

«ХАРАКТЕРИСТИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПЕДОСФЕРЫ В ЗОНЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПРЕДПРИЯТИЯ ПО ПРОИЗВОДСТВУ ОРУЖЕЙНОГО ПЛУТОНИЯ»

*Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Россинская Г.В., Коновалов К.Г.,
Копелов А.И., Мельников В.С.*

Уральский научно-практический центр радиационной медицины, Челябинск, Россия

Федеральное Государственное Унитарное предприятие «Производственное объединение «Маяк» (ФГУП «ПО «Маяк») находится на севере Челябинской области в между городами Кыштым и Касли. История предприятия начинается с Постановления СНК СССР № 3007–697сс от 1 декабря 1945 г., в котором была определена площадка под строительство первого реакторного завода № 817 для получения оружейного плутония. В июне 1948 г. достиг проектной мощности первый в Евразии реактор для наработки плутония. В январе 1949 г. начал работать радиохимический завод по выделению и переработке плутония. В августе 1949 г. на химико-металлургическом заводе был изготовлен первый ядерный заряд. В сентябре 1949 г. было произведено испытание атомной бомбы, а в августе 1951 – термоядерного оружия.[1]

Аэрозольные выбросы радионуклидов из труб заводов ПО «Маяк» в 1950–60-х гг. привели к загрязнению почвы в районе промплощадки предприятия до уровней порядка 10^{13} Бк/км² по ^{90}Sr и ^{137}Cs и 10^{10} Бк/км² по изотопам плутония. Одновременно радиоактивному загрязнению подверглись все компоненты наземных и водных экосистем, расположенные в зоне влияния ПО «Маяк».[2]

29 сентября 1957 года в хранилище радиоактивных отходов на ПО «Маяк» произошел взрыв емкости с отходами, в результате которого радиоактивные вещества суммарной β -активностью около 2 МКи образовали облако на высоте около 1 км. В результате осаждения смеси изотопов из облака образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Ось максимального загрязнения прошла через населенные пункты Бердяниш, Сатлыкова, Галикаева, Русская Караболка и далее до Тюмени.[3]

В апреле 1967 года на исследуемой территории отмечали выпадения радиоактивной пыли. В состав выпадений входили ^{137}Cs (48%), $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ (34%).[4]

В 1949–1956 гг. в систему р. Теча сбрасывались жидкие РАО, что привело к загрязнению пойменных почв. Многолетняя деятельность ПО «Маяк» привела к радиоактивному загрязнению почв Зауралья.

Методика работы.

В 2008–2012 гг. мы проводили исследования на территории северо-восточной части Челябинской области, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате деятельности радиохимического комбината ПО «Маяк». Для анализа динамики распределения радионуклидов по профилю почвы использовали материалы из базы данных Уральского научно-практического центра радиационной медицины.

Удельную активность ^{137}Cs определяли с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». С 2011 г. для этой цели использовали спектрометрическую установку МКС-01А «МУЛЬТИРАД». В малоактивных пробах ^{137}Cs определяли радиохимически сурьмянойодидным методом после концентрирования его на ферроцианиде никеля. Удельную активность ^{90}Sr в пробах определяли экстракционным методом по дочернему ^{90}Y с использованием МИОМФК. Измерение β -активности выделенных радионуклидов проводилось на малофоновых радиометрических установках УМФ-1500 и УМФ-2000 с пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. Метод определения ^{239}Pu основан на концентрировании и очистке изотопов плутония на анионообменной смоле с последующим электрохимическим осаждением на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры. Идентификацию и определение удельной активности изотопов плутония в пробе проводили по энергии и интенсивности излучения, используя предварительно внесенную в пробу индикаторную метку (^{236}Pu или ^{242}Pu) известной активности.

Все применяемые методики и средства измерения имеют Государственные свидетельства о метрологической аттестации.

Результаты и обсуждение

В 2008-2011 гг. были отобраны пробы почвы и подстилки в 130 точках наземных экосистем в ареалах 52 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов.

