

УДК 628.518:539.16

Э.Б. ХОБОТОВА, д.х.н., профессор, **Ю.В. ЗДВИЗОВА**, аспирант, **М.И. УХАНЕВА**, преподаватель
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет, г. Харьков

РАДИАЦИОННЫЕ СВОЙСТВА СТРОИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛОВ

Определены эффективные удельные радиоактивности естественных радионуклидов в строительных материалах и отходах производства. Рассчитаны величины доз облучения человека. Оценено поступление изотопов радона в воздух помещений.

кирпич, зола, естественные радионуклиды, гамма-спектрометр, удельная активность, эманация, доза внутреннего облучения легких радоном

В мире постоянно увеличивается опасность негативного влияния радиации на организм человека, что связано с дальнейшим использованием атомной энергии (аварии на АЭС, небрежное хранение радиоактивных отходов, добыча сырья, содержащего естественные радионуклиды). Проблема влияния радиации на организм человека является особенно острой для Украины, окружающая природная среда которой испытывает разрушительное действие в результате аварии на Чернобыльской АЭС и вредных выбросов многочисленных промышлен-

ных сооружений. Среди антропогенных источников облучения значительное место занимают строительные материалы, вклад которых в общую дозу облучения человека составляет, по разным оценкам, до 70 %. Это объясняется тем, что почти 70–80 % своей жизни человек находится в здании или сооружении [1, 2].

Внедрение безотходных технологий стимулирует применение отходов различных производств как компонентов бетонов – вяжущих и заполнителей. Так как многие отходы производства концентрируют естественные



радионуклиды (ЕР), могут возрасти дозы облучения людей, находящихся в каменных помещениях.

Данная работа выполнена в рамках государственной программы охраны окружающей природной среды – 4-ое направление научно-исследовательских работ Министерства образования и науки Украины.

Проведено исследование радиационных свойств образцов строительных материалов предприятия ЗАО «Балаклэйский райагрозстрой». Гамма-спектрометрическим методом в строительных материалах и отходах производства наряду с ЕР (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) обнаружены искусственные радионуклиды ^{137}Cs , ^{131}I . Экспериментальные и расчетные данные представлены в табл. 1.

Для всех исследованных образцов рассчитано два варианта эффективной удельной активности ЕР ($C_{эф.}$), используемой для сравнительных оценок радиоактивности стройматериалов по уравнениям

$$C_{эф.(1)} = C_{Ra} + 1,31C_{Th} + 0,085C_K; \quad (1)$$

$$C_{эф.(2)} = C_{Ra} + 1,31C_{Th} + 0,085C_K + 0,31C_{Cs-137} + 0,874C_{Cs-134} \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}. \quad (2)$$

Содержание отдельных радионуклидов (табл. 1) оказалось выше, чем средние значения по СНГ и Украине. Так, удельная активность ^{232}Th (C_{Th}) была выше средней C_{Th} по СНГ для строительных материалов ($25,5 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) и по Украине ($33 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) [1, 2] в образцах №№ 1, 4, 6. Удельная активность ^{226}Ra (C_{Ra}) образцов №№ 4 и 6 превышала среднюю C_{Ra} по СНГ ($26,6 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) и по Украине ($28 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) [1, 2].

Влияние термической обработки на величину удельной активности образцов можно проследить при сравнении образцов кирпичей – № 5 высушенного и № 6 обожженного. Уровень C_{Th} , C_{Ra} и C_K у обожженного кирпича соответственно в 14; 16,5; 11 раз выше, чем у высушен-

ного. Сумма удельных активностей обожженного кирпича в 12 раз выше, чем высушенного, а значение эффективной удельной активности ($C_{эф.}$) – в 13,5 раза больше. Такая разница в значениях удельных активностей может быть связана с уменьшением количества воды на единицу массы кирпича, а следовательно, и с увеличением массового вклада радионуклидов. При высушивании в готовом изделии остается вода во внутренних глубоких слоях. Большая часть этой воды впоследствии свяжется в кристаллогидраты. Обжиг уменьшает как количество несвязанной, так и связанной в кристаллогидраты воды за счет их разрушения.

Из исследованных материалов только один образец № 2 (вода) характеризуется наличием единственного радионуклида ^{226}Ra с малой удельной активностью $3,25 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$.

