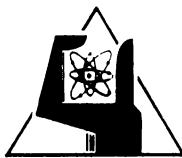


АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

НАУЧНЫЕ
ДОКЛАДЫ



ЕСТЕСТВЕННЫЕ
И ТРАНСУРАНОВЫЕ
РАДИОНУКЛИДЫ
В ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЕ

СВЕРДЛОВСК

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
УРАЛЬСКИЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР

Институт экологии растений и животных

Препринт

ЕСТЕСТВЕННЫЕ
И ТРАНСУРАНОВЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ
В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Свердловск 1986

УДК 577.39:574.2:631.41:(502.55:621.039.7)

Естественные и трансуранные радионуклиды в окружающей среде.
Препринт. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1986.

Сборник подготовлен по материалам Всесоюзного совещания
"Радиоэкологические исследования в зоне АЭС", состоявшегося
в июле 1985 г. в п.Заречном Белоярской атомной электростанции
им. И.Б.Курчатова.

Представлены результаты изучения поведения естественных
радионуклидов в модельных системах различной сложности в
зависимости от таких факторов как концентрация элементов в
растворе, свойства почв, полив их минерализованными водами,
внесение удобрений и мелиорантов. Рассматриваются некоторые
закономерности миграции, накопления и биологического действия
трансуранных и естественных нуклидов в окружающей среде,
особенно на участках с повышенным их содержанием.

Препринт представляет интерес для специалистов в области
радиоэкологии, биогеоценологии, почвоведения и охраны при-
родной среды.

Ответственный редактор
доктор биологических наук, профессор
Н.Б.Куликов
Рецензент
кандидат биологических наук
М.Г.Нифонтова

Е 21002-3/(86)Е0-1986
055(02)?

(С) УНЦ АН СССР, 1986

Ю.И.МОСКАЛЕВ, С.В.СТЕПАНОВ

ЗАКОНОМЕРНОСТИ МИГРАЦИИ, КИНЕТИКИ ОБМЕНА И БИОЛОГИЧЕСКОГО
ДЕЙСТВИЯ ТРАНСУРАНОВЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Применение трансуранных элементов (ТУЭ) в различных областях науки и техники поставило ряд проблем, из которых наиболее важной явилась оценка их радиационной опасности для человека. Актуальность этой проблемы имеет место в настоящее время и будет иметь в будущем в связи с увеличением производства ТУЭ, с одной стороны, и наличием у них специфических свойств, отличающихся от ранее известных радионуклидов, с другой. Большинство трансуранных радионуклидов, нашедших применение - высокотоксичные α -излучатели с большим периодом полураспада (до десятков тысяч лет). В связи с этим поступление их в окружающую среду может создавать радиационную опасность для многих поколений. Общее количество ТУЭ, поступающих в окружающую среду, их относительное содержание и первоначальная физико-химическая форма, а также протяженность загрязнения зависят от источников поступления. К их числу следует отнести испытания ядерного оружия, некоторые этапы ядерного топливного цикла, аварии на летающих аппаратах с разгерметизацией систем, содержащих актиноиды (4).

Миграция ТУЭ тесно связана с их растворимостью в природных средах, поэтому первоначальная химическая форма радионуклидов будет иметь решающее значение в перемещении их по цепи почва (вода) - растения - животные - человек.

Поступление ТУЭ из загрязненной окружающей среды в организм животных и человека может происходить ингаляционным путем и через желудочно-кишечный тракт при приеме пищи и воды. Значение каждого из этих путей не однозначно для животных и человека и

зависит от многих условий.

В настоящее время принято считать, что глобальные выпадения являются основным источником поступления ТУЭ в организм человека через органы дыхания. В профессиональных условиях ингаляция также является критическим путем поступления ТУЭ. За последние два десятилетия накоплена большая информация по распределению и кинетике обмена ТУЭ у животных, частично у человека, поступивших в органы дыхания. Выявленные закономерности позволили количественно охарактеризовать параметры обмена ТУЭ у человека и стали основой оценки риска их поступления.

Наши экспериментальные данные, полученные на животных, а также наблюдения за поведением ТУЭ у профессионалов, показывают, что с учетом интенсивности обмена веществ у разных видов животных и человека скорость выведения растворимых соединений ТУЭ из легких людей должна быть в 6 раз медленнее, чем это принято в настоящее время (3). Так как эти расчеты основаны на ряде допущений, необходимы дальнейшие исследования в этом направлении.

На скорость выведения актиноидов из легких влияют различные физические и химические факторы, которые не учтены в модели МКРЗ (2).

В экспериментах на разных видах животных установлено, что ^{238}Ru значительно быстрее и в больших количествах, чем ^{239}Ru выводится из легких и распределяется между скелетом и печенью. Через 5 лет после ингаляции, около 80% обнаруженного в организме собак ^{238}Ru , поступившего в легкие в виде окиси, было найдено во внутренних органах, в основном скелете и печени. В противоположность этому 75% ^{239}Ru при равных условиях содержалось к этому сроку в легких и легочных лимфоузлах (6). Различия в кинетике обмена и распределении двух изотопов Ru будут опреде-

лять различные дозовые нагрузки на органы и в конечном счете неодинаковую отдаленную патологию.

Интересные данные получены о влиянии примесей металлов на выведение окиси Pu из легких. Такие примеси в качестве вещества - матрицы содержатся в частицах окислов Pu , образуемых при испытаниях ядерного оружия. Окись Pu , полученная в присутствии Na , Ca и Mg значительно быстрее выводится из легких, чем "чистая" окись радионуклида. Напротив, присутствие окислов урана увеличивает задержку PuO_2 в легких.

При некоторых условиях поступление ТУЭ через ЖКТ может иметь первостепенное значение в накоплении радионуклидов в организме человека.

Основным источником поступления в этом случае будут загрязненные актиноидами пищевые продукты. Расчеты показывают, что до 90% поступившего через ЖКТ в организм человека Pu может быть обусловлено употреблением в пищу листовых овощей и других пищевых растений. На долю мясных продуктов и субпродуктов, а также молока будет приходиться менее 5% (4).

