УДК 504.3.054:614.876:539.16

УРОВНИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ НА СЛЕДАХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ОТ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА СИП (1949, 1951 И 1953 ГГ.)

Круглыхин А.А., Ляхова О.Н., Турченко Д.В., Кабдыракова А.М., Дашук А.Л.

Филиал «Институт радиационной безопасности и экологии» РГП НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлены обобщенные результаты по оценке уровней загрязнения воздушной среды техногенными радионуклидами на следах от ядерных испытаний 1953 и 1951 гг. в районе испытательных площадок «Балапан» и «Сары-Узень». Получены данные об уровне и динамике концентрации радионуклидов в воздушной среде на следе от ядерного испытания 1949 г. вблизи п. Долонь. Проведена сравнительная оценка экспериментальных данных и теоретических расчетов.

Введение

В результате проведения ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) образовались обширные локальные участки (ближние выпадения) с радиоактивным загрязнением почвенного покрова, которые в свою очередь могу являться источниками вторичного радионуклидного загрязнения воздушной среды. Согласно ранее полученным экспериментальным данным, максимальные уровни содержания техногенных радионуклидов в воздухе наблюдаются на эпицентрах ядерных испытаний. На расстоянии 200–500 м от эпицентра ядерного взрыва концентрация радионуклидов снижается на порядок и более.

Кроме этого, на СИП имеются участки радиоактивного загрязнения (дальние выпадения), образовавшиеся в результате выпадения радиоактивных осадков – так называемые следы радиоактивных выпадений. К наиболее значимым относятся следы от наземных ядерных испытаний 1949 г., 1951 г. и первого термоядерного испытания 1953 г. [1]. Следы 1951 и 1953 гг. фиксируются на всей территории СИП, выходя далеко за ее пределы, и попадают на участки ведения сельскохозяйственной деятельности, где местным населением осуществляется заготовка сена и выпас скота. След 1949 г. прослеживается только на территории, прилегающей к полигону.

Результаты исследования позволят оценить уровень радиоактивного загрязнения воздушной среды в местах, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие проведения ядерных испытаний, а также возможное влияние следов радиоактивных выпадений на окружающую среду и население. Сравнительная оценка экспериментальных данных и теоретического расчета позволит рассмотреть возможность дальнейшего использования расчетных данных для проведения подобных оценок, без осуществления дорогостоящих экспериментальных исследований.

1 Материалы и методы

Исследования проводились на территории бывшего СИП на следах радиоактивных выпадений от испытаний 1949, 1951 и 1953 гг.

1.1 Общая методология исследований

Отбор проб воздуха на всех исследовательских участках осуществлялся пробоотборником «Бриз» электромеханического типа, в качестве фильтрующего элемента использовалась ткань Петрянова. На следах от радиоактивных выпадений 1953 г. и 1951 г. отбор проб воздуха проводился в течение 48 часов на каждом исследовательском участке, объём прокаченного воздуха на одну пробу составлял не менее 80 000 м^3. На следе от испытания 1949 г., в лесном массиве вблизи п. Долонь, отбор проб воздуха проводился на одном участке непрерывно на протяжении 5 дней, замена воздушного фильтра осуществлялась 1 раз в сутки. Для оценки динамики концентрации радионуклидов в воздухе исследовательские работы вблизи п. Долонь проводились с периодичностью один раз в три месяца (апрель, июнь, сентябрь, ноябрь). Средний объём прокаченного воздуха при отборе одной пробы составил 37 000 м^3.