Относительно активности искусственных радионуклидов можно отметить следующее. Значение удельной активности ^{137}Cs в образце № 4 (зола) составляет $13,3 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$. С таким уровнем активности радионуклид ^{137}Cs не зарегистрирован более ни в одном образце. Его содержание в золе можно объяснить протеканием реакции спонтанного деления ^{238}U , о первоначальном присутствии которого свидетельствует наличие дочернего продукта деления ^{226}Ra . В других образцах обнаружены минимальные количества искусственных изотопов ^{137}Cs и ^{131}I , которые также можно объяснить протеканием спонтанного деления ^{238}U .

Сопоставление $C_{эф.}$ (табл. 1) с данными о радиоактивности горных пород, почв и земной коры показало, что средние значения $C_{эф.}$ в строительных материалах СНГ близки к средней величине $C_{эф.}$ для почв и приблизительно в 1,5 раза ниже среднего значения для земной коры.

Для образцов №№ 4 и 6 (табл. 1) величина $C_{эф.}$ превышает среднюю $C_{эф.}$ по СНГ ($93 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) и по Украине

Таблица 1 – Результаты γ -спектрометрического анализа строительных материалов

№ образца	Материал	Удельная радиоактивность, Бк · кг ⁻¹ (вклад, %)				Сумма удельных активностей, Бк · кг ⁻¹	C _{эф.(1)} ¹ Бк · кг ⁻¹	C _{эф.(2)} ² Бк · кг ⁻¹
		²³² Th	²²⁶ Ra	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs			
1	Глина	40,8 (11,3)	19,5 (5,4)	299 (83,2)	–	359	98,3	–
2	Вода (для производства кирпича)	–	3,25 (100,0)	–	–	3,25	3,25	–
3	Уголь	20,2 (11,2)	26,2 (14,6)	133 (74,2)	–	180,0	40,2	–
4	Зола (для производства бетона)	50,7 (8,2)	58,2 (9,5)	494 (80,1)	13,3 (2,2)	159	167,1	171
5	Высушенный кирпич	3,65 (6,8)	2,46 (4,6)	47,6 (88,6)	–	53,7	11,3	–
6	Обожженный кирпич	50,8 (8,0)	40,8 (6,5)	541 (85,5)	–	632	153	–

(106 Бк·кг⁻¹). Использование золы (образец № 4) в качестве вяжущего и заполнителя может привести к повышению средней эффективной удельной активности ($\bar{C}_{эф.}$) готового многокомпонентного бетона и к увеличению дозы облучения людей. $\bar{C}_{эф.}$ материала рассчитывается с учетом массовых вкладов составляющих его компонентов по формуле

$$\bar{C}_{эф.} = \frac{\sum (C_{эф.})_i \cdot m_i}{\sum m_i} = \sum N_i \cdot (C_{эф.})_i, \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}, \quad (3)$$

где $C_{эф.}$ – эффективные удельные активности составляющих бетона, Бк·кг⁻¹; m_i – массы составляющих многокомпонентного бетона, кг; N_i – массовая доля составляющих компонентов бетона [2].

Таким образом, необходимо строгое дозирование золы в качестве компонентов бетона. Обожженный кирпич также может применяться для сооружения зданий при условии, что другие совместно используемые строительные материалы будут иметь низкие значения $C_{эф.}$

Все исследуемые материалы относятся к I классу радиационной опасности строительных материалов, применяемых в строительстве без ограничений. Для них выполняется условие [3]

$$C_{эф.} \leq 370 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}. \quad (4)$$

Величину годовой эффективной эквивалентной дозы γ -излучения в каменном помещении $D_{пом.}$ рассчитывали по формуле [2]

$$D_{пом.} = 4,74 \bar{C}_{эф.}, \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}. \quad (5)$$

Формула выведена исходя из оценки Научного комитета по действию атомной радиации ООН (НКДАР ООН): жители промышленно развитых стран 80 % времени проводят в помещениях, 15 % – в дороге и 5 % – на открытой местности.

