

Поступило в Редакцию 21.12.06

УДК 551.594.1

РАДИОНУКЛИДНЫЙ СОСТАВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ПОЧВЫ ВБЛИЗИ ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

Гордеев С.К., Ермаков А.И. (МосНПО «Радон»),
Квасникова Е.В. (ИГКЭ Росгидромета и РАН),
Горбунова Э.М. (ИДГ РАН)

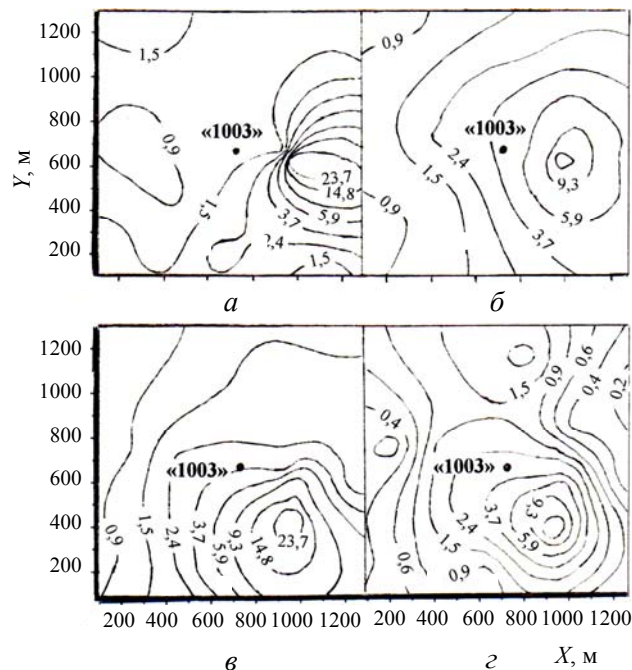
14 октября 1965 г. на площадке Сары-Узень Семипалатинского полигона был произведен на глубине 48 м экскавационный взрыв 1003 мощностью 1,1 кт (приведенная высота 46,7 м/кг^{1/3}). Через 6 с после взрыва в воздух на высоту 190 м был поднят пылевой столб диаметром 240 м. Вследствие атмосферных процессов облако поднялось на высоту 300 м [1]. После взрыва на поверхности образовалась воронка с навалом вокруг нее. В настоящее время на дне воронки располагается небольшое озеро, поросшее камышом и рогозом. В результате взрыва были нарушены геологическая среда и поверхность, радиус зон трещиноватости, дробления, интенсивного трещинообразования, блоковой трещиноватости составлял 10, 25, 43, 70 м соответственно [2].

Грунтовые воды связаны с палеозойскими экзогенными породами выветривания, их глубина варьирует от 12 до 20 м, водоупором служат неогеновые глины, соленость изменяется от 1,7 до 3,3 г/л, химический состав представлен следующими типами: гидрокарбонатно-сульфатные натриево-магниевые, сульфатно-хлоридные и хлоридно-сульфатные натриевые, сульфатные натриево-магниевые и хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатные натриевые. В этом районе они носят застойный характер со скоростью потока до 0,13 м/сут, их разгрузка происходит, в основном, к востоку и югу в направлении сухого русла р. Сары-Узень.

В 2003 г. в районе подземного взрыва 1003 с выбросом грунта были отобраны пробы и выполнены лабораторные измерения в целях оценки современной ситуации вблизи нее.

Анализ ретроспективных данных. До проведения взрыва вокруг эпицентральной зоны были пробурены скважины для наблюдения за последующей миграцией радионуклидов с подземными водами. Первые исследования проведены в 1965 г. [1, 3]. На их основе построены схемы, представленные на рис. 1.