Во всех фильтрах воздушных аэрозолей проводилось определение объемной активности основных дозообразующих техногенных радионуклидов – ^{241}Am, ^{137}Cs и $^{239+240}$Pu. Подготовка фильтров проводилась методом озоления в муфельной печи в течение 6 часов при температуре 390 °С. Для определения содержания техногенных радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs все отобранные пробы анализировались γ-спектрометрическим методом с использованием γ -спектрометра колодезного типа. Подготовка проб и определение удельной активности $^{239+240}$Pu проводилась с использованием метода радиохимического выделения. Для контроля химического выхода в предварительно подготовленную пробу вводилась изотопная метка ^{242}Pu. Объемная активность $^{239+240}$Pu в подготовленном образце определялась на альфа-спектрометре *AlphaAnalis* с использованием данных об объеме прокаченного воздуха.

Для изучения факторов, влияющих на загрязнение воздушной среды, на всех участках отбора проб воздуха проводились измерения метеорологических параметров с использованием метеостанции *Davis* и измерения запыленности воздушной среды с использованием анализатора размеров аэрозольных частиц

Dusttrack 8533. Фиксировались такие метеорологические параметры как скорость и направление ветра, температура и влажность атмосферного воздуха.

1.2 Краткая характеристика участков отбора проб

Для оценки уровней радиоактивного загрязнения воздушной среды техногенными радионуклидами на следах от ядерных испытаний 1953 и 1951 гг. в районе испытательных площадок «Балапан» и «Сары-Узень» исследовательские участки заложены по профилю, пересекающему ось следа. На следе от испытания 1949 г. в лесном массиве вблизи п. Долонь заложен один исследовательский участок с высоким содержанием радионуклидов в объектах окружающей среды (рисунок 1).

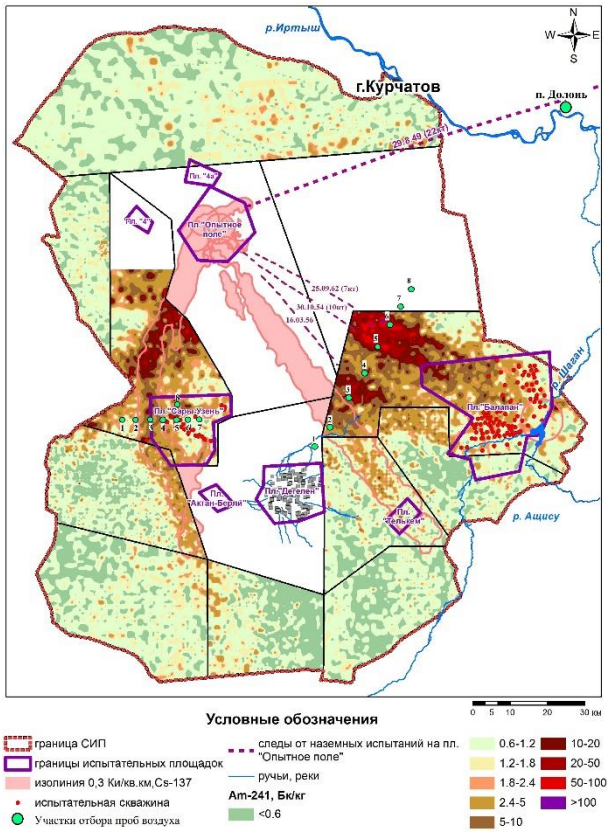

Рисунок 1. Расположение участков отбора проб воздуха на исследуемой территории

След от испытания 1951 г. На данной территории исследовательский профиль пролегал в направлении с запада на восток, пересекая след от ядерного испытания 1951 г. и центральную часть площадки «Сары-Узень». Дополнительно, отбор проб воздуха проведен на участке с повышенным уровнем содержания ^{241}Am в почве, расположенном вблизи исследуемого профиля (т. 8).

След от испытания 1953 г. Участки отбора проб воздуха располагались по профилю в направлении с юго-запада на северо-восток в близи площадки «Балапан», пересекая ось следа от термоядерного испытания 1953 г.