Ниже приведены результаты расчета $\bar{C}_{эф.}$ для бетонных и кирпичных помещений. Для бетонных помещений расчет велся по компонентам со следующими массовыми вкладами: цемент – 0,15; песок (отработанная формовочная смесь после литейного производства – ОФС) – 0,14; вода – 0,07; гравий – 0,51; зола – 0,13. Удельные активности золы и воды взяты из данных табл. 1. Удельная активность цемента – из работы [4]. Удельные активности ОФС и гравия – из работы [3]. На основании этого $\bar{C}_{эф.}$ бетона составляет 80,8 Бк·кг⁻¹.

Для кирпичных помещений учитывались компоненты с массовым вкладом: кирпич – 0,8; цемент – 0,04; вода – 0,08; песок – 0,08. Удельные активности воды и кирпича

(образец № 6) взяты из данных табл. 1. Исходя из этого, $\bar{C}_{эф.}$ кирпичных помещений – 129 Бк·кг⁻¹.

Таким образом, дозы гамма-излучения составляют:

- для бетона $D_{пом.} = 383 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$;
- для кирпича $D_{пом.} = 611 \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}$.

Доза ΔD_{EP} , полученная за счет γ -излучения EP строительных материалов, рассчитывается по разности

$$\Delta D_{EP} = D_{пом.} - 305, \text{ мкЗв} \cdot \text{год}^{-1}, \quad (6)$$

где 305 мкЗв·год⁻¹ – это доза, которую получили бы люди, находясь весь год на открытой местности (для географических широт Украины) [3].

Таким образом, для кирпичных помещений (обожженный кирпич) ΔD_{EP} составляет 306 мкЗв·год⁻¹, а для бетонных помещений – 78 мкЗв·год⁻¹.

Доза гамма-излучения для кирпичных помещений приближается к средней эквивалентной дозе γ -излучения строительных материалов в развитых странах (350–411 мкЗв·год⁻¹) [3], а для бетона – намного меньше. Однако в последнее время многокомпонентные бетоны все более различаются по составу. Становится четкой тенденция применения различных промышленных отходов в качестве вяжущего компонента и наполнителя в многокомпонентных бетонах. В связи с этим представляет интерес расчет доз гамма-излучения многокомпонентных бетонов с включением золы (образец № 4). Зола также может быть использована в бетонах в качестве различных компонентов. Рассмотрено три возможных варианта бетона:

- смешанное цементно-зольное вяжущее и мелкий заполнитель – ОФС;
- цементное вяжущее (Ц) ($C_{цем.} = 80 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$), смешанный мелкий заполнитель – зола (З) и ОФС ($C_{эф. ОФС} = 39,4 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$) [3];
- смешанное вяжущее (цемент и ОФС) и мелкий заполнитель – зола.

Результаты расчета, приведенные в табл. 2, показывают, что годовая эффективная эквивалентная доза γ -излучения $D_{пом.}$ и доза ΔD_{EP} , полученная за счет γ -излучения EP строительных материалов, достаточно велики и мало зависят от $C_{эф.}$ цементной составляющей, а в основном определяются активностью золы. Во втором и третьем случаях превышено среднее значение ΔD_{EP} по СНГ 100 мкЗв·год⁻¹ [3]. С позиций необходимости снижения гамма-фона в помещении рекомендуются первый либо второй варианты бетона при условии, что доза излучения от EP не превысит 100 мкЗв·год⁻¹. Это возможно при вкладе золы в бетоне не более 30 % (расчет № 3).

γ -излучение бетонов третьего состава превышает ΔD_{EP} более чем в 3 раза и суммарную дозу за счет дей-



ствия γ -излучения стройматериалов и эманирования из стен изотопов радона ($350 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$ [3]). Доза излучения за счет эманирования радона из почвы составляет $690 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$ [3]. Таким образом, не рекомендуется использование золы в качестве единственного наполнителя бетона.

В третьем варианте расчета дополнительное γ -излучение ЕР составляет $379,5 \text{ мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$, а за 50 лет жизни – $0,0189 \text{ Зв}$. Однако эта величина меньше дозы облучения населения за счет ЕР и при медицинских процедурах [5, 6]. Суммарное фактическое облучение людей за 50 лет проживания в каменных домах составит $0,0342 \text{ Зв}$. В настоящее время принято считать среднюю дозу облучения населения, обусловленную естественным радиационным фоном и медицинскими процедурами, равной $0,1\text{--}0,2 \text{ Зв}$ за 50 лет. При этом соматические отдаленные последствия составят $1\text{--}2 \%$.