На основе экспериментальных данных, полученных в основном на крысах с использованием простых соединений, рабочая группа МКРЗ предложила в публикации I9, 1972, принять коэффициенты всасывания для растворимых соединений Pu $3 \cdot 10^{-5}$, для нерастворимых, таких как PuO_2 - 10^{-6} (5). Для всех соединений № величины всасывания были приняты равной 10^{-2} , а для растворимых и нерастворимых соединений Am , Cm и Cf - $5 \cdot 10^{-4}$ (2).

Пересмотр коэффициентов всасывания актиноидов из ЖКТ был обусловлен накоплением новых данных с учетом влияния разных факторов: физико-химических и физиологических, которые существенным образом изменяют поведение радионуклидов в организме

человека. Важным достижением в этой области явилось установление факта о влиянии массы актиноидов на уровень всасывания из ЖТК. При введении животным малых количеств Pu , близких к тем количествам, которые могут поступать в организм человека при существующем загрязнении окружающей среды, всасывание радионуклида на порядок выше, чем при поступлении Pu в больших количествах, и, что особенно важно, различия в всасываемости химических форм Pu с разной степенью гидролиза стираются. Так, в экспериментальных условиях коэффициент всасывания Pu из ЖТК крыс и мышей при введении радионуклида в количествах 0,6 мкг/кг и 0,00013 мкг/кг достигал в среднем 10^{-3} , а при количествах Pu 1,48 мг/кг и 0,65 мг/кг - 10^{-4} . Для №р обнаружены обратные соотношения. Всасывание №р при введении радионуклида в количествах 10 мг/кг и менее было на порядок ниже по сравнению с более высокими дозами (II, I4).

Высокая всасываемость установлена для Pu и Am , биологически связанных с тканями растений и животных. Показано, что при вскармливании крысам мяса животных, в организме которых были инкорпорированы ^{239}Pu , ^{238}Pu и ^{241}Am , или растений, выращенных на почве или гидрофобе, содержащих эти радионуклиды, последние всасываются из ЖТК в 2,5-40 раз (в среднем на порядок) больше, чем нитратные их соединения (I, I2). Однако в наших экспериментах всасывание ^{252}Cf , инкорпорированного в органах молодых крыс и вскармленного взрослым крысам, не отличалось от нитратной формы. Коэффициент всасывания у крыс для обеих форм ^{252}Cf из ЖТК составлял $1,4 \cdot 10^{-3}$.

Высокая всасываемость биологически инкорпорированных Pu и Am возможно объясняется образованием в тканях животных и растений менее гидролизуемых в ЖТК комплексов этих радионуклидов.

Также не исключен эффект массы, так как в растения переходит небольшое количество актиноидов.

На уровни всасывания актиноидов из ЖКТ влияют также и физиологические факторы: возраст животного, диеты с разным содержанием макро- и микроэлементов, голод (7, 9, 10, 11, 13). Так лишение пищи животных увеличивало всасываемость Рu и Сm из ЖКТ. Голодание в течение 1-4 суток увеличивало величину всасывания нитрата и цитрата ^{238}Ru из ЖКТ мышей в 10-20 раз по сравнению с контрольными животными. В недавно выполненных нами экспериментах с нитратом ^{244}Cm установлено, что 3 и 7-дневное голодание увеличивает резорбцию ^{244}Cm у шестимесячных крыс с 0,015% в контроле до 0,18% у опытных животных.

Накапливаются экспериментальные данные о более высокой всасываемости окиси (8). Суммируя накопленную информацию о всасываемости Рu у разных видов животных можно отметить, что с учетом влияния разных факторов видовые колебания коэффициента всасывания растворимых соединений находятся в пределах $3\text{-}39 \cdot 10^{-4}$, а окись $\text{I} \cdot 3 \cdot 10^{-8}\text{-}1,7 \cdot 10^{-4}$. Так как прямых наблюдений о всасываемости Рu и других ТУЭ у человека с учетом модифицирующих факторов не имеется, то, основываясь на данных, полученных на животных, видно, что принятые в настоящее время коэффициенты резорбции не имеют запаса безопасности. Поэтому для населения, где влияние модифицирующих факторов будет существенным образом оказываться, целесообразно принять величину коэффициента всасывания для Рu, а также для Аш, Сm и Cf равную 10^{-3} , т.е. на порядок большую, чем это принято в настоящее время.

Вопросам биологического действия ТУЭ посвящено большое число исследований, результаты которых обобщены в нескольких монографиях. Показано, что они обладают высокой токсичностью. Введение

Ru животным в микрограммовых, а Am , Cm и Cf в нанограммовых количествах вызывает острую лучевую болезнь, тяжесть которой пропорциональна поглощенной дозе в органах депонирования.

Учитывая, что при современном загрязнении ТУЭ окружающей среды в организме человека поступают небольшие их количества, знание действия малых доз радионуклидов этой группы является наиболее актуальным. Экспериментами установлено, что при аккумуляции в органах поступления и депонирования ТУЭ малых доз от нескольких сантимикро до нескольких децигрей, т.е. уровни разных или близких предельно допустимым дозам профессионалов, у животных развиваются склеротические и неопластические процессы, частота которых пропорциональна поглощенной дозе. При этом продолжительность жизни остается такой же как и в контроле, а в некоторых экспериментах превышает последнюю.

МКРЗ на основе анализа воздействия разных видов излучения на человека разработала и рекомендовала величины коэффициентов риска на единицу дозы опухолевого перерождения органов, подвергающихся облучению. Сравнение этих коэффициентов с коэффициентами, полученными в экспериментах на крысах с ТУЭ, показывает, что они близки или совпадают. Для легких коэффициенты опухолевого перерождения у крыс при ингаляционном поступлении ТУЭ в среднем в 3 раза выше. Более высокое значение коэффициента риска получено для нерастворимых соединений Ru (3). Эти различия, по-видимому, не связаны с видом животного, а обусловлены разным характером облучения легких, при которых были рассчитаны эти коэффициенты. Для человека данные были получены при условиях относительно равномерного облучения легочной ткани. Гисторадиографические исследования легких животных (3), а также человека (1) показывают, что равномерное распределение Ru наблюдается в ран-

ние сроки после его поступления, в последующем радионуклид концентрируется в периферических отделах, где создаются наибольшие дозы и откуда, в основном, растет опухоль. Поэтому мы полагаем, что для оценки риска опухолевого перерождения легких нельзя пользоваться средней дозой на орган и необходимо введение коэффициента неравномерности, как это сделано для костной ткани.

