

Эффективная удельная активность природных радионуклидов в средах с нарушенным радиоактивным равновесием в рядах урана и тория

И.П. Стамат, Э.П. Лисаченко

ФГУН «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

В СП 2.6.1.1292-03 и СП 2.6.6.1169-02 введена классификация производственных отходов по содержанию в них природных радионуклидов по величине эффективной удельной активности $A_{эфф}$. При нарушении радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th в отходах расчет величины $A_{эфф}$ должен учитывать реальный вклад отдельных природных радионуклидов этих рядов в гамма-излучение отходов. Это позволит избежать неоправданного завышения или занижения категории отходов, что, в свою очередь, предотвратит либо ненужные затраты на обращение с ними, либо принятие необходимых мер радиационной безопасности.

Ключевые слова: природные радионуклиды, производственные отходы, нормирование, радиоактивное равновесие, радиационный контроль, радиационная безопасность, категория производственных отходов.

В ближайшие годы по самым разным причинам предстоит значительная работа по пересмотру основных нормативно-правовых документов по обеспечению радиационной безопасности населения. Очевидно, первыми в этом ряду будут Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) [1, 2], поскольку именно в них установлены основные дозовые пределы и нормативы. В связи с этим возникает необходимость в анализе основных понятий и величин, которые используются при установлении норм и требований по ограничению облучения населения, в том числе за счет природных источников излучения.

Одной из таких величин является «эффективная удельная активность природных радионуклидов» в различных видах сырья и материалов, а также производственных отходов, содержащих природные радионуклиды (ПРН). В настоящей публикации рассматривается физический смысл этой величины и требования к ее определению при отсутствии радиоактивного равновесия в природных рядах урана и тория применительно к двум основным видам твердых и сыпучих сред: сырью и материалам, включая и строительные, и производственные отходы.

Впервые понятие «эффективная удельная активность природных радионуклидов» ($A_{эфф}$) было введено Крисюком Э.М. [3] для характеристики содержания ПРН в строительном сырье и материалах при разработке гигиенических нормативов по показателям радиационной безопасности. Для этого был выполнен анализ содержания ПРН в природных минеральных материалах более чем 5000 образцов практически со всех основных месторождений природного сырья, эксплуатируемых в то время в СССР. Результаты этих масштабных исследований легли в основу при установлении гигиенических нормативов по содержанию ПРН в строительном сырье и материалах для строительства объектов разного назначения почти в том виде, как это было позже сформулировано в НРБ-99. Фактически введение этих нормативов положило начало разработке и обоснованию всех современных гигиенических нормативов и требований по ограничению облучения населения за счет природных источников излучения.

Введенное понятие $A_{эфф}$ оказалось очень удобной и эффективной величиной, которая в последующем получила широкое распространение при оценке потенциальной радиационной опасности различных сред и материалов, содержащих природные радионуклиды. Одновременно с этим сам физический смысл величины « $A_{эфф}$ » со временем фактически утратил свое первоначальное значение, превратившись в некий удобный и простой инструмент для характеристики содержания ПРН в любых средах, хотя исходно она была введена для характеристики содержания природных радионуклидов только в строительном сырье и материалах. Именно в связи с этим после формулы для расчета $A_{эфф}$ и было введено условие: «...удельная активность ^{226}Ra и ^{232}Th , находящихся в радиоактивном равновесии с остальными членами рядов ^{238}U и ^{232}Th ». Это было естественно, поскольку природное строительное сырье и материалы оценивались по их максимальной потенциальной радиационной опасности именно как материалы, предназначенные для строительства различных объектов.

В СП 2.6.6.1169-02 [4] для производственных отходов нефтегазовой отрасли, а в последующем и в СП 2.6.1.1292-03 [5] для производственных отходов, содержащих ПРН, в качестве критерия их классификации по потенциальной радиационной опасности также была принята величина эффективной удельной активности природных радионуклидов $A_{эфф}$. В зависимости от значения $A_{эфф}$ были установлены три категории производственных отходов: I, II и III категории с граничными значениями $A_{эфф}$ менее 1,5 кБк/кг, свыше 1,5 до 10,0 кБк/кг и более 10,0 кБк/кг, соответственно. Этим значениям $A_{эфф}$ ориентировочно соответствует мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности значительных масс отходов менее 70, свыше 70 до 450 и более 450 мкР/ч.