Через 4 месяца пятно наибольшего радиоактивного загрязнения, вытянутое в широтном направлении из-за асимметрии воронки, образовавшейся при взрыве, было обнаружено к востоку от эпицентра (см. рис. 1, а). По суммарной β -активности, обусловленной, в основном, изотопами стронция и рутения, выделяются пробы скважин 13, 15 и 45, для которых

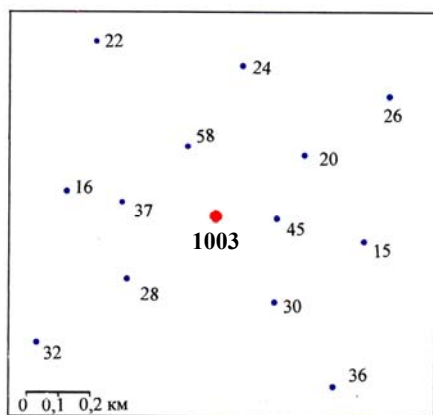


Р и с. 1. Суммарная β -активность подземных вод (кБк/л³) на глубине картографируемого загрязнения подземных вод 15—20 м по состоянию на 14 декабря 1965 г. (а), 17 марта 1966 г. (б), 25 апреля 1966 г. (в), 24 мая 1966 г. (з), 1003 — место взрыва

до 100 раз выше полученные значения, чем в других скважинах.

К середине марта 1966 г. подземный сток изменил картину загрязнения подземных вод, существенно снизилась концентрация, наблюдавшаяся через 2 месяца после взрыва (см. рис. 1, б), произошла деформация конфигурации пятна широтной ориентации на меридиональную. Через 5 месяцев после взрыва сток привел к уменьшению концентрации с 2,9 до 0,35 кБк/м³ для скважин 22, 32, 33 и 3, еще через месяц (к концу апреля 1966 г.) пятно наибольшей концентрации вследствие стока сместилось к скважине 30 на юго-востоке от эпицентра (см. рис. 1, в). На рис. 1, з видно, как через месяц этот максимум рассеивается. Динамика загрязнения подземных вод, прослеживаемая на рис. 1, связана с перераспределением подземного потока при восстановлении нарушенной взрывом пьезометрической поверхности.

Полевые и лабораторные исследования 2003 г. Через 35 лет после взрыва вокруг эпицентра взрыва было прочищено 13 наблюдательных скважин из 15 (рис. 2). Пробы объемом 5—10 л отбирали с разной глубины специальными цилиндрическими



Р и с. 2. Расположение наблюдательных скважин в районе воронки взрыва

пробоотборниками. При выполнении этих работ основной трудностью была необходимость избежать локального загрязнения пробы с поверхности, для чего соблюдались специально разработанные правила.

Прежде всего в пробах воды измеряли содержание ^3H , на основе чего были выбраны наиболее информативные скважины. В 2003 г. заметно повышенная β -активность определялась тритием и регистрировалась в скважинах 15 и 36 к востоку от эпицентра, максимальные значения были зафиксированы в скважине 30 — до 1700 Бк/л (табл. 1). Результаты измерений свидетельствуют о низком безопасном загрязнении подземных вод вблизи эпицентра подземного ядерного взрыва. Повышенные уровни β -активности в одних и тех же скважинах как в 1966 г., так и через 40 лет свидетельствуют о стабилизации ситуации и отсутствии значимой миграции радионуклидов с подземными водами.

Исследования почвы были проведены вблизи некоторых наблюдательных скважин для установления различий между радионуклидным составом подземных вод, загрязненных во время взрыва, и почвы, загрязненной в результате атмосферных выпадений,

которые сформировали радиоактивный след, идущий на северо-восток (45°) от эпицентра. В настоящее время этот след фиксируется на расстоянии до 1 км от места взрыва. Пробы почвы отбирали от поверхности до глубины 5 см на расстоянии 5 м от скважин. Был исследован почвенный разрез (идентифицирована каштановая полупустынная солонцеватая почва [4]), из которого отобрано шесть проб в фиксированной геометрии по слоям 0—1, 1—2, 2—5, 5—10, 10—15, 15—20 см. Из результатов изучения почвенного разреза следует, что на глубине 2 см наблюдается резкая граница смены плотности и структуры почвы и затрудненность миграции химических элементов вглубь.

