

P18-2021-43

М. В. Густова *, С. П. Каплина, Н. С. Густова,
Н. Балжинням¹, Ч. Бадамгарав¹

ОЦЕНКА РИСКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ЗОНЕ ДЕЙСТВУЮЩЕЙ
УГОЛЬНОЙ **ТЭС**

Направлено в журнал «Химия твердого топлива»

¹ Центральная геологическая лаборатория, Улан-Батор

Густова М. В. и др.

P18-2021-43

Оценка риска радиоэкологического загрязнения в зоне действующей угольной ТЭС

Проведено исследование воздействия на окружающую среду крупнейшей тепловой электростанции ТЭС-4, расположенной в Улан-Баторе (Монголия). Определено содержание 34 химических элементов и радиоизотопов (U- и Th-рядов, ^{40}K , ^{137}Cs) в образцах углей, шлака, золы-уноса, почвы и растительности с помощью рентгенофлуоресцентного, гамма-активационного и гамма-спектрометрического методов анализа. Показано, что используемые угли обогащены элементами-примесями (V, Ni, Cu, Pb, Bi и U). Проведена оценка степени загрязнения почв и радиационной опасности влияния ТЭС для населения на основе рассчитанной мощности поглощенной дозы в воздухе (D), эквивалентной активности радия (Ra_{eq}), индекса внешней опасности (H_{ex}), годовой эффективной дозы (H), повышенного риска развития рака ($\text{ELCR}_{\text{outdoor}}$), а также удельной эффективной активности ($A_{\text{эф}}$) золошлаковых отходов.

Работа выполнена в Лаборатории ядерных реакций им. Г. Н. Флерова ОИЯИ.

Препринт Объединенного института ядерных исследований. Дубна, 2021

Gustova M. V. et al.

P18-2021-43

Risk Assessment of Radioecological Pollution in the Area of Operating Coal TPP

Environmental impact of the largest Mongolian thermal power plant TPP-4 in Ulaanbaatar was researched. Content of the 34 elements and radioisotopes (U- and Th-series, ^{40}K , ^{137}Cs) at coal, bottom ash, fly ash samples, soil and plants were measured by X-ray fluorescence, gamma-activation analysis and gamma spectrometry. It was shown that coal used at this power plant is enriched with trace elements including toxic V, Ni, Cu, Pb, Bi and U. The estimate of soil pollution was carried out. Radiation hazard for population under TPP operation was evaluated by calculating absorbed dose rate in air (D), radium equivalent activity (Ra_{eq}), external hazard index (H_{ex}), annual effective dose (H), excess lifetime cancer risk ($\text{ELCR}_{\text{outdoor}}$) and specific effective activity (A_{eff}) of ash wastes.

The investigation has been performed at the Flerov Laboratory of Nuclear Reactions, JINR.

Preprint of the Joint Institute for Nuclear Research. Dubna, 2021

ВВЕДЕНИЕ

Теплоэнергетические установки значительно загрязняют атмосферу населенных пунктов. Объем выбросов зависит от вида используемого топлива, наибольший выброс дают установки, работающие на угле. Уголь является одним из важнейших топливных ресурсов. Однако при использовании угля на тепловых электростанциях (ТЭС) вследствие выбросов относительно больших количеств газообразных и твердых загрязнителей (SO_2 , NO_x , CO_2 , углеводородов, летучей золы), химически опасных микроэлементов (мышьяка, ртути, кадмия и др.) и радионуклидов (урана, тория и их дочерних радионуклидов) создается риск загрязнения атмосферного воздуха и угроза радиологического воздействия на окружающую среду. Для выбросов ТЭС характерен следующий набор элементов: В, Pb, Mo, Ge, Be, Li, V, Ni, Cu, Zn, As, Ag, W [1]. Данная проблема характерна для таких стран, как Монголия, в структуре производства электроэнергии которой угольные ТЭС являются доминирующими.

Исследования радиоактивности в угле и первые оценки поступления радионуклидов в окружающую среду после его сжигания появились еще в 1960-х гг. [2], однако до сих пор существует необходимость в более детальных оценках радиологического влияния работающих угольных ТЭС в зависимости от их территориального расположения и качества применяемого угля. Среднее содержание урана и тория в угле находится на уровне 1–10 мг/кг, однако для отдельных регионов, например Монголии или ЮАР, возможно нетипичное содержание (до 100 мг/кг) Th и U, что необходимо учитывать при оценке локального влияния угольных ТЭС. Также отметим, что при горении угля в результате реакций с компонентами дымовых газов возможно образование летучих соединений отдельных радионуклидов, в частности ^{210}Pb и ^{210}Po [3]. Согласно плану развития энергетики Монголии уголь будет основным топливом для производства электроэнергии в Монголии как для обеспечения внутренних нужд, так и для экспорта еще долгое время [4]. В связи с этим необходимость проведения исследований по определению содержания радионуклидов радиоактивных рядов U и Th, а также токсичных элементов в объектах окружающей среды (почвы, растений) вокруг действующих угольных ТЭС приобретает особую актуальность.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования является тепловая электростанция ТЭС-4, расположенная в г. Улан-Баторе (Монголия). Она является крупнейшей в монгольском энергетическом секторе: вырабатывает более 67,8% электроэнергии и 60,3% тепла для потребления города. Основание тепловой

электростанции №4 было заложено в 1979 г. Первый блок был введен в эксплуатацию в 1983 г. и вышел на проектную мощность 380 МВт в 1987 г., текущая рабочая мощность составляет 700 МВт электроэнергии и 1373 Гкал тепловой энергии в целом.

В качестве основного топлива на станции используется бурый уголь Б2 из монгольских месторождений Багануур и Шивэ-Ово. Бурые угли данных месторождений малосернистые, с невысоким содержанием золы и относятся к углям раннемелового периода [5]. Качественные характеристики углей — зольность (A^d), общая влага (W_p), выход летучей золы (V^d), содержание серы S, теплота сгорания (Q) (табл. 1) [4, 6]. Годовое использование угля на ТЭС составляет около 2,4 млн т.

Таблица 1. Качественные характеристики углей

Месторождение	A^d , %	W_p , %	V^d , %	S, %	Q , кал/кг
Багануур	12	36	41	0,50	3330
Шивэ-Ово	9	42	41	0,53	3000

Для очистки отходящих газов на данной станции применяется электростатический осадитель типа ЭГА-2-58-12-6-4 с эффективностью очистки от 97 до 99 % [7].

Для оценки радиоэкологического влияния на окружающую среду самого крупного действующего энергетического предприятия в Монголии — Улан-Баторской ТЭС-4 — в 2018 г. были отобраны: 6 образцов бурого угля (4 образца с площадки складирования твердого топлива станции, 2 образца из смеси угля, непосредственно поступающего в топку), 1 образец шлака, 1 образец золы-уноса, по 4 образца почвы и растительности на различных расстояниях от объекта. Каждая проба почвы представляла собой смешанный образец (из 5 точечных проб), отобранный с площадки площадью 25 м² методом «конверта». Пробы почвы отбирались из верхнего горизонта (0–20 см). Вес пробы составлял 1 кг [8]. Образцы растительности (разнотравья) отбирались с наземной части в тех же точках, что и почва.

АНАЛИТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ

Для проведения анализа образцы были высушены до воздушно-сухого состояния при температуре 105 °С, измельчены и гомогенизированы в агатовой ступке, подготовлены для дальнейшего анализа согласно определенным методикам [9, 10]. Многоэлементный анализ образцов проводился в Лаборатории ядерных реакций им. Г. Н. Флерова Объединенного института ядерных исследований (ЛЯР ОИЯИ, Дубна) с применением ядерно-физических методов анализа: рентгенофлуоресцентного (РФА), гамма-активационного (ГАА), гамма-спектрометрического.