К отходам разной категории предъявляются принципиально разные требования по обеспечению радиационной безопасности:

- обращение с отходами I категории в производственных условиях допускается без ограничений по радиационному фактору;

- обращение с отходами II категории должно осуществляться в соответствии со специально разработанным регламентом;

- обращение с отходами III категории должно осуществляться с выполнением требований, предъявляемых СПОРО-2002 [6] к низко активным радиоактивным отходам.

Корректное определение величины $A_{эфф}$ в производственных отходах имеет принципиальное значение, поскольку экономические последствия переоценки категории отходов для организаций, в которых они имеются или образуются в больших количествах, могут быть весьма значительными, а в некоторых случаях и катастрофическими. Не менее существенными могут быть и последствия недооценки категории отходов, поскольку вследствие бесконтрольного поступления отходов в обращение в народное хозяйство для повторного использования или рассеивания их в окружающую среду повышенному облучению могут подвергаться значительные группы людей.

Образование отходов с повышенным содержанием ПРН является характерной особенностью целого ряда производств. Среди отходов с повышенным содержанием ПРН наиболее известны отходы нефтегазовой отрасли, жидкие и твердые отходы производства редких и редкоземельных металлов, отходы переработки фосфатных руд, оловянного производства, красные шламы алюминиевого производства, отходы промышленного использования глубинных вод, золошлаковые отходы и т.д. [7, 8]. В результате деятельности этих отраслей происходит практически неконтролируемое перераспределение ПРН в окружающей среде с концентрацией их в верхних слоях земной коры. Именно в связи с этим проблемы радиационной безопасности, связанные с отходами, содержащими ПРН, в последние годы стали предметом широкого обсуждения на международном уровне [9, 10, 11].

Ведущим фактором облучения людей при обращении с отходами является, как правило, внешнее гамма-излучение содержащихся в них ПРН, интегральной характеристикой которого является величина эффективной удельной активности $A_{эфф}$. По своему физическому смыслу величина $A_{эфф}$ в наиболее общем случае должна определяться по формуле [3]:

$$A_{эфф} = \sum_{^{238}\text{U} + ^{235}\text{U}} k_i \cdot A_i + \sum_{^{232}\text{Th}} k_i \cdot A_i + A_{^{40}\text{K}} \cdot \sum_{^{40}\text{K}} k_i, \text{ Бк/кг}, \quad (1)$$

в которой суммирование ведется по всем γ -излучающим радионуклидам природных рядов урана и ^{232}Th , а также ^{40}K . Коэффициенты k_i учитывают относительный вклад гамма-излучения каждого из радионуклидов во внешнее излучение среды в расчете на единицу активности данного радионуклида. Мощность дозы гамма-излучения на поверхности полубесконечного пространства среды с эффективной удельной активностью равномерно распределенных в среде ПРН АЭФФ определяется соотношением:

$$P = d \cdot A_{эфф}, \quad (2)$$

где значение коэффициента d зависит от единиц измерений мощности дозы и АЭФФ. Для коэффициента d нами получено $d \approx 0,05 \text{ (мкР/ч)/(Бк/кг)}$, которое было использовано в [4] при установлении критериев первичной оценки категории производственных отходов по величине мощности дозы гамма-излучения на их поверхности.

В [6] приводится значение $d \approx 3,8 \cdot 10^{-4} \text{ (мкЗв/ч)/(Бк/кг)}$, которое в пределах менее 14 % совпадает с полученным нами значением.

В условиях, когда радионуклиды в рядах урана и тория находятся в радиоактивном равновесии, формула (1) приобретает традиционный вид:

$$A_{эфф} = A_{Ra} + 1,3 \cdot A_{Th} + 0,09 \cdot A_K, \text{ Бк/кг}, \quad (3)$$

где A_{Ra} и A_{Th} – удельная активность ^{226}Ra и ^{232}Th , находящихся в радиоактивном равновесии с остальными членами рядов ^{238}U и ^{232}Th соответственно, а A_K – удельная активность ^{40}K , Бк/кг.

В случае радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th определение $A_{эфф}$ методически несложно, поскольку в спектрах γ -излучения радионуклидов обоих рядов имеются гамма-излучатели с большим квантовым выходом и энергией фотонов. При отсутствии равновесия в рядах требуется знание природы нарушения равновесия, и определение $A_{эфф}$ становится много сложнее.