Практически во всех точках отбора плотность загрязнения ^{137}Cs значительно превышает глобальный уровень. Наиболее высокая плотность загрязнения наземных экосистем ^{137}Cs отмечена к югу и юго-востоку от ПО «Маяк» (Новогорный – 70-117 кБк/м², Татыш – 48-51 кБк/м², Худайбердинск – 51 кБк/м²) и в ареалах н.п., примыкающих к оси ВУРС (Большой Куяш – 55-69 кБк/м², Караболка – 44-50 кБк/м², Красный Партизан – 32 кБк/м², Аллаки – до 31 кБк/м², Мусакаева – 30 кБк/м²). На месте отселенной деревни Алабуга плотность загрязнения ^{137}Cs составила 98-116 кБк/м². Вне этих направлений высокие уровни загрязнения отмечены у н.п. Сулейманово – 79 кБк/м² и Карагайкуль – 25 кБк/м².

Загрязнение ^{90}Sr исследуемой территории (вне зоны ВУРС) значительно ниже, чем ^{137}Cs – среднее отношение удельной активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в верхнем (0-10 см) слое почвы по 104 точкам отбора в среднем составило $2,5 \pm 0,4$. По оси ВУРС на месте отселенной деревни Алабуга удельная активность ^{90}Sr в слое почвы 0-5 см достигала 17900 Бк/кг. Суммарно по слою 0-20 см плотность загрязнения ^{90}Sr в этой точке составила 2400 кБк/м². В других точках отбора в этом районе плотность загрязнения почвы ^{90}Sr колебалась от 94 до 913 кБк/м².

Высокие уровни загрязнения ^{90}Sr сохраняются в ареалах н.п. Караболка, Мусакаева, Булзи, Аллаки, Красный Партизан, Береговой. Здесь отмечены участки с плотностью загрязнения 83-162 кБк/м² (2-4 Ки/км²). В 2010-2013 гг. на этих участках выращивали зерновые культуры, были установлены теплицы, местные жители косили сено.

Выявлена статистически значимая обратная корреляция удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое почвы (кроме точек у отселенных деревень Алабуга и Русская Караболка) и расстояния от промплощадки ПО «Маяк» ($r = -0,26$, $p < 0,01$, 106 точек отбора). Также значима обратная корреляция активности ^{137}Cs и направления от ПО «Маяк», количественно выраженного как абсолютное значение угла отклонения от восточного направления ($r = -0,25$, $p < 0,01$, 106 точек отбора). Для ^{90}Sr в этих же точках зависимость от расстояния незначима ($r = -0,10$, $p > 0,05$). Значимая обратная корреляция отмечается между активностью ^{90}Sr и абсолютным значением угла отклонения от северного направления ($r = -0,26$, $p < 0,01$). Интересно, что корреляция между активностью ^{90}Sr и отклонением от направления оси ВУРС ниже, хотя так же статистически значима ($r = -0,22$, $p < 0,05$).

Если рассчитать коэффициенты корреляции для всех исследованных 130 точек, включая ареалы отселенных н.п. Алабуга и Русская Караболка, связи активности ^{137}Cs с расстоянием и восточным направлением снижаются, но остаются статистически значимыми ($r = -0,20$, $p < 0,05$) и ($r = -0,18$, $p < 0,05$). Для ^{90}Sr связь с расстоянием отсутствует ($r = -0,01$), связь с углом отклонения от северного направления снижается ($r = -0,20$, $p < 0,05$), от оси ВУРС – повышается ($r = -0,27$, $p < 0,01$).

Множественные коэффициенты корреляции между активностью радионуклидов, расстоянием и направлением от источника также статистически значимы, но очень малы (для ^{137}Cs – 0,32 и для ^{90}Sr – 0,35), поэтому рассчитывать уравнения регрессии для оценки уровней загрязнения промежуточных точек по расстоянию и направлению от источника загрязнения представляется нецелесообразным.

Практически во всех точках отбора наиболее загрязненным ^{137}Cs и ^{90}Sr оказался верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). Отношение удельной активности радионуклидов в слое 0-10 см к активности в слое 10-20 см не зависело от суммарной плотности загрязнения. В наибольшей степени на величину данного отношения влияет тип экосистемы: в лесных экосистемах среднее значение этого отношения для ^{137}Cs – $20,4 \pm 4,4$, в луговых – $2,9 \pm 1,6$ (хотя встречаются исключения). Для ^{90}Sr различия незначительны: в лесу – $3,4 \pm 0,9$, на лугу – $2,8 \pm 1,5$.