След от испытания 1949 г. По результатам исследований, этот след хорошо фиксируется в районе населенных пунктов п. Бодене, п. Черемушки, п. Мостик, п. Долонь и п. Канонерка [1]. Исследовательский участок заложен в лесном массиве вблизи п. Долонь, где ранее проведенные исследования показали наличие повышенных значений концентрации техногенных радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в коре деревьев, а также в подстилке и хвое. Согласно полученным результатам, максимальные значения $^{239+240}$Pu достигали: в коре – 1,5ºБк/кг, в органической и минеральной части подстилки – 180 Бк/кг, в хвое – 200 Бк/кг [2].

Расположение участков отбора проб воздуха на исследуемой территории представлено на рисунке 1.

2 Результаты и их обсуждение

2.1 Изучение уровня радиоактивного загрязнения воздуха на следах от радиоактивных выпадений

След от испытания 1951 г. В таблице 1 представлена объёмная активность $^{239+240}$Pu в воздушной среде в зоне прохождения следа от ядерного испытания 1951 г. вблизи площадки «Сары-Узень».

Полученные результаты показали, что содержание техногенных радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs в воздухе находится ниже уровня предела обнаружения. Численные значения объемной активности радионуклида $^{239+240}$Pu зафиксированы на всех участках исследования и составили от $0{,}5\cdot10^{-6}$ Бк/м^3 до $13\cdot10^{-6}$ Бк/м^3, что на 2–4 порядка ниже уровня допустимой объемной активности для категории «население» (ДОА$_{нас.}$), установленного гигиеническими нормативами [3] (таблица 1).

Таблица 1. Результаты исследования воздушной среды на следе от ядерного испытания 1951 г.

№ участка отбора	Объёмная активность $^{239+240}$Pu, 10^{-6} Бк/м^3	Запыленность, мг/м^3	Скорость ветра, м/с
1	0,5 ± 0,05	0,016	4,4
2	2,2 ± 0,5	0,008	2,6
3	4,1 ± 0,5	0,006	1,4
4	2,7 ± 0,6	0,006	2,1
5	2,9 ± 0,4	0,007	2,3
6	0,6 ± 0,05	0,009	3,0
7	0,8 ± 0,1	0,012	2,2
8	13 ± 2	0,013	1,2
ДОА для населения	**$2{,}5\cdot10^{-3}$**	**—**	**—**

Запыленность воздушной среды изменялась в диапазоне от 0,006 до 0,16 мг/м^3, со средним значением равным 0,009 мг/м^3, скорость ветра изменялась от 1,2 до 4,4 м/с. Сильных порывов ветра в ходе проведения отбора проб отмечено не было, среднее значение составило 2,4 м/с. Зависимости изменения объемной

активности $^{239+240}$Pu в воздухе от запыленности или скорости ветра отмечено не было.

На основе анализа полученных данных построена гистограмма, отображающая объемную активность радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе в месте проведения исследования (рисунок 2).

Согласно полученным данным, максимальная концентрация $^{239+240}$Pu в воздушной среде, равная 13 10^{-6} Бк/м^3, зафиксирована в т. 8, на участке с повышенным содержанием техногенных радионуклидов в почве. Удельная активность ^{241}Am в почве составляла порядка 100 Бк/кг, максимальная удельная активность $^{239+240}$Pu в почве на данном участке составляла 250 Бк/кг. Кроме этого, повышенные концентрации $^{239+240}$Pu в воздухе зафиксированы на участках в т. 2 – т. 5, расположенных непосредственно в зоне прохождения следа 1951 г.

След от испытания 1953 г. Установлено, что содержание радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs в воздухе на всех исследовательских участках находилось ниже уровня предела обнаружения. В таблице 2 представлена объёмная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в воздушной среде в зоне прохождения следа от испытания 1953 г.

Результаты исследования показали, что значения объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе составили от $0{,}4\cdot10^{-6}$ до $5{,}7\cdot10^{-6}$ Бк/м^3, что на 2–4 порядка ниже уровня ДОА$_{нас.}$ [3].