Нарушение радиоактивного равновесия в рядах урана и тория в производственных отходах может быть связано с целым рядом причин:

- Нарушение радиоактивного равновесия при термических процессах обработки, которое становится заметным при $T > 300 \text{ }^\circ\text{C}$ (сушка, обезвоживание материалов и др.). При этом происходит частичный, а при $T > 700 \text{ }^\circ\text{C}$ – полный вылет легко возгоняемых радионуклидов ряда $^{238}\text{U} - ^{210}\text{Pb}$ и ^{210}Po [12, 13]. Вылет ^{212}Pb и ^{216}Po практически не приводит к нарушению равновесия в ряду тория вследствие малого периода их полураспада – 10,6 час и 145 мс соответственно.

- При глубоких термических процессах в металлургии изотопы урана и тория практически полностью остаются в расплаве. В шлаки поступают изотопы радия – ^{226}Ra ряда урана и ^{228}Ra и ^{224}Ra ряда тория. Изотопы ^{210}Pb и ^{210}Po в этом случае могут накапливаться в футеровке печей, в настелях доменных печей и других технологических материалах [7, 8], которые в последующем становятся производственными отходами.

- Нарушение радиоактивного равновесия может иметь место при химических процессах. При сернокислой обработке минерального сырья (гидрометаллургия, производство удобрений и др.) в растворе остаются в основном изотопы тория (^{232}Th , ^{228}Th), а ^{226}Ra ряда урана и ^{228}Ra и ^{224}Ra ряда тория могут образовывать нерастворимые соединения. При азотнокислой обработке материалов изотопы тория концентрируются в нерастворимом осадке [7].

Чтобы избежать ошибок при установлении категории производственных отходов при нарушении радиоактивного равновесия в рядах урана и/или тория расчет $A_{эфф}$ должен выполняться с учетом реального содержания в них γ -излучающих ПРН. Это важно по двум основным причинам: во-первых, в зависимости от категории отходов требования по обращению с ними являются принципиально разными, во-вторых, категория отходов не должна зависеть от того момента времени, когда она была установлена, и условий определения значения $A_{эфф}$ в них.

Именно поэтому для наиболее распространенного вида производственных отходов, образующихся при добыче и первичной подготовке нефти и газа, в формулу расчета $A_{эфф}$ была введена поправка, учитывающая накопление со временем ^{224}Ra из ^{228}Ra через ^{228}Th . Поскольку изна-

чально в отходы поступает практически только три изотопа радия – ^{226}Ra , ^{224}Ra и ^{228}Ra [14], для корректного определения $A_{\text{эфф}}$ нужно учесть время образования (возраст) отходов. Если этого не учитывать, то в зависимости от отношения удельной активности ($^{226}\text{Ra} + 0,09 \cdot ^{40}\text{K}$)/ ^{228}Ra и возраста отходов, дополнительная погрешность определения $A_{\text{эфф}}$ может достигать 217% в сторону переоценки ее величины.

На практике такие случаи наиболее вероятны для отходов переработки монацитовых песков, лопаритового и других концентратов природных минералов при производстве редких и редкоземельных металлов, для производственных отходов некоторых месторождений нефти и газа и т.д. Для этих отходов отношение ($^{226}\text{Ra} + 0,09 \cdot ^{40}\text{K}$)/ $^{228}\text{Ra} \ll 1$ и ошибка определения $A_{\text{эфф}}$ для них по формуле (3) может быть чрезмерно велика.

Более сложным является нарушение радиоактивного равновесия, которое связано с эманированием радона из отходов. Нарушение радиоактивного равновесия в ряду ^{238}U вследствие высокого коэффициента эманирования может иметь место для некоторых типов глин, сланцев, почв, ряда мелкодисперсных материалов, а также для отходов нефтегазовой отрасли, сбросов гидрометаллургических производств, золы сжигания осадков сточных вод и др. Наиболее выраженным нарушение радиоактивного равновесия такого типа может быть для материалов, используемых в системах очистки природных вод. Для этих отходов характерным является отношение ^{238}U (^{232}Th)/ ^{226}Ra (^{228}Ra , ^{224}Ra) $\ll 1$ [15], а для отходов нефтегазовой отрасли это отношение составляет менее 0,001.