Отношение удельной активности ^{137}Cs в подстилке к активности в слое почвы 0-10 см составило в среднем $0,5 \pm 0,1$, ^{90}Sr – $1,5 \pm 0,2$. Хотя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке весьма высока, на суммарную плотность загрязнения она не оказывает большого влияния, так как объемная масса подстилки на 2 порядка ниже объемной массы почвы.

При анализе характера распределения ^{90}Sr в почвах ВУРС в разные сроки после аварии оказалось, что в лесных почвах за 50 лет, прошедших с момента аварии практически не наблюдали смещения максимума загрязнения из слоя 0-5 см. В залежном черноземе наблюдали более равномерное распределение ^{90}Sr по профилю почвы, что очевидно связано с перепашкой прошлых лет.

Распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя хорошо описывается экспоненциальной функцией вида $y=ae^{-bx}$, где y – содержание радионуклида в слое (% от общей плотности загрязнения 30-см слоя), x – порядковый номер 5-см слоя. Коэффициенты детерминации R^2 аппроксимирующих кривых для серой лесной почвы, а в начальный период после аварии и для дерново-подзолистой и чернозема, весьма высоки.[5] В отдаленный период после аварии усиливается избирательная аккумуляция ^{90}Sr в отдельных слоях дерново-подзолистой почвы, связанная, по-видимому, с неоднородностью физико-химических свойств. Неоднородность распределения ^{90}Sr по профилю чернозема объясняется механическим перемещением части радионуклида при обработке. Наибольший интерес представляет коэффициент b , с помощью которого можно рассчитать глубину, на которой происходит снижение плотности загрязнения до заданной кратности. Выпавший на поверхность почвы ^{90}Sr медленно мигрирует в более глубокие слои и коэффициент b уменьшается. Особенно четко прослеживается эта зависимость у серой лесной почвы: значение коэффициента b коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии ($r = -0.949$, $p = 0.02$). У дерново-подзолистой почвы миграция ^{90}Sr происходит более интенсивно. Эта почва формируется при более высоком увлажнении, хвойный растительный опад содержит много органических кислот, способствующих выщелачиванию связанных элементов. На характер распределения ^{90}Sr по профилю чернозема наибольшее воздействие оказала перепашка в 1960-1990 гг.. Значения b для этих почв падают быстрее, однако зависимость b от времени выражена слабее: для дерново-подзолистой $r = -0.68$, $p = 0.20$; для чернозема $r = -0.79$, $p = 0.11$.

Более детально распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы исследовали на оси ВУРС (20 км, 30 км и 55 км от промплощадки) и к югу от ПО «Маяк» (7 км, 10 км и 20 км от промплощадки). Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю исследовали на 3 типах почв: серой лесной, дерново-подзолистой и черноземе. Несмотря на различные типы почв, различные источники и различную плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются.

Значительное влияние на характер распределения радионуклидов по почвенному профилю оказывают агротехнические мероприятия. В 2007 г. на полях овощного севооборота ООО «Совхоз Береговой» в 47% случаев на поливных землях и в 19% случаев на богаре подпахотный слой 20-40 см содержал больше радионуклидов, чем пахотный слой 0-20 см.

В 2008-2012 гг. исследовали уровни загрязнения пойменных почв реки Теча.

Пойма реки Теча загрязнена радионуклидами в результате сбросов жидких радиоактивных отходов в 1950-1956 гг.

В пойме реки Теча наиболее загрязнена почва Асановских болот. Активность ^{137}Cs здесь в настоящее время варьирует от $1,6 \times 10^2$ Бк/кг до $1,6 \times 10^6$ Бк/кг, ^{90}Sr – от $1,5 \times 10^2$ до $5,5 \times 10^4$ Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – от $2,9 \times 10^2$ Бк/кг до $2,4 \times 10^3$ Бк/кг.

При инфильтрации паводковых вод и атмосферных осадков вода, формируя подземный сток, проходит по всему профилю почвы до водоупорного горизонта, на уровень ее загрязнения оказывают влияние все слои почвы. Поэтому при исследовании источников загрязнения почвенно-грунтовой, а затем речной воды необходимо иметь информацию об уровнях загрязнения всех слоев почвы. Изучение закономерностей миграции радионуклидов по профилю почв и донных отложений необходимо также для того, чтобы определять общий запас радионуклидов на загрязненной территории. Кроме того, особенности миграции радионуклидов позволяют судить об их подвижности.