Рентгенофлуоресцентный анализ — один из методов рентгеноспектрального анализа, который основан на взаимодействии рентгеновского излучения с анализируемым веществом. Данный метод позволяет

с высокой точностью определить широкий спектр элементов без разрушения образца. Для возбуждения рентгеновского излучения в данной работе использовали стандартные кольцевые радиоизотопные источники ^{109}Cd ($E = 22,16$ кэВ, $T_{1/2} = 453$ сут) с активностью 0,2 ГБк и ^{241}Am ($E = 59,6$ кэВ, $T_{1/2} = 458$ лет) с общей активностью 27,3 ГБк. Характеристическое рентгеновское излучение регистрировали полупроводниковым Si(Li)-детектором с разрешением 145 эВ на линии $\text{Fe}_{K\alpha}$ (6,4 кэВ). Время измерений варьировалось от 10 до 30 мин. Обработку спектров проводили с помощью программного обеспечения для РФА WinAxil Canberra. В качестве эталонных образцов использовали стандартные образцы состава Международного агентства по атомной энергии и РФ, близкие по матричным эффектам к анализируемым образцам: IAEA Soil-5 (почва Перу), СП-1 (почва Курский чернозем), СГ-1А (горная порода, альбитизированный гранит), ЗУК-1 (зола бурого угля), sch-TS (углистый сланец), ГСО 7870-2000 (зола биоматериалов), IAEA-140 (морские водоросли), СБМТ-02 (злаковая травосмесь), NBS 1575а (хвоя сосны) и др.

Для определения элементов, отсутствующих в эталонных образцах, была использована методика одновременного определения в насыщенных слоях вещества всех элементов, возбуждаемых радиоизотопным источником, по единой калибровочной кривой [9].

Гамма-активационный анализ основан на измерении гамма-активности радионуклидов, образующихся из нуклидов определяемых элементов при активации проб гамма-квантами по реакции (γ, n) . Для определения радионуклидов измельченные образцы и стандарты, помещенные в полиэтиленовые цилиндрические кассеты диаметром 35 мм и высотой 5 мм, закрытые с торцов лавсановой пленкой толщиной 10 мкм, в течение 2 ч облучали тормозными гамма-квантами микротрона МТ-25. Энергия ускоренных электронов равнялась $E_e = 22,6$ МэВ, средний ток электронов — 11 мкА. В качестве эталонов использовали стандартные образцы СП-1 (почва Курский чернозем) и Ангрен (бурый уголь Ангренского месторождения, Узбекистан). Количество образцов в одном сеансе облучения составляло не более 12 шт. Распределение гамма-квантов по сборке определяли с использованием мониторов, изготовленных из медной фольги [10].

Гамма-спектрометрическое измерение естественной гамма-активности исследуемых образцов для определения влияния техногенной нагрузки, а также образцов, облученных на МТ-25, проводили с помощью многоканального амплитудного анализатора импульсов фирмы Canberra с двумя детекторами: HPGe-детектором разрешением 1,5 кэВ и эффективностью регистрации гамма-излучения порядка 1% на линии 1,33 МэВ (^{60}Co) и низкоэнергетическим германиевым детектором разрешением 550 эВ и эффективностью регистрации гамма-излучения порядка 7% на линии $E = 122$ кэВ для регистрации радионуклида ^{210}Pb ($E_\gamma = 46,5$ кэВ).

Содержание радионуклида ^{137}Cs определяли путем измерения активности необлученных образцов по гамма-линии ^{137}Cs ($E_\gamma = 661$ кэВ).

Содержание урана и тория в образцах определяли рентгенофлуоресцентным методом анализа и гамма-активационным, основанным на реакциях $^{238}\text{U}(\gamma, n)^{237}\text{U}$ ($T_{1/2} = 6,8$ сут, $E_\gamma = 59,7$ и 208 кэВ), $^{232}\text{Th}(\gamma, n)^{231}\text{Th}$ ($T_{1/2} = 25,5$ ч, $E_\gamma = 25,65$ и $84,17$ кэВ) [11, 12].

Время измерений облученных образцов варьировалось от 300 до 3600 с, а для измерения естественной активности составляло 15 ч. Погрешность измерений в зависимости от интенсивности гамма-линий определяемых радионуклидов составила 3–5 %.

Во всех образцах было определено содержание 34 химических элементов (Na, Mg, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ag, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Pb, Bi, Th, U) и радиоизотопов (U- и Th-рядов, ^{40}K , ^{137}Cs).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В угле концентрируются различные элементы, которые при его сжигании могут попадать в окружающую среду и представлять угрозу для здоровья населения. Особый интерес для оценки радиэкологического риска представляют токсичные элементы, в частности тяжелые металлы (V, Ni, Cu, Zn, Pb, Bi), мышьяк и радиоактивные изотопы.

Результаты исследования показали, что угли, используемые на ТЭС-4 (Улан-Батор), значительно обогащены ванадием, никелем, медью, свинцом и висмутом, а также ураном относительно кларка для бурых углей (табл. 2 и 3).

В процессе сжигания угля образуются: несгорающий остаток в виде топливного шлака, мелкодисперсная летучая зола-унос, которая на 97–99% улавливается системой газоочистки ТЭС-4, и дымовые газы. Смесь золошлака и золы-уноса принято называть золошлаковыми отходами, которые при удовлетворении требованию безопасности для здоровья человека и окружающей среды являются потенциальным вторичным сырьем для строительной отрасли. Известно, что в шлаке и золе-уносе концентрируется большое количество элементов, в том числе токсичных (As)

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов, мышьяка, тория и урана в образцах углей, используемых на ТЭС-4 (г/т)

Элемент	Багануур	Шивэ-Ово	Кларк для бурых углей [13]
V	430 ± 20	180 ± 20	22 ± 2
Ni	40 ± 10	40 ± 10	9 ± 0,9
Cu	150 ± 10	130 ± 10	14 ± 1
Zn	≤ 10	≤ 10	18 ± 1
As	6,4 ± 0,1	0,7 ± 0,1	7,4 ± 1,4
Pb	50 ± 10	60 ± 10	6,7 ± 1,0
Bi	28 ± 5	26 ± 5	0,92 ± 0,09
Th	2,6 ± 0,1	2,0 ± 0,1	3,8 ± 0,2
U	9,7 ± 0,1	1,5 ± 0,1	2,7 ± 0,3

Таблица 3. Содержание тяжелых металлов, мышьяка, тория и урана в образцах угля, поступающего в топку ТЭС-4, шлака и золы-уноса (г/т)

Элемент	Уголь	Шлак	Зола-унос	Шлак/уголь	Зола-унос/уголь	Кларк для золы бурого угля [13]
V	290 ± 20	1890 ± 50	1910 ± 60	6,5	6,6	140 ± 10
Ni	50 ± 10	20 ± 10	30 ± 10	0,4	0,6	53 ± 5
Cu	150 ± 10	140 ± 20	165 ± 20	0,9	1,1	72 ± 4
Zn	40 ± 10	≤ 10	50 ± 10	≤ 0,3	1,7	110 ± 10
As	3,8 ± 0,1	5,1 ± 0,1	99,7 ± 0,4	1,3	26,2	49 ± 8
Pb	60 ± 10	50 ± 10	70 ± 10	0,8	1,2	39 ± 2
Bi	31 ± 5	42 ± 6	28 ± 6	1,4	0,9	5,7 ± 0,7
Th	2,5 ± 0,1	10,6 ± 0,3	14,6 ± 0,4	4,2	5,8	19 ± 1
U	5,2 ± 0,1	19,3 ± 0,3	22,5 ± 0,4	3,7	4,3	15 ± 1

и потенциально токсичных (Pb, V, Ni). В среднем в общей массе золошлаковых отходов 75 % приходится на золу-унос и 25 % — на золошлак [14].