Какова же реальная опасность современного загрязнения ТУЭ окружающей среды для человека? Проведенные в последнее время радиологические исследования не выявили каких либо изменений в экосистемах, загрязненных ТУЭ, а также в здоровье людей (4). Однако, учитывая, что ТУЭ длительное время могут находиться в окружающей среде, необходим долговременный прогноз их поведения в биосфере.

Литература

1. Заликин Г.А., Нисимов П.Г. Особенности всасывания из ЖКТ ^{241}Am , содержащегося в молочных и растительных продуктах. Гигиена и санитария, 1984, № 10, 69-70.
2. Пределы поступления радионуклидов для работающих с ионизирующим излучением. МИРЗ. Публикация 30. Пер. англ., ч. I, М., Энергоатомиздат, 1982, 135 с.
3. Проблемы радиобиологии калифорния-252 (Под ред. Ю.И.Москалева, В.Н.Стрельцова, С.В.Степанова). М., Энергоатомиздат, 1985, 144 с.
4. Трансуранные элементы в окружающей среде (Под ред. У.С.Хэнсона). Пер. с англ. М., Энергатомиздат, 1985, 344 с.
5. The metabolism of compounds of plutonium and other actinides.- ICRP, Publication 19. Oxford, Pergamon Press, 1972, 59 p.
6. Park J.F., Catt D.L., Dagle G.E., etc. Late effects of inha-

- led 238 PuO₂ in dogs. BNWL-1850, 1974, 1, p. 41-46.
7. Ragan H.A. Enhanced Pu absorption in iron-deficient mice. Proc.Soc.Exper.Biol.Med., 1975, 150, p. 36-46.
8. Stather J.W., Harrison J.D., Rodwell P. The gastrointestinal absorption of Pu and Am in the hamster. Phys.Med.Biol., 1979, 24, p.396-407.
9. Sullivan M.F., Ryan J.L., Mc.Fadden K.M., The influence of oxidation state on the absorption of Pu from the GT. Radiat. Res., 1979, 80, 116-121.
10. Sullivan M.F., Garland T.R., Gataldo D.A., etc. Absorption of Pu from the GT of rat and guinea pigs after ingestion of alfaalfa containing 238 Pu. Health Phys., 1980, 38, p. 215-221.
- II. Sullivan M.F., Absorption of actinide elements from the GT of rats, guinea pigs and dogs. Health Phys., 1980, 38, p. 159-171.
12. Sullivan M.F. Effects of fasting diet or "biological incorporation" on absorption of Pu from the GT. Battelle Pacific Northwest Laboratories. Annuel Report for 1980, Pt.I. Biomedical Sciences PNL-3700, p. 176-179.
13. Sullivan M.F. Gut releated radionuclide studies. EPNL. Annuel Report for 1982. Pt. Biomedical Sciences.
14. Sullivan M.F., Miller B.M., Ryan J.L. The affect of mass on the gastrointestinal absorption of plutonium and neptunium. Radiat.Res., 1983, 94, p. 199-209.

Ф.И.ПАВЛОЦКАЯ, Б.Ф.МЯСОЕДОВ, Т.А.ГОРЯЧЕНКОВА,
З.М.ФЕДОРОВА, В.В.ЕМЕЛЬЯНОВ

МИГРАЦИЯ ПЛУТОНИЯ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Плутоний – биологически значимый элемент – поступает в биосферу с глобальными радиоактивными выпадениями, выбросами АЭС, а также вследствие миграции из земляных траншей при приповерхностном захоронении твердых отходов (1, 3, 4). Выполненные нами и в других странах исследования позволили получить данные по содержанию этого элемента в объектах окружающей среды и выявить некоторые закономерности поведения его в наземных экосистемах.

Содержание плутония в почвах отражает интенсивность поступления его из атмосферы и зависит от региона. Максимум наблюдается в почвах, расположенных в пределах 50–40° северного и южного полушария (14). Скорость поступления на травянистую растительность и почву с аэрозолями оценивается в 1,5(0,4+5,0) и 1,3(0,2+4,6) см.с⁻¹ с "мокрыми" выпадениями – 0,6(0,1+4,2) см.с⁻¹. Фоновое его содержание в почвах Советского Союза, обусловленное глобальными радиоактивными выпадениями, составляет 1,15(0,55+2,67) Бк.кг⁻¹ или 188(74+414) Бк.м⁻², в других странах северного полушария – 0,13+6,73 Бк.кг⁻¹ или 23+566 Бк.м⁻² (3–5). Содержание плутония в пахотных почвах ниже, чем в целичных (9).

Распределение плутония зависит от типа почв, их расположения и генетического строения, вида растений (3–5). Оно подчиняется либо экспоненциальному закону, либо имеет более сложный характер (рис. 1 и 2).

Для оценки миграционной способности плутония в почвах были определены коэффициенты его миграции по методике, примененной для ис-

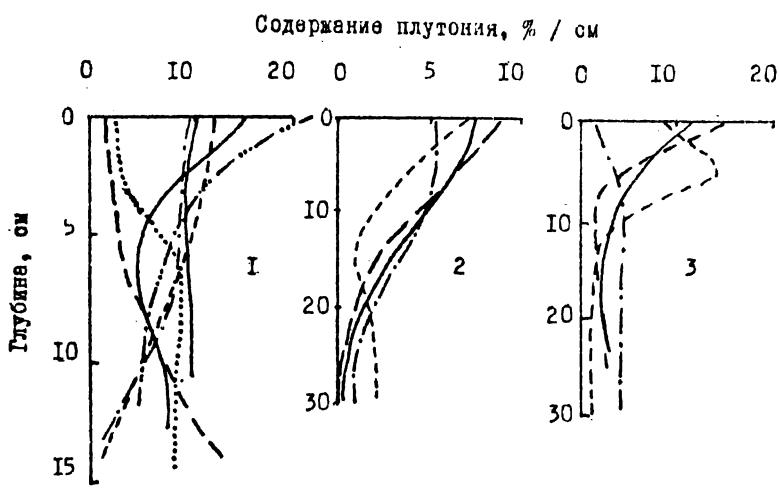


Рис.1 Распределение глобального плутония в почвах СССР (1) и дании (2) и техногенного в почвах США (3) (построено по данным авторов и работ (9,13) соответственно)



Рис.2 Влияние генетического строения на распределение плутония в почвенных профилеах на полигоне в штате Невада. (12)

искусственных радионуклидов (2,6,7). Установлено, что независимо от источников поступления для плутония характерны медленный и быстрый перенос с коэффициентами миграции M_1 и M_2 соответственно (табл. I).