Заметим, что эманирование торона (^{220}Rn) фактически не влияет на величину $A_{\text{эфф}}$ из-за малого периода его полураспада. Его следует учитывать только для отходов, которые образуются на поверхности технологического оборудования в виде тончайшей пленки. В таких случаях выход торона из объема пленки может быть значительным и приводить к сдвигу радиоактивного равновесия в ряду ^{228}Ra (^{224}Ra) из-за снижения содержания дочерних продуктов ^{220}Rn .

В случае высокого значения коэффициента эманирования нарушается равновесие между ^{226}Ra и ^{222}Rn в отходах из-за выхода последнего в окружающую среду. Вследствие этого нарушается равновесие ^{226}Ra с дочерними продуктами ^{222}Rn - ^{214}Pb и ^{214}Bi , вклад которых в гамма-излучение радионуклидов ряда ^{238}U является основным, составляя в сумме около 97%. Поэтому при эманировании ^{222}Rn из отходов снижается содержание ^{214}Pb и ^{214}Bi в них и определение $A_{\text{эфф}}$ по формуле (3) без учета коэффициента эманирования приводит к завышенной оценке категории производственных отходов.

Численное значение КЭМ определяется по формуле:

$$K_{\text{ЭМ}} = (A_{\text{Ra}} - A_{\text{ДПР}}) / A_{\text{Ra}}, \text{ отн. ед.}, \quad (4)$$

где A_{Ra} – удельная активность материнского радионуклида ^{226}Ra , Бк/кг;

$A_{\text{ДПР}}$ – удельная активность ^{222}Rn в равновесии с его дочерними продуктами распада в производственных отходах, Бк/кг.

Значения АДПР и A_{Ra} в производственных отходах определяют на сцинтилляционном гамма-спектрометре по результатам двух последовательных измерений: через 2,5 часа после упаковки и герметизации счетных образ-

цов (определяется значение $A_{\text{ДПР}}$) и не ранее 2-х недель после их герметизации (определяется значение A_{Ra}) соответственно. Значения этих величин одновременно могут быть определены с применением полупроводниковых спектрометров. Погрешность определения $A_{\text{эфф}}$ будет определяться в основном погрешностью определения значения $K_{\text{ЭМ}}$.

В таблице 1 в обобщенном виде приведен вклад основных гамма-излучающих радионуклидов ряда ^{238}U в мощность дозы гамма-излучения для предельных значений коэффициента эманирования.

Из анализа данных таблице 1 следует, что:

- когда радионуклиды природного семейства ($^{238}\text{U} + ^{235}\text{U}$) в производственных отходах находятся в радиоактивном равновесии (строка 1 в табл. 1), точное значение $A_{\text{эфф}}$ рассчитывается по формуле (3). Для слабо эманлирующих производственных отходов с $K_{\text{ЭМ}} \leq 0,10$ значение $A_{\text{эфф}}$ также можно рассчитывать по формуле (3). При этом дополнительная погрешность определения АЭФФ не превысит 10 %.

- Если в производственных отходах отсутствует часть радионуклидов ряда ^{238}U до ^{226}Ra , но сам ^{226}Ra присутствует в равновесии со всеми последующими членами ряда (строка 2 в табл. 1), значение $A_{\text{эфф}}$ также может рассчитываться по формуле (3); при этом дополнительная ошибка определения $A_{\text{эфф}}$ не превысит 1,5 %.

- Если в производственных отходах присутствует только сам ^{226}Ra без дочерних продуктов распада (коэффициент эманирования радона из отходов составляет 100 %, что соответствует – строке 3 в табл. 1), то значение $A_{\text{эфф}}$ может рассчитываться по формуле (3) без учета содержания ^{226}Ra в отходах:

$$A_{\text{эфф}} = 1,3 \cdot A_{\text{Th}} + 0,09 \cdot A_{\text{K}}, \text{ Бк/кг} \quad (5)$$

При этом без учета содержания ^{226}Ra в отходах дополнительная ошибка определения значения АЭФФ не превысит 0,5 %.