Значительная часть микроэлементов, содержащихся в угле, поступает в атмосферу не с золой, а с субмикронными аэрозолями, которые практически не улавливаются электрофильтрами. При выгорании органического вещества угля на ТЭС происходит испарение металлов, содержащихся в угле, часть из которых конденсируется на аэрозолях и улетучивается с дымовыми газами. Другая часть испарившегося металла конденсируется на частицах летучей золы. Мелкие частицы летучей золы имеют наибольшую поверхность, на которой происходит конденсация и трансформация паров металлов, поэтому с уменьшением размеров частиц обычно увеличивается содержание некоторых микроэлементов по сравнению с более крупными фракциями летучей золы. Так, более мелкая зола, не уловленная золоуловителями ТЭС, содержит больше микроэлементов, чем средняя по составу зола исходного топлива, при этом концентрация микроэлементов в летучей золе возрастает на 1–2 порядка. Расстояния, на которые могут разноситься и осаждаться вместе с атмосферными осадками частицы золы-уноса, зависят от физических свойств золы, погодных условий, розы ветров и т. д. Частицы диаметром 10 мкм и более осаждаются довольно быстро, их воздействие проявляется в непосредственной близости от источника — на расстоянии до 3 км. Частицы менее 10 нм и особенно менее 2,5 нм могут преодолевать сотни километров, воздействовать на все компоненты окружающей среды [15–17].

При исследовании образцов обнаружено, что при сжигании углей на ТЭС-4 в различных фракциях золы (шлаке и золе-уносе) происходит концентрирование таких элементов, как V, Zn, As, Pb, Bi (см. табл. 3). При этом Zn, As и Pb в основном концентрируются в золе-уносе, Bi — в шлаке, а V накапливается как в шлаке, так и в золе-уносе. Данное обстоятельство необходимо учитывать при хранении зольных отвалов и дальнейшем их использовании для народно-хозяйственных нужд. Концентрация V в

среднем (в шлаке и золе-уносе) превышает кларковые значения для зол бурых углей более чем в 13 раз, Bi — в 7 раз, Cu и As — в 2 раза, Pb — в 1,5 раза, содержание Ni и Zn ниже кларка.

На рис. 1, 2 представлены спектры, полученные при проведении РФА и ГАА образца золе-уноса.

Актуальной задачей является исследование радиоактивных элементов в углях и продуктах их сжигания (шлаке, золе-уносе), компонентах окружающей среды (почве, растительности) в районе действия ТЭС и оценка риска для населения, проживающего в непосредственной близости от станции. Уголь всегда содержит природные радиоактивные вещества уранового (^{238}U и продукты его распада: ^{234}Th , ^{226}Ra , ^{214}Bi , ^{210}Pb , ^{210}Po и т. д.) и ак-

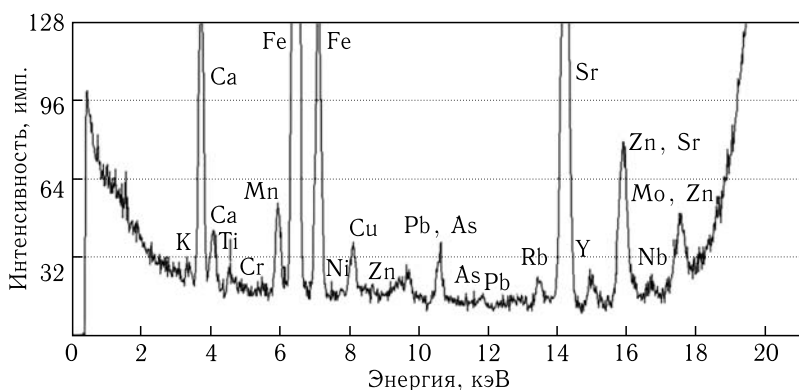


Рис. 1. РФА-спектр образца золе-уноса, время измерения 600 с

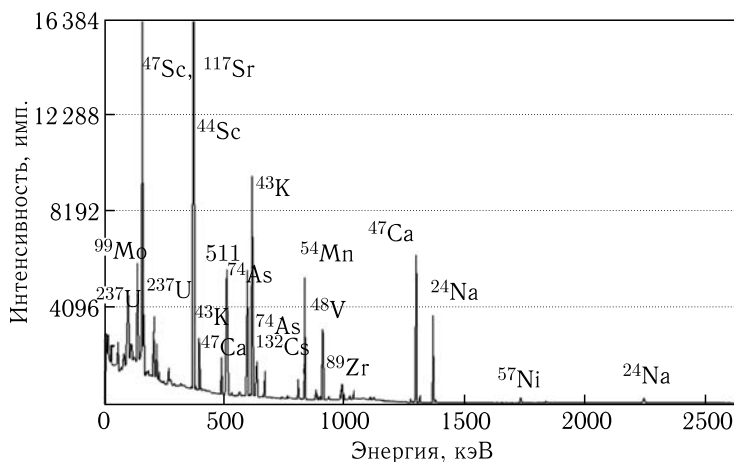


Рис. 2. Гамма-спектр образца золе-уноса после облучения на микротроне МТ-25, время охлаждения 3 сут, время измерения 3600 с

тиноуранового (^{235}U и продукты его распада) рядов, ториевого ряда (^{232}Th и продукты его распада: ^{212}Pb , ^{228}Ac , ^{212}Bi и т. д.), а также долгоживущий радиоактивный изотоп ^{40}K [18]. По данным Я. Э. Юдовича [14], бурые угли значительно больше обогащены ураном и торием, чем каменные. Кларковое (среднее) содержание урана в бурых углях составляет $(2,7 \pm 0,3)$ г/т, тория — $(3,8 \pm 0,2)$ г/т.

Содержание урана (см. табл. 3) в угле, используемом на ТЭС-4, почти в 2 раза превышает среднемировое значение, принятое для бурых углей. Содержание урана в отходах сжигания топлива также выше среднемировых значений, принятых для зол бурых углей, в 1,5 раза, а его концентрирование происходит как в шлаке, так и в золе-уносе. Коэффициент концентрирования урана в шлаке и золе-уносе по отношению к исходному топливу — на уровне 4. Содержание тория в исходном угле определено ниже кларковых значений, при этом примерно 58 % его концентрируется в золе-уносе.

Аналогично распределению микроэлементов по фракциям летучей золы удельная радиоактивность образца возрастает с уменьшением размеров частиц золы [18]. Результаты гамма-спектрометрии естественной активности образцов угля, шлака и золы-уноса ТЭС-4 представлены в табл. 4.

На рис. 3, 4 представлены гамма-спектры естественной активности в образце золы-уноса.

В золе-уносе обнаружено значительное содержание долгоживущих изотопов уранового ряда (^{226}Ra и ^{210}Pb) по сравнению с исходным углем. Содержание ^{210}Pb в образцах угля, шлака и летучей золы составляет 6, 9 и 106 Бк/кг соответственно. Таким образом, удельная активность ^{210}Pb в золе-уносе в 12 раз превышает его содержание в исходном угле. Уровни активности ^{40}K в угле, шлаке и золе-уносе ниже среднемировых показаний

Таблица 4. Результаты гамма-спектрометрии естественной активности и ^{137}Cs в образцах угля, поступающего в топку, шлака и золы-уноса ТЭС-4

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		Уголь	Шлак	Зола-унос
U	^{234}Th	≤ 7	179 ± 11	244 ± 12
	^{214}Pb	$4,4 \pm 0,4$	285 ± 18	291 ± 20
	^{210}Pb	10 ± 2	31 ± 4	118 ± 4
	^{226}Ra	39 ± 4	305 ± 15	317 ± 18
	^{214}Bi	$6,3 \pm 0,5$	164 ± 2	192 ± 2
Th	^{212}Pb	$4,6 \pm 0,5$	$41,5 \pm 0,6$	$52,7 \pm 0,4$
	^{228}Ac	$7,0 \pm 0,9$	45 ± 2	67 ± 2
	^{212}Bi	$10,5 \pm 1,2$	345 ± 12	≤ 12
	^{208}Tl	85 ± 5	50 ± 8	34 ± 22
—	^{40}K	38 ± 5	170 ± 14	172 ± 15
	^{137}Cs	$0,5 \pm 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$

