

Т.А. Бонина, кандидат химических наук,
доцент кафедры общей биологии БГПУ;
О.Д. Хвалей, кандидат биологических наук,
доцент кафедры общей биологии БГПУ;
В.В. Журавков, кандидат биологических наук,
старший научный сотрудник МГЭУ им. А.Д. Сахарова

АНАЛИЗ НЕКОТОРЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ ДОЛГОСРОЧНОГО РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

Введение. Радионуклидный состав и уровни радиоактивного загрязнения компонентов экосистем Беларуси на разных временных этапах после выброса радионуклидов в окружающую среду во многом определяют приоритеты в прикладных радиэкологических и радиобиологических исследованиях и задачах радиационной защиты населения [1]. В данной работе обобщены результаты многолетних экспериментальных наблюдений динамики радионуклидного состава и уровней радиоактивного загрязнения приземного воздуха и почвы в результате испытания ядерного оружия и после аварийного выброса ЧАЭС.

Результаты и их обсуждение. Основные уровни радиоактивного загрязнения почвы в результате глобальных выпадений на территории Республики Беларусь сформировались в середине 70-х гг. после проведения интенсивных ядерных испытаний в атмосфере перед ратификацией Московских соглашений о запрещении испытания ядерного оружия (1963–1964 гг.), когда плотность годовых выпадений плутония достигала максимальных значений: 10–15 Бк. В этот период концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в воздухе достигла нескольких десятков мкБк/м³, что привело к повышенному ингаляционному поступлению ТУЭ в организм жителей Республики Беларусь и к моменту аварии на ЧАЭС содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в организме жителей Беларуси составляло около 7Бк [2–4].

В мае 1981 г. на северо-западе Беларуси концентрация ^{137}Cs возросла с 4.0 мкБк/м³ до 130 мкБк/м³. Для $^{239+240}\text{Pu}$ это повышение составило от 57 нБк/м³ до 2300 нБк/м³. Такое высокое увеличение активности в мае явилось результатом стратосферных выпадений

от последнего 26-го китайского наземного ядерного испытания, проведенного в октябре 1980 г. Максимальное содержание $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs наблюдалось в середине мая и составило 3500 нБк/м³ и 220 мкБк/м³ соответственно. Период полувыведения $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs во время интенсивных стратосферных выпадений был одинаков и составил 1,7 месяцев [2].

Из долговременных закономерностей можно отметить повышение отношения активностей ^{137}Cs к $^{239+240}\text{Pu}$. Если в 1980 г. средняя величина этого отношения была 63, то в 1985 г. стала 150. Такая разница в поведении ^{137}Cs и изотопов плутония, вероятно, связана с разным механизмом их образования. При ядерном взрыве цезий преимущественно связывается с мелкодисперсными аэрозолями, присутствующими в воздухе, диаметром ниже 0,1 мкм. В то время как плутоний способен образовать собственную фазу, состоящую из оксидов после высокотемпературного отжига. Эти частицы относятся к соединениям плутония с медленным легочным клиренсом. Период полувыведения $^{239+240}\text{Pu}$ из приземного воздуха до Чернобыльской катастрофы составил 1,1 года, а ^{137}Cs – 3,2 года [3].

В динамике среднемесячного загрязнения приземного слоя воздуха до Чернобыльской катастрофы можно выделить 2 компоненты – сезонную и долговременную. Сезонная составляющая обуславливает циклические изменения в загрязнении атмосферы – весенне-летний подъем и зимний минимум содержания радионуклидов. Долговременная составляющая за период 01.1980–05.1986 представляет собой детерминированный тренд среднего уровня и описывается уравнениями: для Pu $y = 370 e^{-0,053x}$, для Cs $y = 1.10 e^{-0,018x}$, где x – порядковый номер месяца с января 1980 г.;

у – со
239+240
Со
1985
239+240
в нач
нукли
щая: 1
238Pu -
ностн
239+240
1200 Б
шение
лее зн
тальн
238Pu/
В д
руси
внешн
можно
Ак
туние
после
призем
более
ными у
ходили
почву
наблю
нения
происх
читель
238Pu
238Pu/
137Cs/
дии пр
ное по
лей Бе
Pu-238
ской об
Коротк
ли рад
после а
онных
ным ча
топы те
ния-103
были н
барий-
Табл
28-2
Радион
131I
132Te (132)
133I
135I (135m)X
133mXe

γ – содержание радионуклида в воздухе: $^{239+240}\text{Pu}$ – нБк/м³, ^{137}Cs – мкБк/м³.