Таблица I

Коэффициенты миграции плутония в почвах

Страна	Вид переноса	$\text{Си}^{-2}, \text{с}^{-1}, 10^{-8}$	Доля, %	Источники
Глобальные выпадения				
СССР	-	$\frac{2,3(1,5-3,7)^1}{3,3(2,2-5,4)}$	-	Данные авторов
Дания	-	$2,6(1,1-21,3)$	-	
Италия	-	$25,7(2,3-66,8)$	-	
Швейцария				
США	Медленный	$\frac{0,6}{6,3}$	77	
	Быстрый	$\frac{1,3}{14,2}$	23	
Техногенное загрязнение				
США	Медленный	$7,6(6,7-9,0)$	65-100	
	Быстрый	$15,1(11,3-18,9)$	0-35	

Примечание: I) - в числителе за $t = 0$ принят 1954 г.,
в знаменателе - 1963 г.

Отметим, что в тех случаях, когда приведено одно значение коэффициента миграции, на самом деле имеются два типа переноса, но количественная оценка их затруднена в связи с отбором проб толстыми слоями и недостаточным числом точек на кривых распределения. Вниз по профилю M возрастает. Хотя и наблюдаются колебания в величинах коэффициентов миграции плутония в почвах в среднем

оны практически одинаковы при глобальном и локальном загрязнении почвенного покрова.

Предобладающим типом миграции является, как видно из данных табл. I, медленный перенос.

Наблюдаемые значения коэффициентов миграции плутония в почвах и соотношения между типами переноса обусловлены влиянием их физико-химических свойств, формами нахождения в них плутония, механизмами взаимодействия его с отдельными органическими и неорганическими составляющими почв и т.д. Они выше в песчаных и дерново-подзолистых почвах по сравнению с серыми лесными и черноземами.

Отношение концентраций плутония в растениях и почве колеблется в широких интервалах ($10^{-10} - 10^0$) в зависимости от типа почв, форм поступления и нахождения в почве, биологических особенностей растений и других природных факторов (табл. 2, (3, 4)). Более

Таблица 2

Отношение концентраций плутония в растении и почве (3)

Растение	Части растения	Вегетационные опыты	Полевые условия
Культурные злаковые и бобовые	Зерно	$10^{-8}-10^{-4}$	$10^{-4}-10^{-3}$
	Листья, стебли	$10^{-6}-10^{-2}$	$10^{-3}-10^{-1}$
	Корни	$10^{-7}-10^{-3}$	-
Овощи	Плоды	-	$10^{-5}-10^{-4}$
	Корни	-	$10^{-4}-10^{-3}$
Естественные травы	Листья, стебли	$10^{-5}-10^{-4}$	$10^{-4}-10^0$

высокие величины наблюдаются у растений, выросших в естественных условиях, а также в вегетативных органах, чем в репродуктивных.

Увеличение отношений в природной обстановке связано с непосредственным загрязнением надземных органов растений в результате поступления плутония из атмосферы с частицами поднимаемой ветром почвы. Коэффициент ветрового подъема (отношение содержания плутония в единице объема воздуха (м³) к содержанию в единице поверхности почвы (м²) и скорость ветрового подъема (отношение потока радионуклида с поверхности (Бк·м⁻²·с⁻¹) к плотности её загрязнения (Бк·м⁻²) колеблются в широких интервалах (10⁻²-10⁻¹³ и 10⁻³-10⁻¹² соответственно), что обусловлено влиянием температуры и влажности воздуха, геоморфологического строения местности, степени покрытия земной поверхности растениями, физико-химическими свойствами почв и другими природными факторами (3, 4). Ветровой подъем и его интенсивность выше для почв более легкого механического состава и менее покрытых растениями .

Удерживание плутония надземными органами растений зависит от размера частиц (при этом более крупные сдуваются быстрее), формы поступления, размера и типа листовой поверхности. При внесении в виде растворимых соединений плутоний смыывается с последней в большей степени (3, 4). Со временем интенсивность удаления плутония с поверхности надземных органов растений снижается, что позволяет предполагать как изменение состава внесенных соединений, так и улучшение биологической доступности и усвоения его тканями растений.

В последние годы большое внимание уделяется изучению форм нахождения плутония в почвах, определяющих его миграционную способность. Показано, что доля таких мобильных форм, как водорастворимая и обменная невелика (табл.3) и они, по-видимому, не играют важную роль в поведении плутония в почвах. Их суммарное содержание не превышает 1 %. Часть плутония находится в почвах в кислоторастворимой форме и в виде соединений, растворимых в лимонной кислоте и ее со-

Таблица 3

Формы нахождения плутония в почвах, %

Водорастворимый	Обменный	Растворимый в кислотах	
		в азотной, 8 моль/л	лимонной, 0,1 моль/л
0,04-0,13 ¹⁾	0,05-0,74 ¹⁾	- -	
-	-	10-20 ²⁾	0,4-10 ²⁾
-	-	60-85 ³⁾	23-58 ³⁾

Примечания: 1 - Модельные эксперименты на дерново-подзолистой и серой лесной почвах; чернозёме выщелоченном; иловатом, пылеватом и песчаном суглинках (данные авторов, (17, 20); время нахождения в почвах от 1 ч до 3 лет

2 - Разные типы почв с полигона в штате Невада и в окрестностях завода по регенерации ядерного топлива (10, 18)

3 - Аллювиальная и залежная почвы, пылеватый суглинок в районе сброса жидких отходов (10, 18)

лей (табл.3). Отмечается связь плутония с органическими веществами, извлекаемыми из почв растворами (3, 4, 17, 19).