- Для производственных отходов с высоким уровнем эманирования, когда $0,10 < K_{\text{ЭМ}} \leq 1,00$, корректное определение эффективной удельной активности ПРН должно производиться с учетом численного значения коэффициента эманирования КЭМ по формуле:

$$A_{\text{эфф}} = (1 - K_{\text{ЭМ}}) \cdot A_{\text{Ra}} + 1,3 \cdot A_{\text{Th}} + 0,09 \cdot A_{\text{K}}, \text{ Бк/кг.} \quad (6)$$

Таблица 1

Относительный вклад отдельных радионуклидов ряда урана в мощность экспозиционной дозы гамма-излучения [16]

Радионуклиды	$\frac{P_{\text{H/P}}}{P_{\text{РАВН}}}$
Равновесный ряд ($^{238}\text{U} + ^{235}\text{U}$): $K_{\text{ЭМ}} = 0 \%$	1,0000
^{226}Ra в равновесии со всеми дочерними продуктами распада: $K_{\text{ЭМ}} = 0 \%$	0,9851
^{226}Ra без дочерних продуктов распада: $K_{\text{ЭМ}} = 100 \%$	0,0039

Примечание. Обозначения: $P_{\text{H/P}}$ и $P_{\text{РАВН}}$ – мощность экспозиционной дозы, создаваемая неравновесной и равновесной смесью радионуклидов ряда ^{238}U в производственных отходах соответственно.

Таким образом, при высоком эманировании удельная активность ^{226}Ra в производственных отходах может быть большой, а значение $A_{\text{эфф}}$ при этом и, соответственно, мощность дозы на их поверхности незначительными. Принципиальным является не вопрос установления максимально возможной категории этих отходов с учетом всех возможных вариантов обращения с ними, а именно корректное установление реальной их категории. А уже после этого следует устанавливать требования по обеспечению радиационной безопасности населения при возможных вариантах обращения с отходами, в том числе и при их повторном использовании. В противном случае в стране может быть создана ситуация, когда нефтегазодобывающие организации, организации водоснабжения и т.п. повально должны будут получать лицензии на обращение с радиоактивными веществами и отходами, радиационными источниками и т.п. Пока в стране такие парадоксальные ситуации единичны, но они уже есть.

Отдельной проблемой обеспечения радиационной безопасности населения является оценка потенциальной радиационной опасности производственных отходов при их переработке с целью извлечения полезных компонентов, повторном использовании в качестве сырья для производства строительных изделий и материалов и др.

Так, на металлургических предприятиях при производстве титана из ильменитового концентрата с $A_{\text{эфф}}$ около 500-700 Бк/кг основная часть природных радионуклидов уходит в шлаки, а образующаяся заиклонная пыль оказывается обогащенной легко летучими радионуклидами - ^{210}Po и ^{210}Pb , удельная активность которых в пыли достигает 20 кБк/кг и более. Если при этом к определению величины АЭФФ в пыли подойти формально, то она окажется на том же уровне. Нарушенным оказывается радиоактивное равновесие в рядах урана и тория в золе сжигания осадка от очистки сточных вод. И заиклонная пыль, и зола имеют прекрасные вяжущие характеристики, поэтому серьезно рассматриваются как сырье или добавка при производстве цемента, изготовлении кирпича и для других строительных целей. Очевидно, что область применения таких строительных материалов должна быть ограниченной.

Управление отходами для различных производств в настоящее время становится чрезвычайно актуальным в силу того, что за размещение отходов на свалках или промплощадках приходится платить немалые средства. На ряде производств (металлургия, машиностроение, нефтегазовая отрасль и т.д.) их количества становятся гигантскими. Поэтому перспективы все более интенсивного использования отходов для производства различных видов продукции становятся чрезвычайно привлекательными не только для предприятий, где они образуются. Только в Санкт-Петербурге имеется несколько крупнейших компаний, которые инвестируют огромные средства в проекты переработки и вторичного использования производственных отходов. Поэтому контроль за показателями безопасности отходов, в том числе и за их радиологическими показателями, становится все более актуальным.