Для измерения проб использовали γ -спектрометр с детектором из высокочистого германия (30%-ная эффективность), для измерения ^{241}Am применяли рентгеновский спектрометр. Тритий определяли

β -спектрометрическим методом с помощью жидкостного сцинтилляционного детектора. Применяли также радиохимический анализ проб.

Экспериментальные и расчетные соотношения летучих и тугоплавких радионуклидов в пробах почвы и их глубинное распределение в почве приведены в табл. 2. До глубины 10 см соотношения не меняются. Из этого следует, что, вероятнее всего, радионуклиды мигрировали в форме частиц первоначальных выпадений. По экспериментальным и расчетным данным построено глубинное распределение изученных радионуклидов (рис. 3, 4). Постоянные соотношения радионуклидов позволяют сделать заключение о слабом привнесении радиоактивности в подземные воды в результате миграции нуклидов из полости взрыва или вторичного загрязнения с поверхности.

Выводы. Таким образом, комплексный анализ радионуклидов в пробах воды и почвы позволил установить состав загрязнения и оценить их миграцию из полости ядерного взрыва в подземные воды

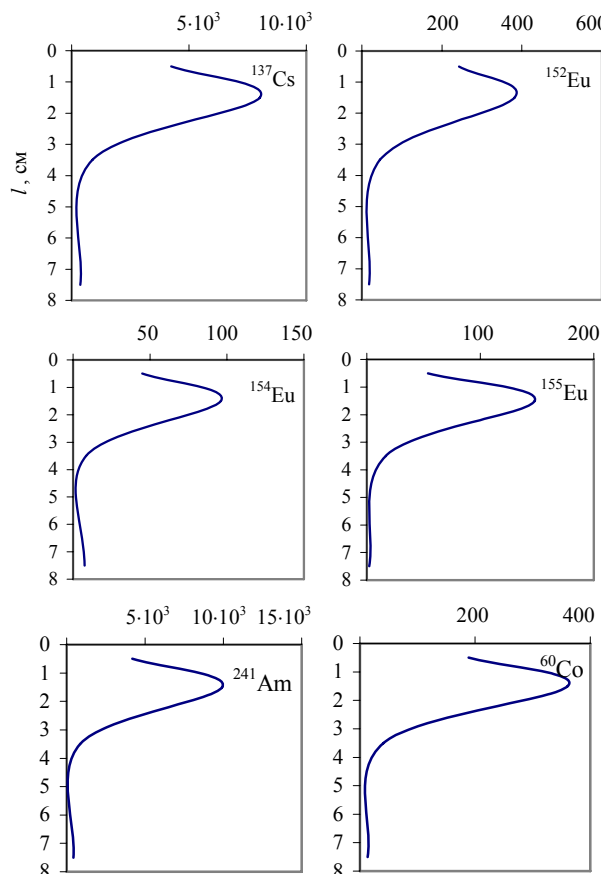
Т а б л и ц а 1. Содержание радионуклидов в пробах подземных вод, отобранных в 2005 г., кБк/л³

Номер скважины	Координаты относительно эпицентра	^3H	^{137}Cs , 10^{-3}	^{90}Sr , 10^{-3}	$^{239+240}\text{Pu}$, 10^{-3}
15	100° , 510 м	202—324	105—2600	80	
24	10° , 520 м	3	48—535	38—58	2,9—8
28	234° , 370 м	50	131—2200	18—44	35
36	145° , 730 м	102—255	222—1200	54—310	4—60
20	55° , 360 м	>5—17	374—3100	20	
30	145° , 370 м	1400—1700	469	104	40
22	325° , 730 м	>5			
37	279° , 320 м	>5			
16	279° , 510 м	>5			
32	234° , 740 м	>5			

Т а б л и ц а 2. Отношения удельной активности радионуклидов в пробах почвы в 2005 г.