С целью выяснения роли отдельных неорганических и органических составляющих почв нами исследовано распределение плутония по пленкам-гелям первичных почвенных частиц и группам органического вещества. Из данных, приведенных в табл.4, видно, что преобладающее количество плутония находится в двух самых верхних пленках (96+98 %) в фракциях 1 и 2). Однако распределение между этими пленками определяется типом почв. Так, в самой верхней пленке оно убывает

ет в ряду: чернозём выщелоченный > серая лесная > дерново-подзолистая, что коррелирует с уменьшением содержания гумуса и обменного кальция.

Очень незначительное количество плутония в минеральных фракциях (табл.4) свидетельствует о медленном внедрении его в криотиллическую решетку почвенных минералов.

Таблица 4

Распределение плутония по пленкам-гелям первичных почвенных частиц¹⁾, %

Пленки-гели	Дерново-подзолистая	Серая лесная	Чернозём выщелоченный
Свободные и рыхлосвязанные органические вещества, гуматы щелочных и щелочноzemельных элементов (1)	31,0	36,5	54,3
"Неорганические клеи" ($R_2O_3 \cdot nH_2O$) (2)	66,6	59,4	43,4
Органические вещества, сорвобожденные от связей R_2O_3 (3)	1,4	1,5	0,8
Органические вещества, связанные с глинистыми частицами (4)	0,5	1,6	0,5
Остаток	0,5	1,0	1,0

Примечание. - Терминология А.Ф.Толина, в скобках приведен номер фракции

Из органических веществ, как следует из рис.3, большая роль принадлежит гумусовым кислотам и веществам неспецифической природы (негидролекулярным, аминокислотам и др.). Небольшое содержание

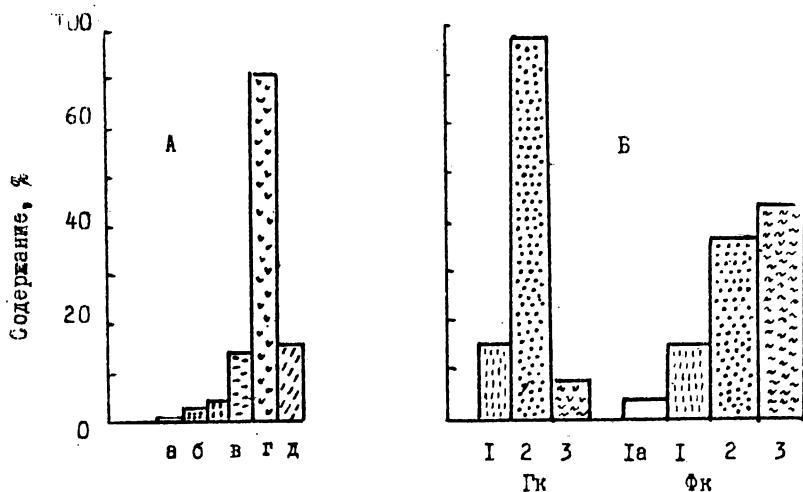


Рис.3 Распределение плутония при фракционировании органического вещества чернозёма выщелоченного (почва с опытного участка (8) : А - распределение по группам: а, б и в - вещества, растворимые в 0,025; 0,25 и 0,5 моль/л серной кислоте; г - фульвокислоты и органические вещества неспецифической природы; д - гуминовые кислоты; в - негидролизуемый остаток. Б - распределение по фракциям гумусовых кислот (терминология И.В.Тюрина): Ia - свободные; I - полимерные комплексы гуминовых и фульвокислот в свободном состоянии и в виде соединений железа, алюминия и других элементов, растворимых в 0,1 моль/л NaOH; 2 - полимерные комплексы в виде соединений с кальцием, не растворимых в щелочном растворе; 3 - полимерные комплексы железа и алюминия, связанные с их относительно устойчивыми гидроксоидами

плутония в негидролизуемом остатке или гуминах подтверждает сделанное заключение о медленном внедрении в кристаллическую решетку минералов. В дерново-подзолистой и серой лесной почвах, как и следо-

вало ожидать, несколько возрастает количество плутония в группе фульвокислот и органических веществ неопределической природы.

В группе гуминовых кислот содержание плутония снижается в следующем порядке: гуматы кальция > свободные гуминовые кислоты и растворимые в щелочном растворе гуматы железа, алюминия и кальция > полимерные комплексы малорастворимых гуматов железа и алюминия и их гидроксидов. В группе фульвокислот плутоний в большей степени присутствует в составе 2 и 3.

Приведенные данные позволяют сделать вывод, что именно гумусовые и низкомолекулярные кислоты в свободном состоянии и в виде соединений с кальцием, железом и алюминием, а также гидроксиды последних определяют главным образом формы нахождения, направленность и интенсивность миграции плутония в наземных биогеоценозах. С одной стороны, малорастворимые гуминовые кислоты, гуматы и гидроксиды увеличивают прочность связи его с почвами и способствуют концентрированию в гумусовом и иллювиальном горизонтах. С другой, фульвокислоты, низкомолекулярные кислоты и выделяемые в почву метаболиты живых организмов увеличивают подвижность вследствие образования растворимых комплексных соединений, имеющих отрицательный заряд и характеризующихся большей подвижностью. Подтверждением является обнаружение значительных количеств плутония в анионной форме при растворении двух поверхностных пленок-гелей в растворах, содержащих щавелевую кислоту (табл.5), которая является основным компонентом корневых выделений травянистых растений. В гуминовых кислотах, выделенных из чернозёма выщелоченного после дэкальцирования почвы, 90 % плутония найдено в анионной форме; в катионной и нейтральной – по 5 %. В грунтовой воде в анионной и нейтральной формах содержалось 34,7 и 65 % плутония; в водах траншей при захоронении твердых отходов – 25-71 и 1-64 % соответственно.