Таблица 2. Результаты исследования воздушной среды на следе от термоядерного испытания 1953 г.

№ участка отбора	Объёмная активность, $^{239+240}$Pu, 10^{-6} Бк/м^3	Запыленность, мг/м^3	Скорость ветра, м/с
1	5,6 ± 0,8	0,005	4,5
2	5,7 ± 0,6	0,008	4,1
3	2,7 ± 0,3	0,014	3,1
4	0,8 ± 0,1	0,015	3,2
5	2,1 ± 0,3	0,014	2,4
6	3,1 ± 0,5	0,018	2,0
7	3,1 ± 0,4	0,015	3,3
8	0,4 ± 0,05	0,009	3,3
ДОА для населения	**$2{,}5\cdot10^{-3}$**	**—**	**—**

Запыленность воздушной среды на данном участке была чуть выше, чем на предыдущем, и изменялась в диапазоне от 0,008 до 0,018 мг/м^3, со средним значением равным 0,012 мг/м^3. Скорость ветра изменялась от 2 до 4,5 м/с, без порывов. Зависимости изменения объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе от запыленности или скорости ветра не отмечается.

На гистограмме представлена объемная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе на каждом исследовательском участке данного профиля (рисунок 3).

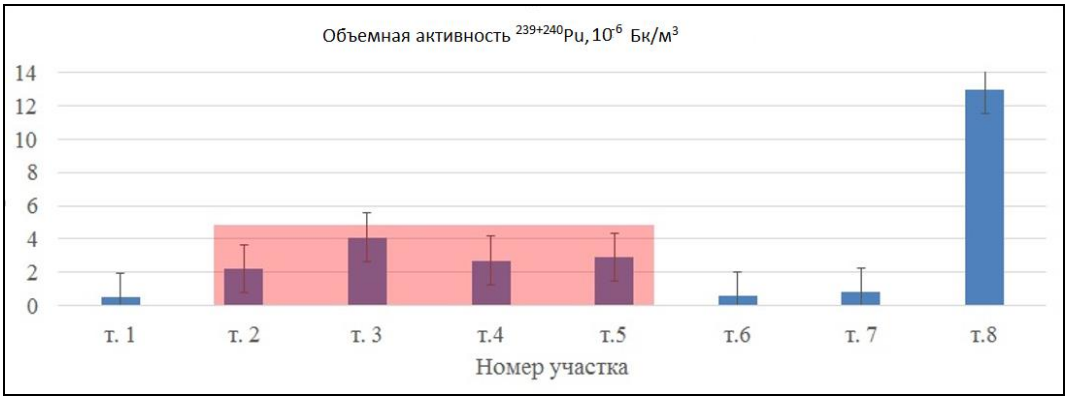

Рисунок 2. Объемная активность $^{239+240}$Ри воздухе в зоне прохождения следа от испытания 1951 г.

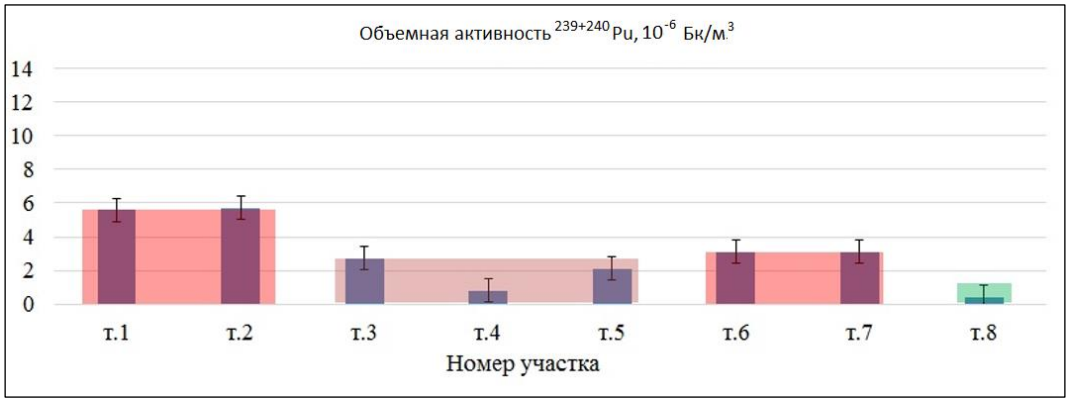

Рисунок 3 Содержание радионуклида $^{239+240}$Ри воздухе на следе от испытания 1953 г.