Содержание ^{238}Pu в атмосфере в 1978–1985 г. составило 0.028 ± 0.04 от содержания $^{239+240}\text{Pu}$ по нашим экспериментальным данным, в начале апреля 1986 г. концентрация радионуклидов в приземном воздухе была следующей: ^{137}Cs – 0,36 мкБк/м³, $^{239+240}\text{Pu}$ – 4,7 нБк/м³, ^{238}Pu – 0,13 нБк/м³, ^{90}Sr – 220 нБк/м³, а поверхностное загрязнение почвы: ^{137}Cs – 1900 Бк/м², $^{239+240}\text{Pu}$ – 55 Бк/м², ^{238}Pu – 1,5 Бк/м², ^{90}Sr – 1200 Бк/м². Для глобальных выпадений соотношение по активности на апрель 1986 г. наиболее значимых актинидов по нашим экспериментальным данным было следующим: $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}/^{241}\text{Pu}/^{241}\text{Am} = 0,043/1,0/0,57/20/0,5$.

В динамике загрязнения территории Беларуси радионуклидами, выброшенными во внешнюю среду вследствие аварии на ЧАЭС, можно выделить следующие стадии:

Активная стадия аварии или йодно-нептуниевый этап: длительность около месяца после выброса. Содержание радионуклидов в приземном воздухе в этот период возросло более чем в 10^6 раз по сравнению с глобальными уровнями. В течение этой стадии происходили наиболее интенсивные выпадения на почву, которые и сформировали в основном наблюдаемые уровни поверхностного загрязнения почвы радионуклидами чернобыльского происхождения. Здесь произошли также значительные изменения в изотопном отношении ^{238}Pu и $^{239+240}\text{Pu}$. Отношение активностей $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ возросло с 0,03 до 0,4–0,5, а $^{137}\text{Cs}/^{239+240}\text{Pu}$ – со 100 до 10^5 [2]. На этой стадии произошло дополнительное ингаляционное поступление актинидов в организм жителей Беларуси, содержание «чернобыльского» $\text{Pu-}^{238+239+240}$ в организме жителей Гомельской области оценивается величиной 15 Бк [4]. Короткоживущие изотопы, которые определяли радиационную обстановку в первые дни после аварии, находились в виде конденсационных и топливных частиц. К конденсационным частицам относятся радиоактивные изотопы теллура-132, цезия-134, 136, 137 и рутения-103, 106. В составе топливных частиц были нептуний-239, цирконий-95, ниобий-95, барий-140, лантан-140, иттрий-90, церий-141,

144 и т. д. Соотношение этих радионуклидов в значительной степени определяется глубиной выгорания ядерного топлива в реакторе АЭС, так как глубина выгорания ядерного топлива определяет количество образующихся изотопов и их соотношения в облученном топливе [5]. Ввиду большой неоднородности выгорания топлива по объему активной зоны РБМК на момент аварии, малой доли выброшенного в атмосферу топлива и специфики временного протекания аварии, для разных площадок радиоактивных выпадений возможны значительные отличия по глубине выгорания топлива. Поэтому определение реальной глубины выгорания топлива для конкретных площадок необходимо было провести для корректного определения коэффициентов корреляции радионуклидов в рассматриваемых выпадениях.

Для определения глубины выгорания и количества уранового топлива в почвенных выпадениях после катастрофы на ЧАЭС специально была разработана методика с использованием в качестве трассера облученного топлива урана-236 [6]. В ее основу положены расчетные корреляции между изотопами урана в активной зоне реактора РБМК-1000 в зависимости от глубины выгорания топлива и экспериментальные данные по соотношению в пробах почвы природных изотопов и техногенных выбросов урана-235, 236, 238.

Величина среднего выгорания топлива составляет $(9,4 \pm 0,5)$ МВт.сут/кгU. Поэтому при расчете изотопных отношений в работе принята эта средняя величина [7].

При расчетах выпадений радиоактивных изотопов La-140, Ba-140, Zr-95, Zr-97, Nb-95, Eu-156, Np-239, Ce-143 рассматривалось их отношение к Ce-144, так как эти радионуклиды находились в составе топливных частиц [8]. Предполагалось также, что не было фракционирования радионуклидов Cs-137 с Mo-99 и Ru-103, Ru-106, а также радионуклидов йода и теллура. В таблицах 1–2 приведены данные реконструкции загрязнения приземного воздуха и почвы изотопами йода и короткоживущими радионуклидами для городов Минска и Гомеля и уровни мощности экспозиционной дозы при прохождении радиоактивного облака [9].