венно (3, 4). Но так как относительное количество плутония в группе растворимых органических веществ и их соединений с химическими элементами невелико, то этим и объясняется незначительная миграция его в почвенном профиле и системе почва-растение.

Таблица 5

Распределение плутония при электрофорезе растворимых пленок-гелей первичных почвенных частиц, %

Пленки-гели ^{I)}	Почва	Форма нахождения		
		катионная	анионная	нейтральная
Фракция I	Серая лесная	II,7	73,9	II,4
Фракция 2		9,3	74,5	15,3
Фракция I	Чернозём	I9,5	64,7	15,8
Фракция 2	выщелоченный	6,6	79,7	13,7

Примечание. I – Названия фракций приведены в табл.4

Знание особенностей поведения плутония в окружающей среде представляет научно-практический интерес в связи с включением его в биогеохимические циклы миграции и перераспределением на земной поверхности.

По нашему мнению к первоочередным задачам в области радиоэкологии плутония следует отнести: 1) установление закономерностей распределения и миграции с целью выявления зон вторичного концентрирования и выноса в ландшафте и почвах; определение количественных параметров накопления растениями и миграции по пищевым цепям в организме человека; 2) установление форм поступления в окружающую среду в зависимости от типа реактора и состава ядерного топлива, определяющих первичное взаимодействие с почвенно-растительным покровом; 3) установление форм нахождения плутония в почвах, определяющих

особенности миграции в разных типах почв, в системах почва-растение и почва-поверхностные и грунтовые воды. Конечной целью исследований должно являться долговременное прогнозирование поведения плутония в конкретной ландшафтно-геохимической обстановке, включая формирование дозовых нагрузок.

Литература

1. Водовозова И.Г., Диденко Л.Г., Колтик И.И., Погодин Р.И.,
Фатькин А.Г. Характеристика газоаэрозольных выброосов Белоярской АЭС им.И.В.Курчатова. - В кн.: Радиц.безопасн. и защита АЭС , 1985, № 8, с.188-189.
2. Константинов И.Е., Скотникова О.Г., Солдаева Л.О. Модель вертикальной миграции цезия-137 и прогнозирование экспоненциальной дозы. М.: Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, 22 с.
3. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф. Поведение плутония в наземных биогеоценозах. - Радиохимия, 1984, т.26, вып.4, с.554-567.
4. Павлоцкая Ф.И., Поликарпов Г.Г. Миграция трансурановых нуклидов в окружающей среде и их биологическое действие. - В кн.: Итоги науки и техники. Радиационная биология. Том 4. Проблемы радиоэкологии. М.: ВИНТИ, 1983, с.99-141.
5. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М., Емельянов В.В., Мясоедов Б.Ф., Водовозова И.Г. Содержание плутония в почвах Советского Союза. - Атомная энергия, 1985, т.59, вып.5, с.382-383.
6. Погоев А.Н., Фридман Ш.Д. О вертикальных профилях цезия-137 в почвах. - Почвоведение, 1978, № 8, с.77-81.
7. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. - Физико-химические механизмы и моделирование. М.: Физматиздат, 1981, 98 с.
8. Федоров Е.А., Бакуров А.С., Федорова М.Н., Расулов М.Ф. Пове-

- дение Ru в системе почва-растение в условиях многолетнего по-
левого эксперимента. - В кн.: Вторая Всесоюзная конференция
по сельскохозяйственной радиологии. Тезисы докл. Обнинск: Ма-
лоярославецкая типография, 1984, т. I, с. II5.
99. Aarkrog A., Lippert J. Environmental radioactivity in Denmark
1976. - Riso Report, 1974, N 361.
10. Bondietty E.A., Tamura P. Physico-chemical association of plu-
tonium and other actinides in soil. - In: Transuranic elements
in the environment. Ed. by W.C.Hanson. Springfield: Techn.
Inform. Center/ US DOE, 1980, p.145-164.
11. Bortoli M.C. De, Gaglione P. Natural and fallout radioactivity
in the soil. - Health Phys., 1983, vol.17, N 5, p.701-710.
12. Essington E.H., Fowler E.B., Gilbert R.O., Eherhardt L.L. Plu-
tonium, americium and uranium concentration in Nevada test site
soil profiles. - In: Transuranium nuclides in the environment.
Vienna: IAEA, 1976, p.157-172.
13. Hakonson Th.E., Nyhan J.W. Ecological relationships of pluto-
nium in Southwest ecosystem. - In: Transuranic elements in the
environment. Ed. by W.C.Hanson. Springfield: Techn. Inform.
Center/ US DOE, 1980, p.403-419.
14. Holm E., Person R.B.R. Fall-out plutonium in Swedish reindeer
lichen. - Health Phys., 1975, vol.29, N 11, p.43-51.
15. Hardy E.P., Krey P.W., Volchok H.L. Global inventory and dist-
ribution of fallout plutonium. - Nature, 1972, vol.241, N 5390,
p.444-445.
16. Harley J.H. Plutonium in the environment. A Review. - J.Radi-
at.Res., 1980, vol.21, N 1, p.83-104.
17. Nishita H., Wallace A., Romney E.M., Kinnear J. Relationships
between chemical extractability of several transuranic elements

- from soils and their uptake by wheat plants. - Soil Sci., 1981, vol.132, N 1, p.60-65.
18. Tamura T. Physical and chemical characteristics of plutonium in existing contaminated soil and sediments. - In: Transuranium nuclides in the environment. Vienna: IAEA, 1976, p.213-229.
19. Vyas R.W., Mistry K.B. Studies of transformation of plutonium-239 and americium-241 in three major Indian soil. Sci. Total Environ., 1984, vol.32, N 2, p.183-195.

Г.М.СЕМЕНОВА, В.Г.АХМЕРОВА, В.И.ПРИХОДЬКО
О.А.АЛПЕБЕКОВ, Б.И.ЖУКОВ, А.Ф.САВИНКОВ

ПОВЕДЕНИЕ НЕКОТОРЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ
ПОЧВА-РАСТЕНИЕ

В данной работе изложены результаты многолетних исследований, проведенных в радиологической лаборатории НИСХИ Госагропрома СССР (1970-1980 гг.), по определению размеров перехода плутония-238, стронция-90 и прометия-147 в растения пшеницы из различных типов почв.