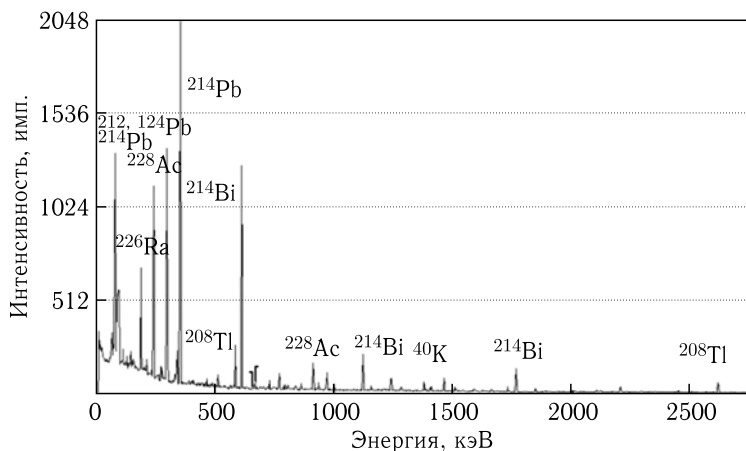


Рис. 3. Гамма-спектр естественной активности образца золы-уноса, время измерения 15 ч (E от 0 до 3000 кэВ)

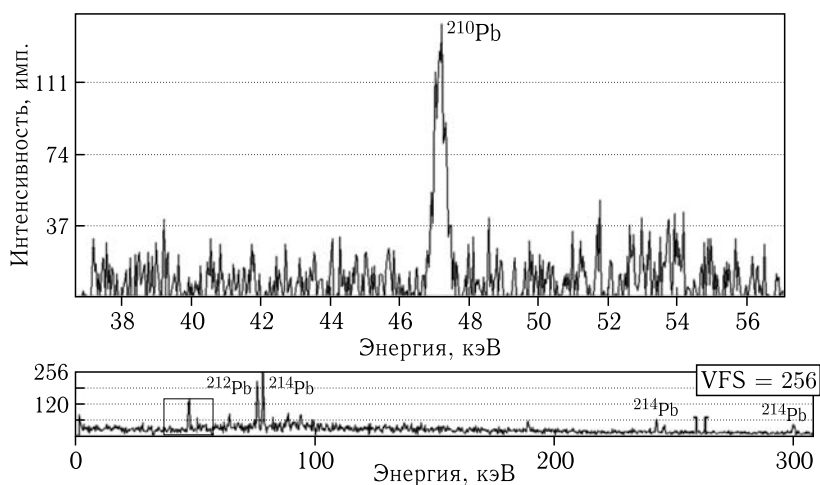


Рис. 4. Гамма-спектр естественной активности образца золы-уноса, время измерения 15 ч (E от 0 до 300 кэВ)

(угля — 50 Бк/кг, золы-уноса — 265 Бк/кг). Активность ^{40}K в шлаке и золе-уносе в 4,5 раза выше его содержания в исходном угле. Удельная активность ^{137}Cs в образцах угля, шлака и золы-уноса — на уровне предела обнаружения.

К сожалению, полностью уловить и обезвредить золу-унос невозможно. Наиболее тонкая фракция проскакивает систему газоочистки и вместе с дымовыми газами выбрасывается в атмосферный воздух, где рассеивается и разносится на значительные расстояния от высоких труб ТЭС, загрязняя окружающую среду и представляя потенциальную угрозу для здоровья

человека. Загрязняющие вещества, попадая в атмосферный воздух, могут оказывать на человека как специфическое (характерное только для данного соединения), так и общетоксическое действие. При изучении радиационной обстановки вокруг ТЭС главной задачей является исследование распространения естественных радионуклидов, выбрасываемых с летучей золой из труб ТЭС и осаждающихся затем на земную поверхность. С учетом характеристик фильтров ТЭС-4 и их реальной эффективности (степень улавливания золы-уноса 97–99%) 1–3% золы-уноса неконтролируемо попадает в окружающую среду. На ТЭС-4 в год используется примерно 2,4 млн т угля, при средней зольности угля 12% и выходе летучей золы 41% ежегодно в атмосферный воздух выбрасывается порядка 2,4 тыс. т различных веществ.

Почва является депонирующей средой и индикатором геохимической обстановки, поскольку находится на пересечении всех транспортных путей миграции химических элементов. Антропогенная, т.е. вторичная, составляющая почв формируется, главным образом, за счет антропогенного поступления пылевых частиц, аэрозолей, растворенных форм элементов и соединений различного происхождения, и, как следствие, самый верхний почвенный горизонт несет основную информацию о техногенном воздействии. Металлы сравнительно быстро накапливаются в почве и крайне медленно из нее выводятся. Период полужизни тяжелых металлов варьируется для различных элементов, но составляет весьма продолжительное время, например для Zn — от 70 до 510 лет, для Cd — от 13 до 1100 лет, для Cu — от 310 до 1500 лет и для Pb — от 740 до 5900 лет [19].

Полученные результаты измерений образцов почвы сравнивались с региональным фоном [20] и предельно допустимыми концентрациями (ПДК), принятыми в Монголии [21]. При выборе значений ПДК учитывалось, что исследуемые почвы характеризуются супесчаным и легкосуглинистым гранулометрическим составом, высокой водопроницаемостью, низким содержанием гумуса (0,5–1,5%), реакцией среды от нейтральной до щелочной (рН = 7,5–9,0) и содержанием CaCO₃ от 0,7 до 5,0% [22]. Результаты исследования (табл. 5) показали, что в районе действия ТЭС-4 содержание ванадия в почве превышает ПДК в 164–224 раза и соответствует чрезвычайно опасному уровню загрязнения почв (≥ 1000 мг/кг) [21], содержание меди — в 2,5 раза, мышьяка — в 1,6–2,1 раза, свинца — в 1,2–1,4 раза. По висмуту ПДК отсутствуют, но его содержание превышает региональный фон в 60–80 раз. Содержание таких элементов, как никель и цинк, не превышает ПДК, но выше регионального фона для никеля в 2 раза, содержание цинка — на уровне фона. Анализ зависимости концентрации элементов в почве и расстояния от источника воздействия показал, что максимальные концентрации Ni, Cu и As наблюдаются на расстоянии 1 км, Zn, Pb и Bi — на расстоянии 5 км, а V — на расстоянии 10 км.

Исследования, проведенные во многих странах, показали, что радиоактивности почв и воздуха на территориях, прилегающих к тепловым электростанциям, превышали не только фоновые значения, но предельно

Таблица 5. Содержание тяжелых металлов, мышьяка, тория и урана в почвах на различном расстоянии от ТЭС-4 (мг/кг)

Элемент	Расстояние от ТЭС-4			ПДК	Региональный фон
	1 км	5 км	10 км		
V	1640 ± 30	2040 ± 40	2240 ± 40	100–130	83
Ni	64 ± 17	52 ± 17	53 ± 17	60–100	33
Cu	162 ± 16	149 ± 16	153 ± 16	60–80	25
Zn	43 ± 10	64 ± 10	50 ± 10	100–150	60
As	4,2 ± 0,1	3,3 ± 0,1	3,3 ± 0,1	2–4	12
Pb	60 ± 10	70 ± 10	60 ± 10	50–70	20
Bi	30 ± 10	40 ± 10	30 ± 10	—	0,5
Th	11,4 ± 0,5	7,5 ± 0,4	8,9 ± 0,5	—	н/д
U	3,0 ± 0,2	2,5 ± 0,2	2,4 ± 0,2	—	н/д

Примечание. «—» — не нормируется, н/д — нет данных.

допустимые. Уровень радиоактивности зависит от качества угля, технологии его подготовки и сжигания [23].

В случае отсутствия гигиенических нормативов и геохимического фона в качестве эталона используют кларки химических элементов. Кларки для почв по Виноградову [24] составляют: Th — 6 мг/кг, U — 1 мг/кг. Содержание в почве урана (табл. 5) в районе действия электростанции выше принятого кларка в 2–3 раза. Максимальная концентрация урана в почве отмечается в непосредственной близости к ТЭС-4, на расстоянии 1 км. С увеличением расстояния происходит незначительное снижение концентрации (на 16,7%). Содержание в почве тория не более чем в 2 раза выше кларкового значения. Максимальная концентрация тория в почве также отмечается на расстоянии 1 км от станции. На расстоянии 5 км происходит снижение концентрации на 34%.

