. Единых моделей, полностью описывающих эти явления, до настоящего времени не существует. Отметим только, что  $^{222}\text{Rn}$ , образующийся при распаде  $^{226}\text{Ra}$ , поднимается из глубины к дневной поверхности, чему способствуют (или препятствуют): диффузия за счет градиента концентрации радона; эффузия за счет градиента давления в массиве пород; тепло-газожидкостная конвекция, возникающая при

наличии геотермического градиента; газовая кавитация и поднятие пузырьков «геогаза» в заполненных водой порах; фильтрация и инфильтрация водных потоков; турбулентные эффекты в почвенном воздухе при изменении внешних метеорологических условий; флюктуации гидрогеодеформационного поля Земли; сейсмическая активность и др.

Все эти процессы, кроме молекулярной диффузии, трудно поддаются разделению и количественной оценке [19].

Основная причина пространственно-временных вариаций поля радона в породах и почвах (с фоновым содержанием  $^{226}\text{Ra}$ ) по мнению многих исследователей заключается в изменении метеорологических условий [9, 13, 19, 21]. Другие связывают аномальные поля радона с изменением эманлирующей способности фракций вследствие их различной «тектонической препарированности» и повышения концентрации  $^{226}\text{Ra}$  в трещиноватых зонах [11]. В последнее время динамику поля радона также рассматривают в связи с ее обусловленностью геодинамическими процессами и воздействием взаимовлияющих физических полей: упругих, химических, тепловых [12, 20].

Анализ опубликованных материалов позволяет сделать вывод, что на формирование поля радона в горных породах и почвах и, соответственно, на ППР с земной поверхности воздействуют *геодинамические* (температурные деформации, приливные изменения силы тяжести, изменение режима грунтовых вод, сейсмическая активность и др.) и *метеорологические* (выпадение осадков, изменение атмосферных температуры и давления, промерзание и оттаивание почвы и др.) факторы. Уровни активности радона в породах определяются *геологическими, тектоническими, гидрогеологическими и экологическими (техногенными) условиями* на исследуемой территории.

Значительные вариации ППР с земной поверхности, обусловленные перечисленными факторами, отмечаются и при опробовании участков под застройку [5, 13, 15, 18], что составляет серьезную проблему с получением достоверных данных.

Так как потенциальную радоноопасность участка необходимо установить задолго до того, как будет заложен фундамент здания (ниже поверхности, для которой определяется ППР), то, по мнению специалистов и согласно нормативным документам, требуются дополнительные затраты на мониторинг, опробование пород на  $^{226}\text{Ra}$  на значительных глубинах, определение таких характеристик грунтов, как коэффициент эманирования, влажность, скорость диффузионного и фильтрационного переноса радона, глубина залегания эманлирующего слоя и др. Следует также учесть, что лабораторное исследование проб грунтов с различных глубин для определения многих из указанных характеристик будет некорректным, так как полностью воспроизвести реальные условия практически невозможно.

В связи с этим, а также с учетом недостаточного финансирования подобных исследований, принципы и подходы к установлению потенциальной радоноопасности территорий, методы определения ППР, учет его пространственно-временных вариаций, способы интерпретации полученных результатов постоянно и весьма активно обсуждаются в печати.

В настоящее время для измерения ППР используются три основные методики, разработанные разными организациями [2, 3, 4]. Методики различаются по способу отбора поступающего из грунта воздуха (накопление или прокачка воздуха через камеру, сорбция на угольных фильтрах), методам измерения (бета-гамма спектрометрия ДПР радона, радиометрия радона) и способам интерпретации полученных данных.

В работе [15] на основе массовых исследований ППР с использованием одной из вышеуказанных методик и привлечением геологических данных проведено районирование территории Москвы по характеру источников выделения радона. Авторы показывают, что в пределах каждого из выделенных районов распределение ППР стохастическое и не выходит за пределы трехкратной погрешности, причем в этот же интервал попадает и нормативное значение  $80 \text{ мБк/м}^2\cdot\text{с}$ . Отмечено также, что уровень ППР с поверхности слабопроницаемых грунтов московского региона определяется прежде всего их составом, то есть фактически концентрацией  $^{226}\text{Ra}$ ; в однотипных же грунтах - «наличием локальных макро- и микротрещин в их приповерхностной структуре», обуславливающих повышенную проницаемость грунтов и, следовательно, интенсивный вынос радона в атмосферу.