Максимальное значение объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе зафиксировано на участке в т. 2, расположенном непосредственно на следе от ядерного испытания 1953 г. Однако, анализ всех полученных данных подтвердил ранее сделанное предположение, что наличие численных значений объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе на данных участках, связано не только с влиянием следа от испытания 1953 г., но и с влиянием следов радиоактивных выпадений от нескольких ядерных испытаний, проведенных на территории СИП.

След от испытания 1949 г. В таблице 3 представлены данные объёмной активности радионуклида $^{239+240}$Pu в воздушной среде на следе от ядерного испытания 1949 г.

В лесном массиве вблизи п. Долонь концентрация радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs в воздушной среде находится ниже предела обнаружения, содержание радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе составляло от $0{,}2\cdot10^{-6}$ до $3{,}3\cdot10^{-6}$ Бк/м^3.

Запыленность воздушной среды изменялась в диапазоне от 0,006 до 0,052 мг/м^3. Незначительное повышение уровня запыленности отмечалось в апреле, до 0,052 мг/м^3 и в ноябре – до 0,030 мг/м^3. Однако среднее значение, в целом за весь период исследований, составило 0,018 мг/м^3, что находится на одном уровне с исследовательскими участками, расположенными на следах испытаний от 1951 и 1953 гг. Скорость ветра в лесном массиве, существенно ниже, чем отмечалась на территории СИП, и изменялась от 0,1 до 0,9 м/с, без порывов. Зависимости изменения объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе от запыленности или скорости ветра на данном участке также не отмечено.

На гистограмме (рисунок 4) представлено сезонное изменение объёмной активности радионуклида $^{239+240}$Pu в воздушной среде в лесном массиве за весь период исследований.

Таблица 3. Результаты исследования воздушной среды на следе от ядерного испытания 1949 г.

Период отбора	Объемная активность $^{239+240}$Pu, 10^{-6} Бк/м^3	Запыленность, мг/м^3	Скорость ветра, м/с
Апрель	1,0 ± 0,1	0,047	0,9
	1,7 ± 0,3	0,052	0,4
	0,2 ± 0,05	0,034	0,5
	1,8 ± 0,3	0,011	0,6
	1,2 ± 0,2	0,017	0,1
Июнь	1,5 ± 0,3	0,013	1,0
	1,2 ± 0,2	0,008	0,3
	1,3 ± 0,2	0,010	0,4
	3,3 ± 0,4	0,009	0,4
	1,0 ± 0,2	0,009	0,4
Сентябрь	1,0 ± 0,1	0,008	0,3
	0,5 ± 0,05	0,006	0,4
	1,0 ± 0,1	0,007	0,1
	0,5 ± 0,05	0,007	0,2
	1,0 ± 0,1	0,014	0,4
Ноябрь	1,0 ± 0,1	0,019	0,1
	0,5 ± 0,05	0,030	0,2
	1,0 ± 0,1	0,030	0,1
	0,5 ± 0,05	0,015	0,2
	1,0 ± 0,1	0,016	0,3
ДОА для населения	$2{,}5\cdot10^{-3}$	—	

Минимальное значение концентрации $^{239+240}$Pu в воздухе лесного массива, зафиксированое в осенний период, в сентябре и ноябре, составило $0{,}8\cdot10^{-6}$ Бк/м^3. Максимальное значение концентрации $^{239+240}$Pu в воздушной среде на данном участке зафиксировано в июне, и составило $1{,}7\cdot10^{-6}$ Бк/м^3.