Результаты гамма-спектрометрии естественной активности в образцах почвы, отобранных на различном расстоянии от ТЭС-4, представлены в табл. 6.

Содержание ^{40}K в почвах в 1,3–1,7 раза выше среднемирового значения, принятого на уровне 420 Бк/кг [25]. Удельная активность ^{137}Cs была определена на уровне 1,5–2,1 Бк/кг. Проскакивание тонкодисперсных частиц с повышенным содержанием радионуклида ^{210}Pb через газоочистное оборудование ТЭС приводит к увеличению его концентрации в воздухе и, как следствие, возможному загрязнению почв. Однако явного нарушения векового равновесия в сторону аномального увеличения содержания ^{210}Pb в проанализированных образцах почв, подтверждающего наличие внешнего депонирования, не обнаружено. Данное обстоятельство объясняется изначальным нарушением равновесия за счет потери газообразного ^{222}Rn — предшественника ^{210}Pb . На расстоянии 1 и 10 км от станции удельная активность ^{210}Pb в почве определена на уровне 14 Бк/кг, на расстоянии 5 км — на уровне 5 Бк/кг.

Таблица 6. Результаты гамма-спектрометрии естественной активности и ¹³⁷Cs в образцах почвы на различном расстоянии от ТЭС-4

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		1 км	5 км	10 км
U	²³⁴ Th	25 ± 8	27 ± 6	≤ 5
	²¹⁴ Pb	16,7 ± 0,8	16,6 ± 0,6	20,2 ± 0,7
	²¹⁰ Pb	14 ± 3	5 ± 3	14 ± 3
	²²⁶ Ra	18 ± 5	21 ± 6	36 ± 2
	²¹⁴ Bi	17,4 ± 0,6	16,2 ± 1,1	18,1 ± 0,8
Th	²¹² Pb	18,7 ± 0,4	13,0 ± 1,1	20,7 ± 0,7
	²²⁸ Ac	21 ± 2	17 ± 2	22 ± 2
	²²⁴ Ra	35 ± 2	12 ± 7	25 ± 7
	²¹² Bi	≤ 2	19 ± 2	12 ± 7
	²⁰⁸ Tl	80 ± 5	9,8 ± 1,1	54 ± 12
—	⁴⁰ K	696 ± 16	567 ± 18	559 ± 11
	¹³⁷ Cs	1,5 ± 0,2	1,8 ± 0,2	2,1 ± 0,2

Таблица 7. Содержание тяжелых металлов, мышьяка, тория и урана в растительности на различном расстоянии от ТЭС-4 (мг/кг сухого вещества)

Элемент	Расстояние от ТЭС-4		
	1 км	5 км	10 км
V	227 ± 20	290 ± 20	300 ± 20
Ni	13 ± 4	18 ± 4	19 ± 4
Cu	28 ± 4	30 ± 4	53 ± 4
Zn	73 ± 3	31 ± 2	34 ± 3
As	0,6 ± 0,1	0,9 ± 0,1	≤ 0,1
Pb	14 ± 1	16 ± 1	12 ± 1
Bi	6 ± 1	9 ± 1	8 ± 1
Th	3,2 ± 0,8	2,0 ± 0,3	4,3 ± 0,8
U	1,1 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,3 ± 0,2

Твердые частицы, содержащие различные элементы, выброшенные в атмосферный воздух ТЭС, помимо почвы также оседают на поверхность растений. Наземные растения способны поглощать тяжелые металлы двумя путями — через корни и поверхность листовых пластинок. Следовательно, химический состав растений отражает элементный состав почв и аэрозольных загрязнений [26].

Исследования показали, что наиболее высокая концентрация в растениях в районе ТЭС-4 (табл.7) характерна для V (более 250 мг/кг), Cu и Zn аккумулируются в растениях на уровне 30–70 мг/кг, Ni, Pb и Bi — на уровне 10–20 мг/кг, As — на уровне до 1 мг/кг. Ряды содержания исследованных элементов в растительности выглядят следующим образом: V > Zn > Cu > Pb > Ni > Bi > As.

Отмечено, что максимальные концентрации в растительности наблюдаются для Zп — на расстоянии 1 км от источника загрязнения, для As и Pb — на расстоянии 5 км, для Cu — на расстоянии 10 км, для V, Ni и Bi — на расстоянии 5 и 10 км.

Максимальное содержание урана в растительности имеется в непосредственной близости от ТЭС-4, на расстоянии 1 км, затем происходит снижение концентрации. Максимальное содержание тория обнаруживается на расстоянии 10 км от электростанции, минимальное — на расстоянии 5 км.

Результаты гамма-спектрометрии естественной активности образцов растительности, отобранных на различном расстоянии от ТЭС-4, представлены в табл. 8.

На расстоянии 1 км от станции в растительности обнаружена удельная активность ^{210}Pb на уровне 34 Бк/кг, на расстоянии 5 км — на уровне 28 Бк/кг, на расстоянии 10 км — на уровне 6 Бк/кг, что выше удельной активности данного радионуклида в почве в тех же точках. Данное обстоятельство позволяет предположить, что источник поступления ^{210}Pb в окружающую среду — аэрогенный. Удельная активность ^{137}Cs в образцах растительности ниже предела обнаружения.

Оценка степени радиационной опасности для населения. Исследование показало, что на тепловой электростанции ТЭС-4 концентрация естественных радионуклидов в летучей золе значительно выше по сравнению с концентрацией в исходном угле, а также заметно больше, чем в шлаке. При отсутствии 100%-го улавливания золы-уноса существует потенциальная опасность для здоровья населения, проживающего на территории рядом со станцией, в связи с вдыханием и проглатыванием тонкодисперсных частиц, содержащихся в воздухе, в том числе поднимающихся с поверхности почвы, накопившей радионуклиды. Вокруг электростанции воздействие на население носит долгосрочный характер.

Таблица 8. **Результаты гамма-спектрометрии естественной активности и ^{137}Cs в образцах растительности на различном расстоянии от ТЭС-4**

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		1 км	5 км	10 км
U	^{234}Th	34 ± 8	≤ 8	≤ 8
	^{214}Pb	$4,3 \pm 0,4$	$\leq 0,4$	$\leq 1,01$
	^{210}Pb	34 ± 4	28 ± 6	6 ± 4
	^{226}Ra	$20 \pm 0,5$	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$
	^{214}Bi	$4,9 \pm 0,4$	$\leq 0,4$	$4,2 \pm 0,9$
Th	^{212}Pb	$6,5 \pm 0,3$	$4,9 \pm 0,6$	$4,6 \pm 0,7$
	^{228}Ac	$\leq 1,1$	$8,6 \pm 1,1$	$8,8 \pm 1,2$
	^{212}Bi	18 ± 3	21 ± 3	$\leq 1,9$
	^{208}Tl	211 ± 23	104 ± 11	45 ± 12
—	^{40}K	212 ± 14	138 ± 18	479 ± 12
	^{137}Cs	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$

Радиационный риск — вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения. Средняя эквивалентная доза внешнего облучения, которую человек получает от земных источников естественной радиации, составляет 0,35 мЗв/год [27]. Активность на загрязненной поверхности почвы является источником радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы. Хотя эти источники по размерам локальны, но они могут вызывать резкое увеличение вторичного загрязнения, поэтому имеется потенциальная вероятность получения высокой дозы облучения. Данные изучения динамики радиоактивного загрязнения воздуха в совокупности с результатами исследований загрязнения подстилающей поверхности являются основой для прогнозирования содержания радионуклидов в воздухе, верификации математических моделей, оценки доз ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека, планирования мероприятий по их уменьшению [28]. Находящиеся в почве тяжелые естественные радионуклиды переходят в растения и включаются в биологический круговорот.