Исследуемые материалы оценивались по величине радоновыделения. Результаты расчетов приведены в табл. 3. Не обнаружено превышения $C_{\text{эф. Ra}}$ для стройматериалов I класса радиационной опасности ($22,2 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$) [3, 7]. Максимальную концентрацию ^{222}Rn в порах образцов материалов $C_{\text{Rn max}}$ рассчитывали по уравнению [3]

$$C_{\text{Rn max}} = \frac{C_{\text{Ra}} \cdot \rho \cdot \eta}{P}, \text{ Бк}\cdot\text{л}^{-1}, \quad (7)$$

где ρ – плотность материала, $\text{кг}\cdot\text{л}^{-1}$; η – коэффициент эманирования; P – пористость образца, %. Значения ρ , η и P приведены в табл. 4.

Величина $C_{\text{Rn max}}$ определяет значение объемной активности радона в воздухе помещений C_{Rn} , которая, в свою очередь, зависит от скорости воздухооб-

мена. Концентрация радона в воздухе помещения C_{Rn} составляет $0,01 \cdot C_{\text{Rn max}}$, что связано со стек-эффектом (возникновение потока воздуха в результате перепада давления, вызванного перепадом температур) и присутствием отходов в стройматериалах. Расчетные результаты (табл. 3) показывают, что, несмотря на почти 20-кратное превышение C_{Ra} в обожженном кирпиче по сравнению с высушенным, значения внутривоздушной и объемной концентрации радона в воздухе помещения совпадают. Причиной является изменение способности материала к эманированию радона при термической обработке материала. Сплавление частиц и герметизация пор приводят к снижению коэффициента эманирования с $3,8 \%$ для высушенного кирпича до $0,4 \%$ – для обожженного. Незначительное повышение пористости не может компенсировать данный эффект. Если пор и становится больше, то они в основном замкнутые, что препятствует выходу радона. Это подтверждают экспериментальные данные по определению объемной активности радона, полученные с помощью радиометра PPA-01. Исходя из них равновесная концентрация радона в воздухе, контактирующем со стройматериалом, равна $24 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$ для обо-

Таблица 4 – Значения плотности (ρ), пористости (P) и коэффициента эманирования (η) для высушенного и обожженного кирпича [7]

Значение параметра	Кирпич	
	высушенный	обожженный
Интервал ρ , $\text{кг}\cdot\text{л}^{-1}$	1,5–2,0	1,3–1,65
Среднее значение ρ , $\text{кг}\cdot\text{л}^{-1}$	1,75	1,5
Интервал P , %	6–10	8–16
Среднее значение P , %	8	12
η , %	3,8	0,4

Таблица 2 – Значения $\bar{C}_{\text{эф.}}$, $D_{\text{пом.}}$ и ΔD_{EP} для многокомпонентных бетонов

№ варианта бетона	Вяжущее		Наполнитель		$\bar{C}_{\text{эф.}}$, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	$D_{\text{пом.}}$, $\text{мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$	ΔD_{EP} , $\text{мкЗв}\cdot\text{год}^{-1}$
	состав	содержание компонентов, %	состав	содержание компонентов, %			
1	Ц : 3	8 : 12	ОФС	80	57,6	273,2	–
2	Ц	20	3 : ОФС	40 : 40	98,6	467,4	162,4
	Ц	20	3 : ОФС	30 : 50	85,4	405	100
3	Ц : ОФС	7 : 13	3	80	144,3	684,1	379,1

Таблица 3 – Результаты расчета величин концентраций радона внутри пор строительных материалов, в воздухе помещений; годовой тканевой дозы облучения человека для неветилируемого и вентилируемого помещений

Образец	Показатель					
	C_{Ra} , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	$C_{\text{Rn max}}$, $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	C_{Rn} , $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	C_{Rn} , $\text{Ки}\cdot\text{л}^{-1}$	$D_{\text{лег}}$ (неветилируемое помещение), $\text{мЗв}\cdot\text{год}^{-1}$	$D_{\text{лег}}$ (ветилируемое помещение), $\text{мЗв}\cdot\text{год}^{-1}$
Высушенный кирпич*	2,46	0,02	$2 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^{-15}$	27	7,56
Обожженный кирпич**	40,8	0,02	$2 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^{-15}$	27	7,56

* – кирпич, полученный в результате процесса сушки открытого типа;

** – кирпич, обожженный при $900 \text{ }^\circ\text{C}$.

их образцов кирпича. Это значение ниже предельно допустимой концентрации по радону $100 \text{ Бк}\cdot\text{м}^{-3}$.