В пробах почвы, отобранных на различном удалении от плотины водоема В-11 и от русла реки, вертикальное распределение радионуклидов носит самый разнообразный характер.

В большинстве случаев ^{90}Sr в донных отложениях и в постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20-40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое.

Эти различия необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории и расчете общего запаса радионуклидов.

Во многих случаях наибольшая активность ^{90}Sr отмечается над водоупорным глеевым слоем. Разнообразие профилей распределения радионуклидов в пойменной почве вполне объяснимо и связано со слоистым строением аллювиальных отложений, русловым процессом, ускорением инфильтрации воды в западинах и другими факторами. Однако это разнообразие в значительной степени осложняет оценку потенциальных источников вторичного загрязнения.

Пойменная почва имеет кислую и слабокислую реакцию: в разных слоях почвы Асановских болот pH от 4,52 до 5,66, почвы у Нового моста – от 5,89 до 6,07. Слабокислая реакция пойменных почв в настоящее время не способствует вымыванию ^{137}Cs из пойменных почв, однако она достаточно близка к критической. При изменении условий и падении pH до 4,0 и ниже поступление ^{137}Cs в речную воду из почвы может увеличиться во много раз.

При сопоставлении удельных активностей радионуклидов в пробах оказалось, что горизонтальное и вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в почве и донных отложениях сходно. Для 352 проб почвы отобранных на разных участках по руслу, на разном расстоянии от реки и на разной глубине коэффициент корреляции между активностями этих радионуклидов составил 0,87. Для донных отложений коэффициент корреляции ниже – 0,69 (176 проб). Тем не менее, эти зависимости позволяют ориентировочно оценивать уровень загрязнения $^{239,240}\text{Pu}$ по результатам γ -спектрометрического определения ^{137}Cs . Так для расчета удельной активности $^{239,240}\text{Pu}$ (A_{Pu}) в пробе почвы по удельной активности ^{137}Cs (A_{Cs}) в той же пробе можно использовать соотношение: $A_{\text{Pu}} = 0,04 \cdot A_{\text{Cs}}^{0,73}$. Для расчета активности $^{239,240}\text{Pu}$ в донных отложениях – соотношение: $A_{\text{Pu}} = 0,03 \cdot A_{\text{Cs}}^{0,78}$.

Обращают на себя внимание высокие активности ^{40}K в почве в верховьях. В почве Асановских болот активность ^{40}K достигала $3,1 \times 10^3$ Бк/кг, а в районе Нового моста – $2,5 \times 10^3$ Бк/кг. Особенное внимание привлекает высокая активность ^{232}Th – до $1,4 \times 10^3$ Бк/кг в Асановских болотах и до $1,0 \times 10^4$ Бк/кг в районе Нового моста. Активность ^{226}Ra в почве невелика, на грани чувствительности метода.

Закключение

1. В природных лесных и луговых почвах Зауралья наиболее загрязнены ^{90}Sr и ^{137}Cs нижняя часть подстилки и верхний слой почвы (0-5 см). Глубже 20 см загрязнение разных почв радионуклидами практически не различается.
2. В пойменных болотных почвах ^{90}Sr распределяется по всему профилю, а ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ концентрируются на глубине 20-40 см.
3. В пойменных луговых дерновых почвах ^{90}Sr концентрируется на глубине до 40 см, а ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ преимущественно остаются в верхнем слое 0-10 см.

ЛИТЕРАТУРА

1. Челябинская область ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А.В. Аклеева, Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. – 344 с.
2. Стукалов П.М., Ровный С.И. Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – Специальный выпуск №8. – С.5-13.
3. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк»/ Под ред. А.В.Аклеева, М.Ф. Киселева. – М., 2001. – 294 с.
4. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / Под ред. С.К. Шойгу. – М., 2002. – 287 с.
5. Kostyuchenko V. A., Akleyev A. V., Peremyslova L. M., Popova I. Ya., Kazachonok N. N., Melnikov V. S. Environmental Migration of Radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) in Accidentally Contaminated Areas of the Southern Urals / Radioactive Waste, Edited by Rehab Abdel Rahman, ISBN 978-953-51-0551-0, Publisher: InTech, April 25, 2012, pages 65-98.