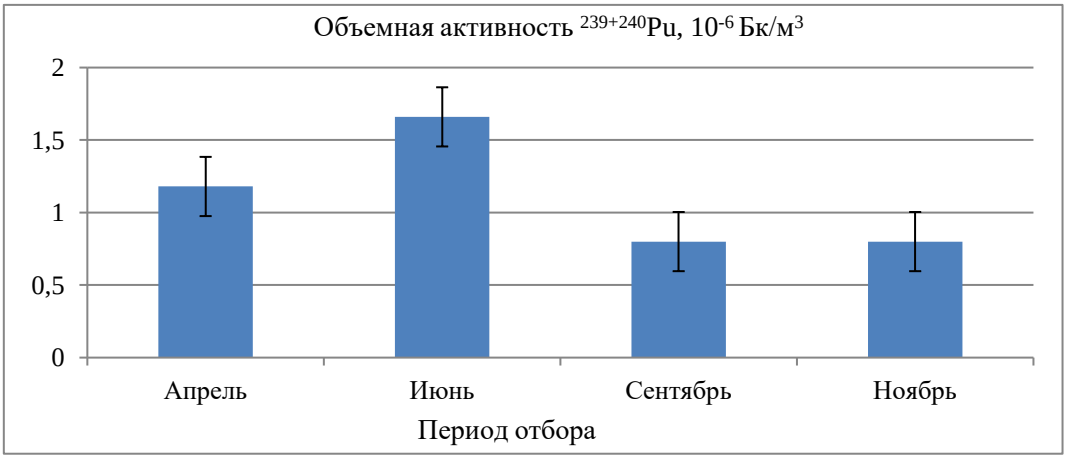

Рисунок 4. Динамика изменения концентрации радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе на следе от испытания 1949 г.

2.2 Сравнительная оценка экспериментальных данных и теоретических расчетов

Для оценки результатов, полученных экспериментальным методом, проведен теоретический расчет возможного радионуклидного загрязнения воздушной среды (C_{air}) с использованием следующей формулы [5]:

$$C_{air} = C_{soil} \cdot K_O \cdot \rho_{sus} \cdot 10^{-9}, \quad (1)$$

где: C_{air} – объемная активность радионуклида в воздухе Бк/м^3; C_{soil} – удельная активность радионуклидов в почве, Бк/кг; K_O – коэффициент обогащения во фракции <8 мкм; 10^{-9} – коэффициент пересчета из кг в мкг; ρ_{sus} – запыленность воздуха, мкг/м^3.

Удельная активность радионуклидов в почве определялась по результатам комплексного обследования почвенного покрова на исследуемой территории. В таблице 4 представлена средняя удельная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в почве на каждом участке.

Таблица 4. Средняя удельная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в почве на исследуемой территории

№ точки	Значения удельной активности радионуклида $^{239+240}$Pu в почве, Бк/кг		
	След от испытания 1951 г.	След от испытания 1953 г.	След от испытания 1949 г.
1	4,7	493,0	73,4
2	11,2	84,0	21,2
3	89,3	57,3	15,2
4	26,7	221,4	4,1
5	11,6	56,5	3,1
6	73,2	18,6	4,2
7	7,1	21,2	11,3
8	146,3	12,3	5,1
Среднее	**46,2**	**120,5**	**17,2**

Для количественной оценки распределения искусственных радионуклидов по гранулометрическим фракциям почвы был использован безразмерный параметр – коэффициент обогащения (Ко), определяемый как отношение удельной активности радионуклида в гранулометрической фракции к удельной активности того же радионуклида в соответствующей исходной почве:

$$K_O = \frac{A^{фр.}_{уд.}}{\overline{A}^{п}_{уд.}}, \quad (2)$$

где: $A^{фр.}_{уд.}$ – удельная активность радионуклида в гранулометрической фракции; $\overline{A}^{п}_{уд.}$ – удельная активность радионуклида в почве.