Выводы [15, 16] и многих других работ подтверждают, что определение ППР с земной поверхности, как и определение объемной активности радона на глубине 1 м, принятое за

рубежом, характеризуется высокой неопределенностью. Следовательно, оценка радоноопасности территорий должна заключаться в интерпретации этих измерений с учетом геологического строения и гидрогеологических условий данных территорий.

Таким образом, вместе с измерениями ППР с поверхности грунта или ОА радона в почвенном воздухе необходимо установить:

1. источники выделения радона на исследуемом участке;
2. механизм переноса радона от источника до точки опробования;
3. возможность поступления радона (от точки опробования) в строящиеся здания.

Последний аспект этой задачи в значительной степени связан с характеристиками конструкций самих зданий и подробно разбирается в отдельных работах [17].

Решения двух других можно избежать с помощью предлагаемого нами метода, принципиально отличающегося от используемых, достаточно простого и представительного, исключающего практически все недостатки определения ППР.

Предлагаемый способ является значительно упрощенной версией изотопно-почвенного метода (ИПМ) поисков глубокозалегающих месторождений урана, разработанного В.И. Малышевым, З.А. Соколовой, А.Е. Бахуром и др. в 1984 году [14].

Метод ИПМ основан на количественном определении удельной активности (УА)  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в представительном для опробования почвенном горизонте, выявлении аномалий мультипликативного параметра (МП, произведение УА  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$ ), и анализе соотношений между  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в аномальных ореолах МП.

Как известно,  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  входят в цепочку радиоактивного распада  $^{238}\text{U}$ , завершают радиоактивный распад в этой цепочке и являются относительно долгоживущими ДПР  $^{222}\text{Rn}$  (периоды полураспада соответственно 138,4 суток и 22,3 года). В процессе длительного (сотни, тысячи и более лет) поступления радона к поверхности через толщу горных пород, грунтов и почв  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  накапливаются в сорбционных горизонтах геологического разреза, в том числе и в почвенном слое. Уровень содержания этих радионуклидов определяется средней интенсивностью радонового потока в течение нескольких десятков лет. Таким образом, концентрации  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в представительных горизонтах могут характеризовать усредненную за многие годы интенсивность суммарного (с учетом всех возможных источников и воздействующих факторов) восходящего эманационного потока в данной точке [8].

Можно также сказать, что в точке опробования удельные активности  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  описывают общую и заключительную картину естественной миграции радионуклидов уранового ряда в крайне неоднородном массиве горных пород и грунтов в исследуемом разрезе. Во всяком случае, можно утверждать, что при картировании территорий по степени радоноопасности элементы изотопно-почвенного метода являются кардинально улучшенным аналогом эманационного метода, лишенным основных его недостатков.

Остановимся несколько подробнее на сущности метода, его технологии, примерах использования и перспективах.

Основными источниками  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в геологической среде являются естественный радиогеохимический фон, локальное концентрирование в результате поступления интенсивных радоновых потоков, урановые месторождения, техногенное загрязнение природной среды [8]. При распаде радионуклидов в ряду  $^{238}\text{U}$  атомы отдачи, в том числе  $^{222}\text{Rn}$ , «вырываются» из кристаллической решетки и попадают в капилляры и микротрещины, откуда могут затем более или менее свободно диффундировать. Чем выше суммарная энергия радиоактивной отдачи, предшествующая образованию радионуклидов, и чем меньше их период полураспада, тем менее они связаны с минеральной структурой.

Одновременно с этим процессом, под воздействием различных физико-химических факторов происходит разрушение радиоактивных минералов, растворение и выщелачивание продуктов распада из минеральной матрицы с переходом их в водную фазу, дальнейший перенос и переотложение на различных сорбционных барьерах, эманирование радона.

Эманирование радона, сопровождающееся молекулярной диффузией, эффузией, конвекцией и другими процессами, описанными выше, обуславливает поступление его дочерних продуктов в почвенный слой и к дневной поверхности. Очевидно, что при стационарном

восходящем эманационном потоке активности  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  и «материнского»  $^{222}\text{Rn}$  будут находиться в состоянии относительного равновесия.