Говоря о контроле содержания ПРН в производственных отходах, также следует обратить внимание на чисто методический вопрос: определять ли значение $A_{\text{эфф}}$ в них в нативном виде или в воздушно сухих пробах? На первый взгляд, ответ на него прост – сушка образцов позволяет обеспечить воспроизводимость результатов при необходимости повторных

измерений в последующем. Но, с другой стороны, сушка образцов, их размол и пр. неизбежно приводит к необратимому изменению их физико-химических характеристик, так что полученные результаты анализа образцов фактически уже не имеют никакого отношения к исходным средам. Сушка образцов, их размол и т.д. при подготовке к анализу, которые обычно являются обязательными операциями для большинства методик выполнения измерений перед определением $A_{\text{эфф}}$ в пробах разных сред, в данном случае должны рассматриваться как переработка отходов. Очевидный ответ на вполне простой вопрос для производственных отходов оказывается принципиально другим. По-видимому, это потребует существенной переработки методик определения $A_{\text{эфф}}$ в производственных отходах, особенно в случаях с нарушенным радиоактивным равновесием в рядах урана и тория.

Таким образом, очень удобная интегральная величина $A_{\text{эфф}}$ в том виде, как мы привыкли ее понимать, реально может прямо применяться только при радиационно-гигиенической оценке равновесных сред, а также материалов с заранее известным назначением, когда обращение с ними приводит к установлению радиоактивного равновесия. Справедливости ради следует отметить, что в свое время именно для таких случаев эта величина и была введена. Отсутствие радиоактивного равновесия в рядах урана и тория требует корректного определения $A_{\text{эфф}}$ в соответствии с исходным физическим смыслом этой величины. При этом определение категории производственных отходов без учета состояния радиоактивного равновесия в рядах урана и тория в них может быть оправдано только в том случае, когда заранее планируется их использование в качестве строительных материалов в жилом или производственном секторе.

К сожалению, когда речь идет о содержании природных радионуклидов в любых средах и материалах, никакая другая интегральная величина, кроме $A_{\text{эфф}}$, не может быть использована для оперативной и одновременно адекватной оценки их потенциальной радиационной опасности. Теоретически в качестве альтернативных величин могут рассматриваться суммарные показатели по удельной активности альфа-, бета- и/или гамма-излучающих радионуклидов. Однако это потребует не только пересмотра всей системы нормирования содержания ПРН в продукциях и производственных отходах, что как раз несложно. Это неизбежно приведет к значительным сложностям при выполнении анализов и, главное, сама технология контроля будет сопряжена точно с такими же недостатками, как и при применении очень удобной и привычной величины $A_{\text{эфф}}$.

Из сказанного выше можно сделать следующие выводы:

1. Обсуждаемый в материалах международных организаций и рекомендациях большинства стран вариант оценки потенциальной радиационной опасности продукции и производственных отходов по содержанию в них отдельных ПРН менее предпочтителен, чем принятый в России подход к оценке по величине интегрального показателя $A_{\text{эфф}}$. Нормирование содержания отдельных ПРН в сырье и материалах фактически является попыткой простого переноса опыта нормирования содержания техногенных радионуклидов в разных средах. Для природных радионуклидов этот подход имеет серьезные недостатки: при отсутствии равновесия в рядах урана и тория потребуются выполнить анализ содержания каждого радионуклида, что практически заведет в тупик саму идею контроля из-за сложности процедуры анализа. Либо все оцен-

ки потребуется проводить из соображений максимальной потенциальной радиационной опасности объектов контроля, что приведет к неоправданно завышенным требованиям по обеспечению радиационной безопасности при обращении с продукцией и производственными отходами, содержащими ПРН.

2. При подготовке новых редакций действующих нормативных документов необходимо серьезно проанализировать суть физической величины $A_{эфф}$, вернув ей первоначальный смысл. Одновременно потребуется установить четкие ограничения по применению величины $A_{эфф}$ при оценке потенциальной радиационной опасности минеральных материалов и производственных отходов, содержащих природные радионуклиды.

3. На предприятиях разных отраслей промышленности в настоящее время накоплены гигантские объемы производственных отходов, содержащих ПРН, которые все более интенсивно вовлекаются в хозяйственный оборот в качестве сырья для производства строительных изделий и материалов, извлечения полезных компонентов и пр. Наряду с введением критериев обеспечения радиационной безопасности, при обращении с отходами разных категорий по содержанию в них ПРН необходимы более четкие требования к установлению категории таких отходов с учетом реального содержания в них радионуклидов. Категория производственных отходов по содержанию ПРН во всех случаях, кроме прямого их использования в качестве строительного сырья, должна определяться безотносительно к вариантам обращения с ними, а уже требования по обеспечению радиационной безопасности должны устанавливаться с учетом характера их дальнейшего использования. В свою очередь, эти требования должны быть минимально необходимыми, но при этом гарантировать соблюдение требований по обеспечению радиационной безопасности населения в полном объеме. Только в этом случае можно ожидать, что объемы накопленных отходов горнодобывающей и перерабатывающей, металлургической, огнеупорной и других отраслей промышленности станут привлекательными в качестве источника сырья и начнут постепенно уменьшаться.