Данный параметр является показателем степени обогащенности или обедненности гранулометрических фракций относительно среднего содержания радионуклидов в почве.

Измерение запыленности воздушной среды проводилось экспериментальным методом в период отбора проб воздушных аэрозолей, с использованием анализатора размеров аэрозольных частиц *Dusttrack*.

В таблице 5 представлены коэффициенты обогащения для фракции <8 мкм и измеренные значения запыленности воздушной среды для каждого участка.

Таблица 5. Значения коэффициентов обогащения и измеренные значения запыленности воздушной среды для участков исследования

Участок исследования	Коэффициент обогащения во фракции	Запыленность воздуха, мкг/м^3
След от испытания 1951 г.	3,1	10
След от испытания 1953 г.	2,2	13
След от испытания 1949 г.	4,0	21

Для расчета объемной активности радионуклидов в воздухе теоретическим методом исходные данные (удельная активность радионуклидов в почве, коэффициент обогащения, запыленность воздуха) были обработаны и усреднены для каждого участка исследования.

В таблице 6 представлены теоретические расчетные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздушной среде на следах радиоактивных выпадений.

Таблица 6. Значения экспериментальной и расчетной объемной активности радионуклида $^{239+240}$Pu

Участок исследования	Экспериментальные данные	Теоретические данные
	Среднее значение объёмной активности $^{239+240}$Pu, Бк/м^3	Объемная активность $^{239+240}$Pu, Бк/м^3
След от испытания 1951 г.	$3{,}3 \cdot 10^{-6}$	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$
След от испытания 1953 г.	$2{,}9 \cdot 10^{-6}$	$3{,}4 \cdot 10^{-6}$
След от испытания 1949 г.	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$	$5{,}4 \cdot 10^{-8}$

Согласно проведенному анализу, средние значения объемной активности $^{239+240}$Pu в воздушной среде на участках исследования находятся практически на одном уровне, в диапазоне от $1{,}1 \cdot 10^{-6}$ до $3{,}3 \cdot 10^{-6}$ Бк/м^3. Установлено, что для степных экосистем (следы от испытаний 1951 и 1953 гг., расположенные на территории СИП) данные, полученные экспериментальным и расчетным методом хорошо согласуются. Однако, для лесной экосистемы, полученные данные отличатся на 2 порядка (таблица 6). Такое различие может быть связано с наличием в лесной экосистеме на участке исследования лесной подстилки, загрязненной техногенными радионуклидами, что при проведении теоретических расчетов не учитывалось. Таким образом, расчетную формулу (1) можно применять только на территориях со степной

местностью. Для оценки уровня содержания радионуклидов в воздушной среде лесных экосистем необходимо выбрать более оптимальную методологию экспериментальных исследований и проведения теоретических расчетов, с учетом уровня радионуклидного загрязнения подстилающей поверхности.

Выводы

По результатам лабораторных исследований установлено, что содержание радионуклидов ^{241}Am, ^{137}Cs в воздушной среде на всех исследовательских участках (следах радиоактивных выпадений) находится ниже уровня предела обнаружения. Численные значения радионуклидов в воздухе обнаружены только для $^{239+240}$Pu.

В районе площадки «Сары-Узень» (след 1951 г.) – от $0{,}5\cdot10^{-6}$ до $13\cdot10^{-6}$ Бк/м^3, на площадке «Балапан» (след 1953 г.) объемная активность $^{239+240}$Pu в воздухе составила от $0{,}4\cdot10^{-6}$ до $5{,}7\cdot10^{-6}$ Бк/м^3. Выявлено, что содержание радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе на 2–4 порядка ниже уровня ДОА$_{нас}$, установленного гигиеническими нормативами [3].