Другой механизм переноса  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  в массиве пород и грунтов связан с их собственной миграцией с водными потоками. Миграционные свойства этих радионуклидов существенно различаются в силу их индивидуальных химических и радиационных характеристик. Нами установлено, что при переходе  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  из радиоактивной минеральной матрицы в водную фазу возникает избыток  $^{210}\text{Po}$ . Дальнейшая миграция радионуклидов в водных растворах при их ультрамалых концентрациях возможна в любой из форм: ионной, истинно коллоидной, псевдоколлоидной. И хотя поступление  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  к поверхности в условиях крайней анизотропии геологической среды представляет собой чрезвычайно сложный процесс, отношение их активностей сохраняется, что подтверждается нашими многолетними исследованиями [8].

Сорбционное накопление  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  происходит наиболее интенсивно в приповерхностных суглинистых отложениях и на глинистом материале. После закрепления радионуклидов в сорбционном органогенном почвенном горизонте со слабощелочной и нейтральной реакцией их миграция становится незначительной. Нами показано, что преимущественное накопление мигрирующих с водными и газовыми потоками «глубинных»  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$  происходит в иллювиальном горизонте почвы «В» (таблица 1). При этом вышележащий горизонт «А», обогащенный органическим веществом, является естественным геохимическим барьером, «запирающим» слоем для поступления этих же радионуклидов из атмосферы [22].

Для повышения контрастности аномалий и сглаживания различий в индивидуальных миграционных свойствах радионуклидов мы используем мультипликативный параметр (МП). Фоновые значения МП в пробах почв или грунтов свидетельствуют об отсутствии интенсивных эманационных потоков с глубины. Аномалии МП могут указывать на наличие в геологическом разрезе газопроницаемых тектонических и ослабленных зон, в которых формируется интенсивный поток радона. Кроме того, такие аномалии МП могут быть обусловлены и повышенными концентрациями материнских  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  в исследуемом горизонте, что легко устанавливается гамма-спектрометрическими методами как в полевых, так и в лабораторных условиях.

На рисунках 1 и 2 в качестве иллюстрации показано сопоставление результатов измерения  $^{222}\text{Rn}$  в почвах эманационно-трековым методом (ЭТМ), наиболее надежной и помехоустойчивой модификацией эманационного метода, и определения значений МП в представительном горизонте почв. Глубинные источники (рудные тела урана и зоны тектонических нарушений), перекрытые осадочными (рис. 1) и эффузивными (рис. 2) породами мощностью более 100 м отчетливо проявляются как повышенными содержаниями радона в почвах, так и аномалиями мультипликативного параметра.

Метод ИПМ и его аппаратурно-методическое обеспечение апробированы нами в течение многих лет в разных ландшафтных и геологических условиях регионов России, Украины, Казахстана. Последние годы метод активно используется на поисково-оценочных стадиях геологоразведочных работ.

Методика регламентирует отбор проб из представительного горизонта, первичную подготовку, радиохимическое выделение определяемых радионуклидов и измерение их активности на серийных типах низкофоновых альфа-бета-радиометров отечественного (УМФ-2000) или импортного (LB-770, IN-20-8 и др.) производства. Аналитические аспекты подробно рассмотрены нами в работе [22].

Счетный образец представляет собой стальной диск с селективно осажденными на его поверхности  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Bi}$  (продукт распада  $^{210}\text{Pb}$ ).  $^{210}\text{Po}$ , чистый моноэнергетичный альфа-излучатель, определяется по интегральному счету в альфа-канале радиометра.  $^{210}\text{Pb}$  - бета-излучатель с очень низкой энергией - определяют по дочернему высокоэнергетичному  $^{210}\text{Bi}$ , также бета-излучателю, по интегральному счету в бета-канале. Выделение  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Bi}$  из пробы почвы массой 5 г осуществляется одновременно на одну подложку [8, 22].

По нашему убеждению, при предварительных инженерно-геологических изысканиях на территориях перспективной застройки необходим комплексный подход, включающий: площадное опробование представительного почвенного горизонта на  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$ , выборочное изучение распределения  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{226}\text{Ra}$  по вертикальным геологическим разрезам, исследование физико-химических свойств пород и грунтов. Это позволит обеспечить заблаговременную и

достоверную оценку радоноопасности участков застройки, решить задачи определения источников радона и механизмов его переноса.