Среднюю годовую тканевую (легочную) дозу облучения человека за счет радона ($D_{\text{лег.}}$) для неветилируемого помещения рассчитывали по формуле [8]

$$D_{\text{лег.}} = 5 \cdot 10^{14} \cdot C_{\text{РН}}, \text{ бэр}\cdot\text{год}^{-1}, \quad (8)$$

где $C_{\text{РН}}$ – концентрация радона в воздухе помещения, $\text{Ки}\cdot\text{л}^{-1}$.

Легочная доза для вентилируемого помещения составляет [8]

$$D_{\text{лег.}} = 1,4 \cdot 10^{14} \cdot C_{\text{РН}}, \text{ бэр}\cdot\text{год}^{-1}. \quad (9)$$

Исследованные материалы могут быть рекомендованы в качестве строительных материалов, используемых для сооружения жилых зданий с интенсивным воздухообменом, так как при данных условиях не превышает дозовый предел (согласно нормам радиационной безопасности Украины) для легких ($15 \text{ мЗв}\cdot\text{год}^{-1}$).

Таким образом, основная опасность при использовании исследованных строительных материалов будет связана со следующим:

- применение стройматериалов, содержащих повышенные удельные активности ЕР, приведет к увеличению дозы γ -облучения людей;
- применение золы в качестве составляющего многокомпонентного бетона возможно при условии строгого дозирования данного отхода производства в качестве наполнителя (не более 30 %);
- легочные дозы облучения в кирпичных помещениях превышают установленные нормы в условиях неветилируемых помещений;
- для уменьшения γ -излучений ЕР рекомендуется при строительстве комбинировать кирпич с другими стро-

ительными материалами; использовать отделочные материалы, способствующие уменьшению гамма-излучений стройматериалов и эманации радона.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Крисюк, Э. М. Нормирование радиоактивности строительных материалов [Текст] / Э. М. Крисюк // Гигиена и санитария. – 1980. – № 12. – С. 32–34.
2. Крисюк, Э. М. Радиационный фон помещений [Текст] / Э. М. Крисюк. – М.: Энергоиздат, 1989. – 120 с.
3. Ахременко, С. А. Управление радиационным качеством строительной продукции [Текст] / С. А. Ахременко. – М.: Изд. Ассоциации строительных вузов, 2000. – 234 с.
4. Радиационно-химическая оценка материалов, используемых в строительстве [Текст] / Э. Б. Хоботова, Л. В. Дмитриченко, А. В. Самоквит, Ю. А. Шмырева // Вестник национального технического университета «ХПИ». Тематич. вып. «Химия, химические технологии и экология». – Харьков, 2004. – № 15. – С. 123–128.
5. Нормирование радиоактивности строительных материалов при разном виде их использования [Текст] / Э. М. Крисюк, В. И. Карпов, П. Кляюс [и др.] // Report SAAS-250. Berlin, 1979. – S. 205–213.
6. Сивинцев, Ю. В. Фоновое облучение человеческого организма [Текст] / Ю. В. Сивинцев. – М.: Атомиздат, 1960. – 167 с.
7. Крисюк, Э. М. Радиационно-гигиеническая оценка строительных материалов: методические рекомендации [Текст] / Э. М. Крисюк. – Л.: МЗ РСФСР, ЛНИИРГ, 1976. – 86 с.
8. Перцов, Л. А. Ионизирующие излучения биосферы [Текст] / Л. А. Перцов. – М.: Энергоиздат, 1973. – 288 с.

Поступила в редакцию 10.04.2008

Визначено ефективні питомі радіоактивності природних радіонуклідів у будівельних матеріалах та відходах виробництва. Розраховано величини доз опромінення людини. Оцінено надходження ізоотопів радону у повітря приміщень.

Specific radioactivity of natural radioactive nuclides in building materials and production wastes is determined. Person radiation exposure is calculated. Entry of radon isotopes into air of apartment is evaluated.