В лесном массиве вблизи п. Долонь (след 1949 г.) объемная активность радионуклида $^{239+240}$Pu в воздухе составила от $0{,}2\cdot10^{-6}$ до $3{,}3\cdot10^{-6}$ Бк/м^3, что на 3–4 порядка ниже уровня ДОА$_{нас}$, установленного гигиеническими нормативами [3].

Зависимости изменения объемной активности $^{239+240}$Pu в воздухе от запыленности или скорости ветра на всех участках исследования не выявлено.

По результатам сравнительной оценки установлено, что для различных участков степных экосистем наблюдается хорошая сходимость экспериментальных данных и теоретических расчетов. В лесной экосистеме используемая формула (1) для теоретических расчетов не применима. При проведении подобной оценки для лесного массива, вероятнее всего, в первую очередь необходимо учитывать уровень содержания радионуклидов не в почвенном покрове, а в подстилающей поверхности леса (опавшая хвоя, кора и листва деревьев), которая в данном случае будет выступать в роли основного источника поступления радионуклидов в воздушную среду.

Литература

1. Назарбаев Н.А., Школьник В.С., Батырбеков Э.Г., Березин С.А., Лукашенко С.Н., Скаков М.К., Проведение комплекса научно-технических и инженерных работ по приведению бывшего Семипалатинского испытательного полигона в безопасное состояние – Курчатов, 2016. – 448 с.: Илл. 220.
2. Каменова И.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Айдарханов А.О., Радиоактивное загрязнение соснового бора Приртышья в отдаленный период после ядерных испытаний ни СИП–Астана, 2017. 90– 97 с.
3. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности», № 201 от 03.02.2012 года.
4. Турченко Д.В. Воздушный бассейн / Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 5. – Павлодар: Дом печати, 2015.- 356 с.: ил. – Библиогр.: с 198–213.

ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАРДАН КЕЙІНГІ (1949, 1951, 1953 ЖЖ.) РАДИОАКТИВТІ ТҮСУ ІЗДЕРІНДЕГІ АУА ОРТАСЫНЫҢ РАДИОАКТИВТІ ЛАСТАНУ СИПАТЫ МЕН ДЕҢГЕЙІ

А.А. Круглыхин, О.Н. Ляхова, Д.В. Турченко, А.М. Кабдыракова, А.Л. Дашук

ҚР ҰЯО РМК «Радиациялық қауіпсіздік және экология институты» филиалы, Курчатов, Қазақстан

Бұл мақалада, «Балапан» және «Сары Өзен» сынақ алаңдарының аумағында 1951 мен 1953 жж. ядролық сынақтардан кейінгі іздерде техногенді радионуклидтермен ауа ортасының радиоактивті ластану сипаты мен деңгейін бағалау бойынша ортақ нәтижелер келтірілген. Долонь ауылына жақын жерде 1949 ж. ядролық сынақтан кейінгі ізде ауа ортасында радионуклидтердің шоғырлану қарқыны туралы деректер алынды. Тәжірибелік деректер мен теориялық есептеулерді салыстырмалы түрде бағалау жұмыстары жүргізілді.

LEVELS OF AIR RADIOACTIVE CONTAMINATION IN FALLOUT PLUMES FROM NUCLEAR TESTING (1949, 1951 AND 1953)

A.A. Kruglykhin, O.N. Lyakhova, D.V. Turchenko, A.M. Kabdyrakova, A.L. Dashuk

Branch "Institute of Radiation Safety and Ecology" RSE NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The article gives a summary on assessment of radioactive contamination levels in the air environment with man-made radionuclides on fallout plumes from the 1953 and 1951 tests in the region of "Balapan" and "Sary-Uzen" testing areas. Findings have been obtained on dynamics of radionuclide concentration in the air on the fallout plume of the 1949 nuclear test near Dolon village, wich located at the adjasment territory to the STS. A comparative evaluation of all experimental data and theoretical calculations has been made.