Естественно, предложенный подход требует определенных опытно-методических исследований и проверки, и мы со своей стороны предлагаем заинтересованным организациям и специалистам провести такие исследования комплексом эманационных и радиоизотопных методов на одной или нескольких площадках с установленными аномалиями ОА почвенного радона и (или) ППР.

## Литература

1. Кузнецов Ю.В. К вопросу о методиках измерения плотности потока радона // АНРИ. - № 4. - 1998.
2. Временные методические указания. Определение плотности потока радона на участках застройки. Межведомственные ВМУ Р1-97. Разработаны НИИ строительной физики, АОЗТ «Радиоэкологические исследования», Центром ГСЭН и НТЦ «Нитон».
3. Методика определения плотности потока радона-222 с поверхности грунтов стройплощадок с помощью накопительных емкостей. Разработана МосНПО «Радон».
4. Рекомендация. ГСИ. Методика экспрессного измерения плотности потока радона-222 с поверхности земли с помощью радиометра радона РРА-01М. Разработана ООО «НТМ-Защита» // АНРИ. - № 4. - 1998.
5. Павлов И.В., Гулабянц Л.А., Иванов С.И. и др. Задачи и методы радиационного контроля при строительстве зданий // АНРИ. - № 3. - 2003.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Минздрав России. - М., 1999.
7. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.779-99. - Минздрав России. - М., 2000.
8. Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды: Автореф. Дисс. Д-ра г.-м. наук. - М., 2008.
9. Clements W.E., Wilkening M.H. Effects on 222Rn transport across the earth-air Interface // J. of geophysical research. - 1974. - V. 79. - № 33. - P. 5025 – 5027.
10. Fleischer R.L., Hart H.R., Mogro-Campero A. Radon emanation over an ore body; search for long-distance transport of radon // Nuclear Instruments and Methods. - 1980. - V. 173. - P. 169 – 181.
11. Старик И.Е. Ядерная геохронология. - М.: Изд. АН СССР, 1961.
12. Рудаков В.П. Исследование динамики полей подпочвенного радона в сейсмоопасных регионах СНГ: Автореф. дис. докт. тех. наук. - М., 1994.
13. Павлов И.В. Математическая модель процесса эксгаляции радона с поверхности земли и критерии потенциальной радоноопасности территорий застройки // АНРИ. - 1998. - № 5. - С. 15 - 26.
14. Малышев В.И., Соколова З.А., Бахур А.Е. и др. Способ поисков месторождений / Авторское свидетельство СССР № 215783, заявка класс G01V5/0 № 3087677/24-25 с приоритетом от 23.04.84 г. - 1984.
15. Микляев П.С., Петрова Т.Б., Охрименко С.Е. Новые аспекты оценки радоноопасности территорий строительства на примере Москвы // АНРИ. - № 4. - 2003.
16. Решетов В.В., Бердников П.В. Результаты совместных измерений объемной активности радона в почвенном воздухе и плотности потока радона с поверхности почвогрунтов на территории С.-Петербурга и Ленинградской области // АНРИ. - № 4 (27). - 2001.
17. Цапалов А.А. Метод определения коэффициента диффузии радона в материалах ограждающих конструкций зданий. Автореф. дисс. канд. техн. наук. - М., 2008.
18. Гулабянц Л.А., Заболотский Б.Ю. Сезонная вариация потока радона из грунта и оценка радоноопасности площади застройки // АНРИ. - № 4. - 2004.
19. Иванова Т.М. Моделирование переноса радона в горном массиве. Дисс. канд. техн. наук. - М.: МГГА. - 1999.
20. Салем М.Т. Влияние природных факторов на измеряемые характеристики поля радона. Автореф. канд. геол.-мин. наук. - М., 2009.
21. Бахур А.Е. Опыт использования усовершенствованного варианта эманационного трекового метода на территории Центральной части Украинского щита / Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов // Информационный сборник КНТС № 100. – М.: ВИМС, 1986. – С. 116-122.
22. 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.