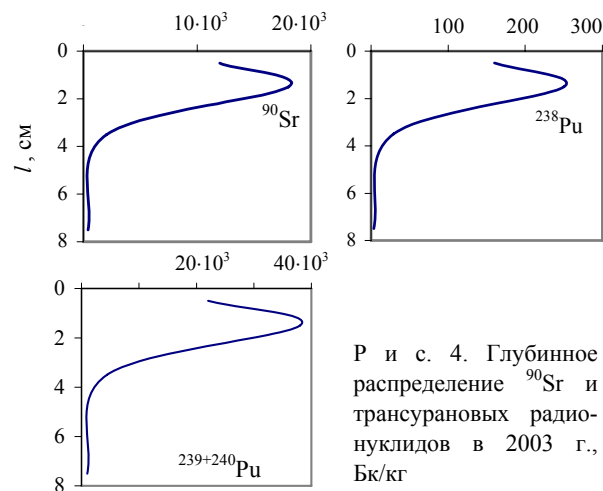
A_{152}/A_i	Глуби	
	0—1	1—2
$^{152}\text{Eu}/^{137}\text{Cs}$	0,06	0,05
$^{152}\text{Eu}/^{60}\text{Co}$	1,3	1,1
$^{152}\text{Eu}/^{90}\text{Sr}$	0,02	0,02
$^{152}\text{Eu}/^{248}\text{Pu}$	1,5	1,5
$^{152}\text{Eu}/^{239+240}\text{Pu}$	0,01	0,01

окрестностей. Анализ почвы вблизи взрывной воронки показал стабильность соотношения между радионуклидами летучей и тугоплавкой фракций на глубину до 10 см, что может быть объяснено



Р и с. 3. Глубинное распределение радионуклидов в 2003 г., Бк/кг

их присутствием в форме оплавленных частиц. Соотношения радионуклидов в пробах воды из наблю-



Р и с. 4. Глубинное распределение ^{90}Sr и трансурановых радионуклидов в 2003 г., Бк/кг

дательных скважин выявили значительное изменение соотношения между ними (обогащение цезием) в сравнении с соотношениями на ближнем следе атмосферных выпадений. Радионуклидный состав почвы позволяет судить о составе загрязнения приземной атмосферы в случае ресуспенции при возможной дефляции, характерной для аридного климата.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Прессман А.Я. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 67 с.
2. Kvasnikova E.V., Gordееv S.K., Ermakov A.I. Radionuclide contamination of underground water and soils near the epicentral zone of cratering explosion at the Semipalatinsk Test Site. — Rad. Protection, 2005, v. 40, № 1, p. 339—405.
3. Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб: Прогресс-Погода, 1996. 355 с.
4. Гордеев С.К., Квасникова Е.В. Радиоактивные частицы в естественных и антропогенно-нарушенных почвах умеренного пояса. Тезисы докл. Межд. научной конф. «Современные проблемы загрязнения почв». Москва, 24—28 мая 2004 г. М.: Изд-во МГУ, 2004, с. 41—43.

Поступило в Редакцию 9.03.07

Рефераты статей

Продолжение. Начало см. на с. 197

УДК 539.125.5+621.039.519

П е п е л ы ш е в Ю.Н., С м и р н о в В.С. Измерение среднего времени жизни поколения нейтронов в ИБР-2. — Атомная энергия, 2007, т. 103, вып. 3, с. 166—172.

Цель работы состояла в измерении времени жизни поколения нейтронов в активной зоне ИБР-2 в зависимости от его состояния и окружения активной зоны. Основная задача заключалась в изучении возможности сокращения длительности нейтронного импульса. Использовали раз-

личные методы измерения. В качестве основного использовали метод измерения α -Росси. Для сравнения с экспериментом время жизни оценивали расчетным путем. Показано, что все используемые методы измерения дают согласующиеся результаты. Для штатного состояния реактора время жизни нейтронов в активной зоне ИБР-2 равно 62 ± 2 нс. Приведен вклад в общее время жизни поколения нейтронов отдельных элементов активной зоны и ее окружения. Отмечено, что в экспериментах с отодвинутой частью радиационной защиты имеются расхождения в оценке эффективной доли запаздывающих нейтронов в 1,5 раза по