Поверхностное радиоактивное загрязнение почвы является исходным звеном в дальнейшей цепочке путей облучения человека: внешнего облучения от подстилающей поверхности и внутреннего облучения. Внутреннее облучение возникает при попадании радиоактивных веществ в организм человека, например, при дыхании, с продуктами питания или водой. Ингаляционный путь облучения возможен в результате поступления в организм человека через органы дыхания радионуклидов, находящихся в атмосферном воздухе в результате выброса источником воздействия или вторичного подъема с подстилающей поверхности выпавших радионуклидов (ресуспензии), а также прямого и вторичного загрязнения растительности. Радиоактивные изотопы при попадании внутрь распределяются в тканях, в которых уже имеются стабильные изотопы этого элемента или химически подобные ему [27, 29].

Для оценки радиационного риска удельные активности U и Th в исследуемых образцах были рассчитаны по формуле исходя из определенного содержания этих элементов в образцах (см. табл. 3, 5, 7). Расчеты были произведены для изотопов ^{238}U , содержание которого в природном уране составляет 99,3 %, и ^{232}Th , изотопная распространенность которого практически 100 %:

$$A = \frac{\ln(2) \times m \times N_A}{T_{1/2} \times M} \text{ (Бк/кг)},$$

где m — содержание радионуклида в образце (г/кг); M — молекулярная масса радионуклида (г/моль), $M(\text{U}) = 238$, $M(\text{Th}) = 232$; $N_A = 6,022045 \cdot 10^{23}$ — постоянная Авогадро; $T_{1/2}$ — период полураспада, $T_{1/2}(^{238}\text{U}) = 4,5 \cdot 10^9$ лет, $T_{1/2}(^{232}\text{Th}) = 1,4 \cdot 10^{10}$ лет.

Результаты расчетов удельной активности радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th в образцах угля, шлака, золы-уноса, почвы и растительности на различных расстояниях от ТЭС-4 представлены в табл. 9.

Таблица 9. Удельная активность радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th в образцах угля, шлака, золы-уноса, почвы и растительности на различных расстояниях от ТЭС-4

Образец	Удельная активность, Бк/кг	
	^{238}U	^{232}Th
Уголь	$62,5 \pm 12,5$	8 ± 4
Шлак	$237,5 \pm 12,5$	45 ± 4
Зола-унос	$275,0 \pm 12,5$	53 ± 4
Почва, 1 км	$37,5 \pm 12,5$	45 ± 4
Почва, 5 км	$37,5 \pm 12,5$	33 ± 4
Почва, 10 км	$37,5 \pm 12,5$	37 ± 4
Растительность, 1 км	$7,5 \pm 3,8$	≤ 4
Растительность, 5 км	$10,0 \pm 3,8$	8 ± 4
Растительность, 10 км	$\leq 3,8$	16 ± 4

Результаты исследования показали, что уровень удельной активности естественного радионуклида ^{238}U в исходном угле в 3 раза выше среднемировых значений и составляет 20 Бк/кг [30]. Удельная активность ^{238}U в золе-уносе выше на 37 % по сравнению со средним мировым показателем для летучей золы (200 Бк/кг), а также выше удельной активности, обнаруженной в шлаке. Уровни активности ^{232}Th в угле, шлаке и золе-уносе ниже среднемировых показателей (угля — 20 Бк/кг, золы-уноса — 70 Бк/кг) [30]. Удельная активность ^{238}U в шлаке и золе-уносе выше его активности в исходном угле в 4 раза, ^{232}Th — в 6 раз.

Удельная активность в почве изотопа ^{238}U незначительно превышает среднемировое значение удельной активности, принятое на уровне 33 Бк/кг, а изотопа ^{232}Th — на уровне среднемирового значения (45 Бк/кг) [25].

Как было отмечено выше, удельная радиоактивность образца возрастает с уменьшением размеров частиц золы, это подтверждают в том числе исследования по радиоактивным выбросам на Краснокаменской ТЭЦ в Забайкалье, работающей на углях Уртуйского месторождения, содержащих повышенные концентрации естественных радионуклидов [16].

Особого внимания, на наш взгляд, требует изучение содержания радионуклида ^{210}Pb , который выбрасывается в атмосферный воздух с летучей золой ТЭС. ^{210}Pb относится к группе изотопов, обладающих особо высокой степенью радиотоксичности [27] и является ярко выраженным остеотропным радионуклидом, активно участвует в обменных процессах в костных тканях. Биологический период полувыведения (ППВ) ^{210}Pb из скелета составляет около 27 лет. Радиотоксическое воздействие ^{210}Pb связано с повреждениями мозга, печени, почек, злокачественными новообразованиями. Концентрируясь в них, он становится источником накопления равновесных количеств бета-излучающего ^{210}Bi и альфа-излучающего ^{210}Po . Изотоп ^{210}Po обладает на два порядка большей активностью, чем ^{210}Pb (удельные активности ^{210}Pb и ^{210}Po составляют соответственно $2,82 \cdot 10^{12}$ и $1,66 \times$

$\times 10^{14}$ Бк/г). При ингаляционном поступлении ^{210}Po в организм 20 % его депонируется в легких, а 75 % — в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ). Он длительно задерживается в легочных тканях, его биологический ППВ из организма человека составляет 80 сут. Патология многообразна из-за относительно равномерного распределения инкорпорированного полония в организме: циррозы печени, нефросклерозы, гиперплазии, катаракты, опухоли органов ЖКТ, легких, почек, щитовидной железы [3].

Для оценки потенциального радиационного риска для населения, проживающего в районе расположения ТЭС-4, были использованы максимальные значения рассчитанной для ^{238}U , ^{232}Th (см. табл. 9) и измеренной для ^{40}K (см. табл. 6) удельной активности в почве, отобранной на расстоянии 1 км от станции.

Величиной, которая учитывает радиационный риск для человека и другой биоты, является общая мощность поглощенной дозы в воздухе. Мощность поглощенной дозы была рассчитана с использованием коэффициентов пересчета для преобразования удельной активности A_{U} , A_{Th} и A_{K} в мощность поглощенной дозы (D) на высоте 1 м над подстилающей поверхностью по формуле, используемой в мировой практике [30, 31]:

$$D = 0,462A_{\text{U}} + 0,604A_{\text{Th}} + 0,0417A_{\text{K}} \text{ (нГр/ч)},$$

где A_{U} , A_{Th} , A_{K} — удельные активности (Бк/кг) изотопов ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K .

Мощность поглощенной дозы составила 73,39 нГр/ч, что выше глобального среднего значения 59 нГр/ч [31].

Для оценки радиологической опасности была рассчитана эквивалентная активность радия (Ra_{eq}) по следующей формуле [30]:

$$Ra_{\text{eq}} = A_{\text{Ra}} + 1,43A_{\text{Th}} + 0,077A_{\text{K}},$$

где A_{Ra} , A_{Th} , A_{K} — удельные активности (Бк/кг) изотопов ^{226}Ra (или находящегося с ним в равновесии ^{238}U), ^{232}Th и ^{40}K соответственно. Влияние на радиационную обстановку изотопа ^{137}Cs в данных расчетах не учитывалось, поскольку его удельная активность в образцах почвы определена на уровне ≤ 2 Бк/кг.

Исходя из содержания радионуклидов эквивалентная активность радия в почве составляет 155,13 Бк/кг, что не превышает установленного значения 370 Бк/кг.

Также был рассчитан индекс внешней опасности (H_{ex}) по формуле [30]

$$H_{\text{ex}} = A_{\text{Ra}}/370 + A_{\text{Th}}/259 + A_{\text{K}}/4810.$$

Рассчитанное значение H_{ex} составляет 0,419, что не превышает установленного значения, равного 1.

Для оценки дозы внешнего облучения населения на открытой местности от подстилающей поверхности была рассчитана годовая эффективная доза (H , мЗв) по формуле [30]

$$H = D \cdot 0,7 \cdot 0,2 \cdot 8760,$$

где D — мощность поглощенной дозы (нГр/ч); 0,7 — коэффициент перехода от значения поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м к величине эффективной дозы (Зв/Гр); 0,2 — коэффициент пребывания взрослого населения на открытом воздухе; 8760 — количество часов в 1 год.