Таблица 1 – Радионуклиды, характеризующие радиационную обстановку в Минске 28–29 апреля 1986 г.

Радионуклид	$C_{\text{PM-2,5}}$, кБк/м ³	$C_{\text{PM-10}}$, кБк/м ²	P_{24} , мкР/час (28.04.86)	$P_{\text{24}}/\sum P_{\text{24}}$, %	P_{24} , мкР/час (29.04.86)	$P_{\text{24}}/\sum P_{\text{24}}$, %
¹³¹ I	2,10	24,0	17,85	9,70	5,28	6,08
¹³² Te (¹³² I)	2,03	23,2	103	56,0	28,8	33,1
¹³³ I	0,51	5,78	6,67	3,63	1,85	2,13
¹³⁵ I (^{135m} Xe)	0,00	0,03	0,10	0,06	0,03	0,03
^{133m} Xe	0,08	–	0,07	0,04	–	–

наук,
БГПУ;
наук,
БГПУ;
наук,
арова

емного
ктябре
²⁴⁰Pu и
соста
ствен
¹³⁷Cs во
выпаде
ев [2].
ий мож
ствитно
няя ве
1985 г.
¹³⁷Cs и
с раз
ядер
связи
олями,
и ниже
особен
чую из
этжига.
и плу
эм. Пе
емного
соста

знения
льской
енты –
ая со
ческие
ры –
нимум
енная
5.1986
й тренд
ниями:
^{018x}, где
1980 г.;

Радионуклід	C_{RN-a} , КБк/м ³	σ_{RN-s} , КБк/м ²	P_{ya} , мкР/час (28.04.86)	$P_{ya}/\sum P_{ya}$, %	P_{ys} , мкР/час (29.04.86)	$P_{ys}/\sum P_{ys}$, %
¹³³ Xe	4,27	0,00	4,57	2,48	—	—
⁹⁵ Zr	0,33	13,3	5,41	2,94	5,44	6,27
⁹⁵ Nb	0,34	13,7	5,82	3,16	5,91	6,80
⁹⁷ Zr	0,02	0,7	0,32	0,17	0,32	0,37
⁹⁹ Mo	0,83	33,4	5,12	2,78	5,00	5,76
¹⁰³ Ru	1,34	53,9	14,7	8,00	14,0	16,1
¹⁰⁶ Ru	0,42	16,7	1,83	0,99	1,67	1,92
¹³⁴ Cs	0,12	1,8	2,38	1,29	2,41	2,77
¹³⁶ Cs	0,04	0,8	0,94	0,51	0,92	1,06
¹³⁷ Cs	0,25	3,70	1,16	0,63	1,18	1,36
¹⁴⁰ Ba	0,29	11,8	1,15	0,62	1,29	1,49
¹⁴⁰ La	0,13	5,25	6,63	3,60	6,03	6,95
¹⁴¹ Ce	0,30	12,2	0,52	0,28	0,53	0,60
¹⁴³ Ce	0,07	2,64	0,39	0,21	0,45	0,52
¹⁴⁴ Ce	0,25	10,2	0,11	0,06	0,36	0,41
¹⁵⁴ Eu	0,01	0,53	0,39	0,21	0,35	0,40
²³⁹ Np	1,35	54,3	4,86	2,64	5,05	5,81
Σ			184		86,8	

Таблица 2 – Радионуклиды, характеризующие радиационную обстановку в Гомеле 28–29 апреля 1986 г.

Радионуклід	C_{RN-a} , КБк/м ³	σ_{RN-s} , КБк/м ²	P_{ya} , мкР/час (28.04.86)	$P_{ya}/\sum P_{ya}$, %	P_{ys} , мкР/час (29.04.86)	$P_{ys}/\sum P_{ys}$, %
¹³¹ I	42,94	482,3	364,9	9,82	106,1	6,84
¹³² Te (¹³² I)	41,49	466,0	2108	56,73	577,9	37,28
¹³³ I	10,34	116,1	136,5	3,67	37,16	2,40
¹³⁵ I (^{135m} Xe)	0,057	0,636	2,109	0,06	0,534	0,03
^{133m} Xe	1,598	—	1,466	0,04	—	—
¹³³ Xe	85,31	—	91,21	2,45	—	—
⁹⁹ Mo	16,21	542,8	100,0	2,69	81,42	5,25
¹⁰³ Ru	26,19	876,7	288,1	7,75	227,9	14,71
¹⁰⁶ Ru	8,123	271,9	35,74	0,96	27,19	1,75
¹³⁴ Cs	1,344	45,02	46,50	1,25	39,16	2,53
¹³⁶ Cs	0,385	12,89	18,29	0,49	14,95	0,96
¹³⁷ Cs	1,798	60,20	22,66	0,61	19,26	1,24
⁹⁵ Zr	6,452	216	105,8	2,85	88,56	5,71
⁹⁵ Nb	6,678	223,6	113,7	3,06	96,14	6,20
⁹⁷ Zr	0,317	10,63	6,172	0,17	5,206	0,34
¹⁴⁰ Ba	5,716	191,4	22,45	0,60	21,05	1,36
¹⁴⁰ La	2,550	85,37	129,6	3,49	98,18	6,33
¹⁴¹ Ce	5,935	198,7	10,21	0,27	8,545	0,55
¹⁴³ Ce	1,282	42,93	7,525	0,20	7,298	0,47
¹⁴⁴ Ce	4,956	165,9	2,131	0,06	5,807	0,37
¹⁵⁴ Eu	0,258	8,640	7,663	0,21	5,616	0,36
²³⁹ Np	26,37	882,9	94,93	2,56	82,11	5,30
Σ			3715		1550	