Исследования проводились в условиях вегетационных опытов по общепринятым методикам. Использованные почвенные разности значительно отличались по основным агрохимическим показателям: pH солевой вытяжки изменялась от 4,5 до 7,6, емкость поглощения - от 8,5 до 43 мг-экв на 100 г почвы, содержание гумуса - от 0,8 до 11,5%, обменного кальция - от 0,12 - до 0,69%. Разница в содержании подвижных форм азота, фосфора, калия достигала 14 раз. Механический состав почвы был не одинаков, содержание физической глины составляло 13-55%, или 2-23%.

Многочисленными экспериментальными исследованиями установлено, что агрохимические свойства почв значительно влияют на прочность закрепления радионуклидов в почве и тем самым определяют размеры поступления их в растения.

Полученные нами данные по накоплению стронция-90 растениями пшеницы, выращенными на 16 почвенных разностях, показывают, что наибольшими концентрациями радионуклида характеризуется пшеница на сероземе обыкновенном и остаточно-пойменной почве, минимальными - на черноземах и лугово-черноземной почвах (табл. I). Использование корреляционного анализа для установления связи между содержанием радиостронция в урожае пшеницы и отдельными агрохимическими показателями почв: количеством обменного кальция, гумуса и величины емкости поглощения почв показало наличие отрицательной корреляционной связи (табл. 2). Наиболее высокие коэффициенты корреляции установлены между содержанием стронция-90 на единицу массы сухого вещества зерна, соломы и количеством обменного кальция в почве. Несколько более тесная связь между концентрацией стронция в зерне и количеством обменного кальция в почве получается, если содержание радионуклида выразить по отношению к кальцию в стронциевых единицах ($r = -0,833$). Влияние величины pH на поступление стронция-90 в растения на исследованных почвах незначительное, корреляция в этом случае оказалась слабой, $r = -0,170$.

Так, на почве серозем обыкновенный, имеющий $pH = 7,6$ и остаточно-пойменный с $pH = 4,8$ стронций поступает в растения пшеницы примерно в одинаковых размерах. На почве бурой подзолистой, которая также характеризуется кислой реакцией почвенного раствора ($pH = 4,8$), накопление стронция в 1,6 раза меньше, чем на остаточно-пойменной почве.

Таблица I

Коэффициент накопления стронция-90 пшеницей Саратовская 29 на различных типах почв (концентрация ^{90}Sr - 0,37 МБк/1 кг почвы)

№ почвы	Почва	Зерно	Солома
I.	Серозем обыкновенный	0,19	2,26
2.	Чернозем вышелоченный	0,05	0,69
3.	Чернозем обыкновенный	0,06	0,64
4.	Светло-серая лесная	0,09	1,14
5.	Лугово-черноземная	0,04	0,45
6.	Серая лесная	0,06	0,78
7.	Буро-подзолистая	0,10	1,05
8.	Бурая лесная	0,13	1,47
9.	Луговая глеевая	0,09	0,92
10.	Остаточно-пойменная	0,16	2,11
II.	Лугово-черноземовидная	0,06	0,56
12.	Серая лесная	0,07	1,02
13.	Темно-серая лесная	0,07	0,62
14.	Чернозем маломощный		
15.	Чернозем среднемощный	0,05	0,62
16.	Лугово-черноземная	0,06	0,51

Основными факторами, определяющими размер накопления стронция-90, являются величина емкости поглощения, содержание обменного кальция и гумуса в почве.

Плутоний-238 достаточно полно и прочно закрепляется в почве и слабо мигрирует, концентрируясь в верхнем корнеобитаемом ее слое, что определяет длительное загрязнение корневой системы растений этим изотопом.

Таблица 2

Коэффициенты корреляции

Параметры	!	ч
90 β_r , МБк/г зерна - Са в почве, %	- 0,812	
90 β_r , МБк/г соломы - Са в почве, %	- 0,892	
90 β_r , МБк/г зерна - емкость поглощения, мг-экв на 100г почвы	- 0,752	
90 β_r , МБк/г соломы - емкость поглощения, мг-экв на 100г почвы	- 0,771	
90 β_r , МБк/г зерна - гумус в почве, %	- 0,557	
90 β_r , МБк/г соломы - гумус в почве, %	- 0,605	

Полученные в вегетационных опытах данные (табл.3) показывают, что поступление плутония-238 в растения пшеницы характеризуется небольшими величинами коэффициентов накопления ($1,0 - 37,8 \times 10^{-4}$). Максимальное содержание плутония установлено в соломе пшеницы ($K_n = 4,0 - 37,8 \times 10^{-4}$). Концентрация изотопа в зерне пшеницы, выращенной на разных типах почв, отличалась незначительно ($K_n = 1,0 - 1,7 \times 10^{-4}$). Причина такого явления, вероятно, заключается в прочном связывании плутония в растительных тканях вегетативных органов, своеобразном барьере поглощения при передвижении изотопа из соломы в зерно. В результате в зерно поступает небольшая, относительно постоянная для всех типов почв часть плутония. Данное предположение подтверждается тем, что с увеличением накопления нуклида вегетативными органами пшеницы, наблюдается увеличение размеров соотношения между концентрацией плутония в соломе и зерне. Так, для чернозема горного оно составляет 3,4, каштановой почвы - 3,7, серозема обыкновенного - 6,1 и дерновоподзолистой почвы - 32,3. Изучение подвижности плутония-238 в системе почва-растение показало, что на размеры поступления изотопа в растения пшеницы

оказывают влияние такие агрохимические свойства почв, как величина pH и содержание легкогидролизуемого азота в почве.

Таблица 3
Коэффициенты накопления плутония-238 пшеницей
Саратовская 29 на разных типах почв (концентрация изотопа 0,37 МБк/кг почвы)

П о ч в ы	$\text{!} \text{~Кн,} \times 10^{-4}$	
	зерно	солома
Серозем обыкновенный	1,0	4,5
Каштановая	1,1	4,1
Чернозем горный	1,2	4,0
Чернозем обыкновенный	1,7	10,6
Дерново-подзолистая	1,2	37,8

Между этими факторами и накоплением плутония установлена тесная корреляционная связь (табл.4). Достоверной корреляционной зависимости между размерами накопления плутония растениями пшеницы и другими агрохимическими свойствами почв (величиной емкости поглощения, содержанием гумуса, обменного кальция) не обнаружено.