Рассчитанная потенциально возможная годовая эффективная доза для населения, проживающего в районе нахождения ТЭС-4, составляет 90 мкЗв, что выше среднего мирового значения 70 мкЗв [31], но ниже максимального ограничивающего значения дозы 1,0 мЗв/год, представленного Международной комиссией по радиологической защите [32].

Таким образом, годовая эффективная доза в районе расположения ТЭС-4 (Улан-Батор, Монголия) почти на 30 % выше среднемирового значения.

Рак — наиболее серьезное из всех последствий облучения человека при малых дозах. Каждый облученный имеет дополнительный риск заболеть раком. Риск развития любых смертельных злокачественных опухолей после облучения всего организма при низких дозах и мощностях дозы, низкой линейной передаче энергии для обоих полов и всех возрастов оценивается как 10^{-2} Зв^{-1} [27].

Комитет по изучению радиационных эффектов при ООН (ICRP 2007) [27, 32] в своих рекомендациях опирается на два основных допущения: 1) не существует никакого порога дозы, за которым отсутствует риск заболевания раком (любая сколько угодно малая доза увеличивает вероятность заболевания раком для человека, получившего эту дозу, и всякая дополнительная доза облучения еще более увеличивает эту вероятность); 2) вероятность заболевания возрастает прямо пропорционально дозе облучения.

Был рассчитан дополнительный риск развития рака в течение жизни $\text{ELCR}_{\text{outdoor}}$ (вне помещений) по следующей формуле:

$$\text{ELCR}_{\text{outdoor}} = H \cdot \text{LS} \cdot \text{PC},$$

где LS — продолжительность жизни (в среднем 70 лет) и PC — коэффициент номинального риска с учетом вреда рака и наследственных заболеваний $0,055 \text{ Зв}^{-1}$ для всего населения (ICRP'2007). В этот риск включено число дополнительных раковых заболеваний, ожидаемых у людей, подвергшихся воздействию канцерогена в определенной дозе.

Дополнительный риск рака в течение жизни ELCR (на открытом воздухе) составил $0,35 \cdot 10^{-3}$, что ниже, чем рекомендованное значение 1,8 [31].

Актуальной проблемой для угольных ТЭС является наличие золоотвалов. Они занимают значительные площади и являются потенциальным источником загрязнения окружающей территории вследствие пылеобразования и переноса аэрозолей, а также в результате смыва, фильтрации и выщелачивания токсичных элементов. Одним из решений проблемы накопления золошлаковых отходов (ЗШО) является их утилизация. В зависимости от величины уровня потенциальной опасности (класса материала) вещество золоотвалов может использоваться в строительстве жилых

зданий или дорожном строительстве. Например, в настоящее время перспективным является использование бетонных блоков в производстве [33].

Удельная эффективная активность ($A_{эф}$) для золы-уноса, шлака и их смеси 3 : 1 (ЗШО) [14] рассчитана по формуле [34]

$$A_{эф} = A_{Ra} + 1,31A_{Th} + 0,085A_K,$$

где A_{Ra} , A_{Th} , A_K — удельные активности (Бк/кг) изотопов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K на основе полученных данных (см. табл. 4 и 9).

Исходя из рассчитанных величин удельной эффективной активности, равных для золы-уноса 422,6 Бг/кг, для шлака — 325,4 Бг/кг и ЗШО — 398,3 Бг/кг, к I классу строительных материалов, область применения которых распространяется на все виды строительства, можно отнести только шлак [34]. Зола-унос и ЗШО (смесь 3 : 1) относятся ко II классу материалов, использование которых допустимо не для всех видов строительства, а только в дорожном и производственных сооружений. На данный факт необходимо обратить внимание при использовании материалов золоотвалов в строительстве в пределах населенных пунктов.

Несмотря на то, что данные проведенных исследований и расчетов по оценке потенциального радиационного риска воздействия ТЭС-4 на окружающую среду и население находятся в пределах допустимых норм, необходимо проведение регулярного мониторинга.

ВЫВОДЫ

1. Бурые угли, используемые на ТЭС-4 (Улан-Батор) в качестве основного топлива из монгольских месторождений Багануур и Шивэ-Ово, значительно обогащены V, Ni, Cu, Pb и Bi, а также U по сравнению с принятыми среднемировыми значениями. При этом угли, поступающие на станцию из месторождения Багануур, значительно более обогащены V, As и U по сравнению с углями, поступающими с месторождения Шивэ-Ово. Отмечено, что при сжигании углей происходит концентрирование Zn, As и Pb в основном в золе-уносе, Bi — в шлаке, а V и U — как в шлаке, так и в золе-уносе. Данное обстоятельство необходимо учитывать при хранении зольных отвалов и дальнейшем использовании золы для народно-хозяйственных нужд.

2. Рассчитано, что ежегодный выброс в атмосферный воздух от ТЭС-4 составляет порядка 2,4 тыс. т различных веществ, которые впоследствии оседают на поверхности почвы и растительности. В районе действия ТЭС-4 в почве обнаружено превышение ПДК Cu, As, Pb, а также V в 164–224 раза, что соответствует чрезвычайно опасному уровню загрязнения, содержание Bi превышает региональный фон в 60–80 раз, содержание U выше кларка в 2–3 раза. Максимальные концентрации в почве Ni, Cu, As, U и Th наблюдаются на расстоянии 1 км от ТЭС-4, Zn, Pb и Bi — на расстоянии 5 км, а V — на расстоянии 10 км. Максимальное содержание U в растительности обнаружено в непосредственной близости от ТЭС, далее проис-

ходит снижение концентрации. Ряд элементов, содержащихся в растительности, выглядит следующим образом: $V > Zn > Cu > Pb > Ni > Bi > As$.

3. В золе-уносе обнаружено значительное содержание изотопов уранового ряда (^{226}Ra и ^{210}Pb). Естественная активность ^{210}Pb в золе-уносе в 12 раз выше, чем в исходном угле. На расстоянии 1 км от станции ^{210}Pb в почве и растительности обнаруживается в концентрации 14 и 34 Бк/кг соответственно, что, предположительно, связано с аэрогенным источником поступления ^{210}Pb в окружающую среду.

4. Удельная активность ^{137}Cs в образцах почвы была определена на уровне 1,5–2,1 Бк/кг, а в образцах угля, шлака, золы-уноса и растительности — на уровне предела обнаружения.

5. Уровень удельной активности естественного радионуклида ^{238}U в исходном угле и золе-уносе выше среднемировых значений, а ^{232}Th в угле, шлаке и золе-уносе — ниже среднемировых значений. Удельная активность ^{238}U в шлаке и золе-уносе выше, чем в исходном угле, в 4 раза, ^{232}Th — в 6 раз.

6. Рассчитанная мощность поглощенной дозы в воздухе (D) в районе ТЭС-4 составила 73,39 нГр/ч, что выше глобального среднего значения. Эквивалентная активность радия почвы (Ra_{eq}), индекс внешней опасности (H_{ex}), годовая эффективная доза (H) и дополнительный риск развития рака в течение жизни ($\text{ELCR}_{\text{outdoor}}$) для населения, проживающего в районе ТЭС-4, не превысили установленных и рекомендованных значений.

7. Расчет величин удельной эффективной активности ($A_{\text{эф}}$) отходов сжигания угля на ТЭС-4 показал, что к I классу строительных материалов, область применения которых распространяется на все виды строительства, можно отнести только шлак, а зола-унос и ЗШО (смесь 3 : 1) относятся ко II классу материалов, использование которых допустимо не для всех видов строительства, а только в дорожном и производственных сооружений. На данный факт необходимо обращать внимание при использовании материалов золоотвалов в строительстве в пределах населенных пунктов.