Условные обозначения, используемые в таблицах 1–2:

C_{RN-a} – концентрация радионуклидов в приземном воздухе 28.04.86;

σ_{RN-s} – поверхностное загрязнение почвы радионуклидами на 29.04.86;

P_{ya} – мощность экспозиционной дозы от радиоактивного облака;

P_{ys} – мощность экспозиционной дозы от загрязненной почвы.

Таблицы 1–2 свидетельствуют, что основной вклад в мощность дозы вносили изотопы йода (около 70 %) в момент прохождения радиоактивного облака. Вклад других короткоживущих изотопов в мощность дозы составляет около 30 %, из них наиболее опасными являются: ¹⁰³Ru (вклад около 8 %), ⁹⁵Zr-⁹⁵Nb (вклад около 6 %), ¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La (вклад около 4 %), ²³⁹Np (вклад около 5 %) и ⁹⁹Mo (вклад около 3 %) [10].

Радиоактивное загрязнение в основном произошло в течение нескольких дней (в дальних следах за 1–2 дня), когда происходили максимальные «сухие» и «влажные» первичные радиоактивные выпадения. В течение нескольких недель после первичных выпадений большую роль играет ресуспензия, поскольку коэффициент ветрового подъема в этот период имеет наибольшее значение. Практически

образование псевдорadioколлоидов и комплексобразование ионных форм радионуклидов с компонентами почвенной органики (гуминовые и фульвокислотные почвы) и неорганическими лигандами в почвенных растворах, а также гидролитические реакции. Так, сорбционные процессы, а также возможное образование нерастворимых соединений с органическими компонентами почвы оказывают влияние на скорость вертикальной миграции плутония и урана в почвах.

Выводы. Таким образом, в момент прохождения радиоактивного облака (первый этап) основной вклад в загрязнение территории Беларуси определяли изотопы ^{131}I , ^{132}I (^{132}Te) (вклад которых в мощность экспозиционной дозы составлял до 70 %). Вклад других короткоживущих изотопов в мощность экспозиционной дозы составлял около 30 %, из них наиболее дозообразующими являлись: ^{103}Ru (8 %), $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ (6 %), $^{140}\text{Ba} - ^{140}\text{La}$ (4 %), ^{239}Np (5 %) и ^{99}Mo (3 %). Радиационная обстановка на втором и третьем этапах в основном обусловлена радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr . На активном этапе загрязнение в основном определяется $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , причем загрязнение ^{241}Am превышает загрязнение $^{239,240}\text{Pu}$.