Список использованной литературы

1. Заключение аналитической группы РНКРЗ по оценке необходимости корректировки действующих норм радиационной безопасности НРБ-99. РНКРЗ при РАМН. Исх № 20-13/2682 от 06.11.2008 г. – 4 с.
2. Кутыков В.А. Величины в радиационной защите и безопасности // АНРИ. -2007.-№3(50).-С. 2-25.
3. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1996, 163 с.
4. Санитарные правила СП 2.6.6.1169-02 «Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса Российской Федерации». Минздрав России 2002.
5. Санитарные правила СП 2.6.1.1292-03 «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения». Минздрав России 2003.
6. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-2002). Минздрав России 2002.
7. Лисаченко Э.П., Матвеева И.Г., Кормановская Т.А., Королева Н.А., Стамат И.П. Радиационно-гигиеническое обследование промышленных объектов неядерных технологий/ / Радиационная гигиена: Сб. научных трудов. – СПб: ФГУН НИИРГ им.проф. Рамзаева. 2006.-285 с. С. 242-251.
8. Гращенко С.М. Природные радионуклиды уранового и ториевого радиоактивных рядов в неядерном комплексе хозяйственной деятельности// Радиохимия.- 2005.- Т.- 47.- № 6.- С. 564-568.
9. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН –2000, т.1. Нью- Йорк .
10. Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation. Technical reports series № 419. Vienna 2004.
11. Regulatory and management approaches for control of environmental residues containing naturally occurring radioactive material (NORM). Proceedings of Technical Meeting held in Vienna 6-10 december 2004 (IAEA 2006).
12. Pente A., de Meijer R.J., Put L.W. (1988) Radiological impact of releases by the Dutch non-nuclear industry// Rad.Prot.Dos. - 1988. - T.24. -V.1/4. - P.425-429.
13. Ю.А.Белячков, Э.П.Лисаченко, И.Г.Матвеева, О.А.Михайлова. Сепарация свинца-210-, полония-210 и радия -226 в высокотемпературных технологиях переработки минерального сырья //Экологическая химия.- 1998. - V.-7(4).- С.278-282.
14. Лисаченко Э.П., Матвеева И.Г., Стамат И.П. Формирование радионуклидного состава производственных отходов на объектах нефтегазового комплекса//Сб. научных трудов. – СПб.:б.п., 2004.-230 с. С. 45-56.
15. Организация и проведение комплексного радиационно-гигиенического обследования системы водоснабжения г. Тверь. Отчет по договору №25-01/2007. Фонды ФГУН НИИРГ.
16. В.И.Карпов, Э.М.Крисюк. Фотонное излучение естественных радионуклидов.(1979) Издание НКРЗ. 79-14].– 18с.

I.P. Stamat, E.P. Lisachenko

Effective specific activity of natural radionuclides for the NORM belonged to ^{238}U and ^{232}Th series being in the state of disturbed radioactive equilibrium

FSO «Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev»
of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights protection and Human Well-being, Saint-Petersburg

Abstract: In the Sanitary Rules SR 2.6.1.1292-03 and SR 2.6.6.1169-02 classification of the industrial waste containing naturally occurring radioactive materials is adopted in accordance to the values of their effective specific activity $A_{эфф}$. In a case of the disturbed equilibrium in ^{238}U and ^{232}Th series it is necessary to take into consideration actual contribution of the separate natural radionuclides of the mentioned series into the value of gamma dose rate of the waste. This will permit to avoid unjustified overestimating or understating of the waste category which prevents as unjustified expenditures on their treating so undertaking of the necessary measures providing radiation safety.

Key words: natural radionuclides, industrial waste, regulation, radioactive equilibrium, radiation control, radiation safety, category of the industrial waste.