8. Для снижения радиационного воздействия от угольной ТЭС-4 необходимо организовать тщательный контроль за содержанием естественных радионуклидов в углях и в продуктах их сжигания, выбрасываемых в окружающую среду. Несмотря на то, что данные проведенных исследований и расчетов по оценке потенциального радиационного риска воздействия электростанции на окружающую среду и население находятся в пределах допустимых норм, необходимо проведение регулярного мониторинга.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сает Ю. Е. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
2. Tadmor J. Radioactivity from Coal-Fired Power Plants: A Review // J. Environ. Radioactivity. 1986. No. 4. P. 177–204.
3. 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.
4. Такайшвили Л. Н., Соколов А. Д., Батхуяг Содовын. Перспективы развития угольной энергетики Монголии // Вестн. ИрГТУ. 2019. Т. 23, № 1. С. 137–147; doi: 10.21285/1814-3520-2019-1-137-147.

5. *Арбузов С. И., Волостнов А. В., Машенькин В. С., Рыбалко В. И., Чингис Хаан Банк.* Радиоактивные элементы (U, Th) в углях // Материалы IV Междунар. конф., Томск, Россия, 4–8 июня 2013 г. С. 56–62.
6. *Bolortuya D., Zuzaan P., Gustova M. V., Maslov O. D.* Study of the Correlation between the Coal Calorific Value and Coal Ash Content Using X-Ray Fluorescence Analysis // *Phys. Part. Nucl. Lett.* 2013. V. 10, No. 7(184). P. 1184–1189.
7. *Санаев Ю. И.* Обеспыливание газов электрофильтрами. Семibrатово: Кондор-Эко, 2009. 156 с.
8. MNS 3298-90. Монгол улсын стандарт. Байгаль хамгаалал. Хөрс. Шинжилгээний дээж авахад тавигдах ерөнхий шаардлагууд. Бнмайын Үндэсний хөгжлийн яамны Үндэсний стандартчиллын эрдэм шинжилгээний хурээлэн Улаанбаатар хот. 1991.
9. Стандарт предприятия СТП 104-2002. Многокомпонентный инструментальный рентгенофлуоресцентный анализ почв и других объектов окружающей среды на токсичные и сопутствующие элементы. ОИЯИ 6-8092. Дубна, 2002. 16 с.
10. Стандарт предприятия СТП 105-2004. Многокомпонентный инструментальный гамма-активационный анализ почв и других объектов окружающей среды на токсичные и сопутствующие элементы. ОИЯИ 6-8233. Дубна, 2004. 15 с.
11. *Маслов О. Д., Молоканова Л. Г., Густова М. В., Дмитриев С. Н.* Определение содержания тория в образцах почв в реакции (γ, n) с применением рентгеновской спектрометрии // *Радиохимия.* 2004. Т. 46, № 4. С. 373–375.
12. *Густова М. В., Маслов О. Д., Молоканова Л. Г., Белов А. Г., Дмитриев С. Н.* Определение урана и тория в образцах почв в реакции (γ, n) с применением рентгеновской спектрометрии // *The Proc. of Intern. Conf. on Contemporary Physics, Ulaanbaatar, Aug. 13–20, 2007.* P. 155.
13. *Ketris M. P., Yudovich Ya. E.* Estimations of Clarkes for Carbonaceous Biolithes: World Averages for Trace Element Contents in Black Shales and Coals // *Intern. J. Coal Geology.* 2009. V. 78, No. 2. P. 135–148; <https://doi.org/10.1016/j.coal.2009.01.002>.
14. *Юдович Я. Э., Кетрис М. П.* Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 655 с.
15. *Глуценко Н. Н., Ольховская И. П.* Экологическая безопасность энергетики. Свойства частиц летучей золы ТЭС, работающих на угле // *Изв. РАН. Энергетика.* 2014. № 1. С. 20–27.
16. *Сидорова Г. П., Крылов Д. А., Якимов А. А.* Экологическое воздействие угольных ТЭС на окружающую среду // *Вестн. Забайкал. гос. ун-та.* 2015. № 9 (124). С. 28–38.
17. *Шпирт М. Я., Рашевский В. В.* Микроэлементы горючих ископаемых. Т. 5, кн. 4. М.: Кучково поле, 2010. 384 с.
18. *Сидорова Г. П., Крылов Д. А.* Проблемы радиационной опасности в угольной энергетике // *Горный информ.-аналит. бюл.* 2017. № 11. С. 200–209.
19. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях / Под ред. Ю. Е. Саета. М.: Мир, 1989. 439 с.
20. *Бямбасурэн Ц., Шабанова Е. В., Пройдакова О. А., Васильева И. Е., Ху-ухэнхуу Б., Отгонтуул Ц., Гуничева Т. Н.* Изучение степени загрязнения почвенного покрова города Улан-Батор // *Современные проблемы геохимии: Материалы Всерос. совещ. (с участием иностранных ученых): В 3 т. Т. 1.* Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, 2012. С. 128–131.

21. MNS 5850:2008 Монгол улсын стандарт. Хорсний чанар. Хорс бохирдуулагч бодис, элементуудийн зовшоорогдох дээд хэмжээ. Стадартчилал, хэмжилзүйн ундэсний тов. Улаанбаатар, 2008.
22. *Касимов Н. С. и др.* Эколого-геохимическое состояние почв г. Улан-Батор (Монголия) // Почвоведение. 2011. №7. С. 771–784.
23. *Сидорова Г. П., Крылов Д. А.* Оценка содержания радиоактивных элементов в углях и продуктах их сжигания // Горный информ.-аналит. бюл. (науч.-техн. журн.). 2015. №7. С. 369–376.
24. *Алексеев В. А., Алексеенко А. В.* Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д: Изд-во Юж. федерал. ун-та, 2013. 380 с.
25. Summary of Low-Dose Radiation Effects on Health. UNSCEAR 2010 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2010. New York, 2011. 99 p.
26. *Алексеев Ю. В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
27. *Бекман И. Н.* Радиоэкология и экологическая радиохимия: Учеб. для бакалавриата и магистратуры. 2-е изд., испр. и доп. М.: Юрайт, 2016. 409 с.
28. Основные итоги выполнения научного раздела Государственной программы Республики Беларусь по минимизации и преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС на 1996–2000 гг. за 1996 г. / Под ред. акад. Е. Ф. Конопля, проф. И. В. Ролевича. Минск: Мин-во по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь; Ин-т радиобиологии Нац. акад. наук Беларуси; Белсэнс, 1997. 202 с.
29. МР 2.6.1.0063-12. 2.6.1. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Контроль доз облучения населения, проживающего в зоне наблюдения радиационного объекта, в условиях его нормальной эксплуатации и радиационной аварии // Метод. рекомендации, утв. Глав. гос. санитар. врачом РФ 06.06.2012.
30. Ionizing Radiation: Sources and Effects. UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly, with annexes. New York, 1982. 773 p.
31. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. V. I. New York, 2000. 654 p.
32. ICRP — International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103 Annals ICRP'37(2–4). Amsterdam: Elsevier, 2007. 264 p.
33. *Герасимова Н. П.* Зола-унос как сырье для производства бетонных блоков при решении экологической проблемы утилизации золошлаковых отходов ТЭЦ // Вестн. ИрГТУ. 2016. №6(113). С. 122–127; <https://cyberleninka.ru/article/n/zola-unosa-kak-syrie-dlya-proizvodstva-betonnyh-blokov-pri-reshenii-ekologicheskoy-problemy-utilizatsii-zoloshlakovyh-othodov-tets>.
34. ГОСТ 30108-94. Межгосударственный стандарт. Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов. М.: Стандартинформ, 2007. 8 с.

Получено 15 октября 2021 г.

Редактор *Е. В. Григорьева*

Подписано в печать 17.12.2021.

Формат 60 × 90/16. Бумага офсетная. Печать офсетная.

Усл. печ. л. 1,75. Уч.-изд. л. 1,52. Тираж 185 экз. Заказ № 60328.

Издательский отдел Объединенного института ядерных исследований
141980, г. Дубна, Московская обл., ул. Жолио-Кюри, 6.

E-mail: publish@jinr.ru

www.jinr.ru/publish/