ЛИТЕРАТУРА

1. Конопля, Е.Ф. Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси / Е.Ф. Конопля. – Минск, 1996 – 280 с.
2. Mironov, V.P. Plutonium radioisotopes in the air in the northeastern part of Lithuania and the west part Belorussia after the Chernobyl accident. *Atm. phys.* / V.P. Mironov, V.P. Kudryashov. – 1995 – № 17. – P. 19–23.
3. Кудряшов, В.П. Загрязнение территории Республики Беларусь трансураниевыми элементами в результате глобальных выпадений и катастрофы на ЧАЭС, включение их в трофические цепи и формирование дозовых нагрузок. КД / В.П. Кудряшов. – Минск, 1998. – 120 с.
4. Kutkov, V.A. Inhalation of the aerosol of nuclear fuel particles from Chernobyl NPP by adult persons from the Gomel region of Belarus. *Proceeding of an international symposium on Environmental impact of radioactive releases. IAEA* / V.A. Kutkov, R.I. Pogodin. – Vienna, 1995. – P. 107–115.
5. Миронов, В.П. Ретроспективный анализ радионуклидного загрязнения Минска и Гомеля на активной стадии аварии / В.П. Миронов, В.В. Журавков, П.И. Ананич // Актуальные проблемы дозиметрии: материалы Междунар. симпозиума, Минск, 23–24 окт. 2003 г. / Мин-во образования Республики Беларусь, МГЭУ им. А.Д. Сахарова. – Минск. – 2003. – С. 69–70.
6. Миронов, В.П. Определение количества и глубины выгорания уранового топлива в выпадениях на загрязненных территориях, после катастрофы на ЧАЭС с помощью трассера урана-236 / В.П. Миронов, В.В. Журавков, П.И. Ананич и др. // Весті НАН Беларусі. Серія фіз.-тэхн. навук. – 2005. – № 4. – С. 121–123.
7. Миронов, В.П. Методика определения глубины выгорания и количества уранового топлива в выпадениях на территории Беларуси, после катастрофы на ЧАЭС с помощью трассера U-236 / В.П. Миронов, Ж.Л. Матусевич, В.П. Кудряшов и др. // Современные проблемы радиоэкологии: сб. материалов науч.-практ. конф., Минск, 12–13 дек. 2002 г. / НАН Беларусі. ИРБ НАН Беларусі. – Минск. – 2002. – С. 89–91.
8. Миронов, В.П. Определение глубины выгорания топлива в выпадениях на территории Беларуси, после катастрофы на ЧАЭС с помощью трассера U-236 / В.П. Миронов, Ж.Л. Матусевич, В.П. Кудряшов и др. // Сахаровские чтения 2002 г.: экологические проблемы XXI в.: материалы Междунар. науч. конф., Минск, 17–21 мая 2002 г. / Мин-во образования Республики Беларусь, МГЭУ имени А.Д. Сахарова. – Минск, 2002. – С. 204–205.
9. Журавков, В.В. Динамика загрязнения территории Гомельской области йодом-131 на активной стадии аварии / В.В. Журавков, Г.П. Кукашников // Преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС: состояние и перспективы: сб. науч. тр. // Междунар. науч.-практ. конф., Гомель, 26–27 апр. 2004 г. / НАН Беларусі, ИРБ НАН Беларусі. – Гомель. – 2004. – С. 280–282.
10. Журавков, В.В. Реконструкция динамики загрязнения территории Беларуси короткоживущими радионуклидами и оценка доз на щитовидную железу населения в течение активной стадии аварии на ЧАЭС: автореф. дис... канд. биол. наук.: 03.00.01 / В.В. Журавков; ГНУ «Институт радиобиологии НАН Беларусі», г. Гомель. – 2006. – 24 с.
11. Миронов, В.П. Определение активности и дисперсности топливных частиц в воздухе и почве: Доклад на XV Менделеевском съезде «Проблемы экологии», Рефераты докладов и сообщений / В.П. Миронов. – Минск, изд. «Наука», 1993. – Т. 1. – 392 с.
12. Миронов, В.П. Characteristics of ^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ migration in undisturbed soils of southern Belarus after the Chernobyl accident J. / В.П. Миронов. – *Environ. Radioactivity*, 1996. – № 2. – Vol. 30, p. 183–196.
13. Миронов, В.П. Определение топливных частиц на территории БССР / В.П. Миронов. – *Известия АН БССР. Серия ФЭН.* – 1991. – № 4.
14. Прибылев, С.В. Загрязнение «чернобыльским» ураном территории РБ / С.В. Прибылев, О.Н. Новицкая, В.П. Миронов // Журнал «Вестник ПГУ». Серия В. – 2005. – № 3. – С. 67–71.
15. Прибылев, С.В. Вертикальная миграция урана чернобыльского происхождения по почвенному профилю / С.В. Прибылев, Ж.Л. Матусевич, В.П. Миронов // *Материалы 5-го Междунар. симпозиума «Актуальные проблемы дозиметрии».* – Минск, 2005. – С. 122–125.
16. Boulyga, S.F. Isotope ratio measurements of spent reactor uranium in the environmental samples using inductively coupled plasma mass spectrometry / S.F. Boulyga, J.L. Matusevich // *International Journal of Mass Spectrometry.* – 2000. – Vol. 203, p. 143–154.

SUMMARY

In the given work the results of long-term experimental supervision of radionuclide composition dynamics are generalized. The basic stages of formation of radioactive contamination of Belarus territory are considered.