Таблица 4
Коэффициенты корреляции

Параметры	!	2
$^{238}\text{Pu, МБк/г зерна--pH солевое}$	-	0,946
$^{238}\text{Pu, МБк/г зерна--содерж. } \text{N, мг на 100 г почвы}$	+	0,956
$^{238}\text{Pu, МБк/г соломы--pH солевое}$	-	0,998
$^{238}\text{Pu, МБк/г соломы--содерж. } \text{N, мг на 100 г почвы}$	+	0,826

Таким образом, наибольшее поступление плутония-238 в растения, в случае загрязнения почвы, можно предполагать на кислых почвах, с низкими значениями pH, и хорошо обеспеченных доступ-

ными для растительного организма формами азота.

Данные вегетационных опытов по поступлению прометия- $I47$ в растения пшеницы, выращенной на 12 типах почв, показали, существенную зависимость размеров накопления изотопа растениями от агрохимических свойств почв (табл. 5). Концентрация изотопа в

Таблица 5

Коэффициенты накопления $I47_{Pm}$ в урожае пшеницы, выращенной на разных почвах (концентрация $I47_{Pm}$ - 3,7 МБк/кг почвы)

№ почвы	П о ч в ы	Кн. $\cdot 10^{-3}$	
		зерно	солома
I.	Дерново-подзолистая	9,8	228
2.	Дерново-подзолистая	5,6	216
3.	Серо-бурая	4,5	239
4.	Серозем обыкновенный	2,8	34
5.	Каштановая	3,6	48
6.	Каштановая горная	2,4	37
7.	Темно-каштановая	1,8	17
8.	Чернозем горный	1,9	23
9.	Чернозем выщелоченный	1,9	14
10.	Чернозем обыкновенный	2,0	22
II.	Чернозем обыкновенный	1,7	18
12.	Чернозем обыкновенный	1,1	8

зерне пшеницы изменялась до 10 раз, в соломе - почти в 30 раз, в зависимости от почвенной разности. Наибольшее количество прометия- $I47$ поступало в растения из кислых дерново-подзолистых почв ($Kn = 5,6-9,8 \cdot 10^{-3}$). Низкими значениями коэффициентов накопления характеризовались растения на черноземных почвах ($Kn = 1,1-2,0 \cdot 10^{-3}$). Отмечена заметная разница в содержании радионуклида в урожае пшеницы, выращенной на каштановых почвах

($K_n = 1,8-3,6 \times 10^{-3}$).

Корреляционный анализ полученных результатов показал, что наиболее тесная связь наблюдается между накоплением прометия-147 растениями, содержанием в почве обменного кальция и величиной емкости поглощения. Эта зависимость является обратной и криволинейной. Коэффициент корреляции для зерна равен - 0,918, для соломы - 0,964.

Ю.Н.ПЯТНОВ, Б.И.ЖУКОВ

ПОСТУПЛЕНИЕ УРАНА В РАСТЕНИЯ ПРИ ПОВЫШЕННОМ
СОДЕРЖАНИИ ЕГО В ПОЧВЕ

В настоящем сообщении приводятся данные по накоплению урана и влиянию его на продуктивность некоторых сельскохозяйственных растений.

В вегетационных опытах при искусственном внесении различных количеств радиоэлемента ($UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$) исследовалось поступление урана в кормовые травы и разные сорта пшеницы. Уран определялся фотометрическим методом с использованием реактива арсеназо-III.

Данные по накоплению урана надземной частью кормовых растений, а также влиянию элемента на урожай трав представлены в табл. I. В контрольном варианте при естественном содержании урана в почве (5 мг/кг) наибольшее содержание его на единицу веса наблюдается у райграса пастбищного, клевера красного и люцерны синей ($0,22-0,34 \cdot 10^{-4}\%$ на абсолютно сухое вещество). Минимальное количество радионуклида накапливали ежа сборная и сорго веничное. Представители семейства бобовых накапливали радиоэлемент по сравнению со злаковыми, как правило, в больших количествах, за исключением райграса.

Таблица I

Содержание урана в кормовых травах и влияние
его на урожай (почва - серозем)

Виды трав	Содержание урана, $n \cdot 10^{-4} \%$! Урожай, % к на абсолютно сухое вещество контролю					
	концентрация ^{238}U		в почве, мг/кг			
	5 (конт- роль)	15	55	15	55	
Ежа сборная	0,06	2,60	31,81	81	58	
Райграс пастбищный	0,22	3,69	47,89	79	48	
Житняк узкоколосый	0,13	2,37	17,15	77	57	
Клевер красный	0,33	3,35	25,61	49	15	
Донник белый	0,11	1,89	31,93	90	57	
Люцерна синяя	0,34	2,49	37,17	93	62	
Эспарцет розовый	0,17	1,81	16,63	93	70	
Суданская трава	0,10	1,58	17,43	90	51	
Сорго веничное	0,08	0,45	20,34	99	29	
НСР 0,95	0,03	0,33	5,94			

Примечание: контроль - растения, выращенные на почве при естественном содержании урана (5 мг/кг).

Внесение в почву ^{238}U в концентрации 10 мг/кг (общее количество с учетом естественного урана почвы составило 15 мг/кг) увеличило поступление его во все виды изучаемых растений. В данном случае разница между травами, максимально и минимально накапливающими радиоэлемент, составила 8,2 раза. При рассмотрении данных по урожаю видно, что значительное снижение по этому показателю отмечается только у клевера (на 56%). У остальных культур урожай биомассы был близок к контрольному варианту.

При выращивании растений на почве, содержащей уран в количестве 55 мг/кг, отмечается некоторое выравнивание в накоплении

элемента кормовыми травами. Разница между максимальным и минимальным накоплением радиоэлемента в растениях составила 2,9 раза.

Внесение урана в почву (50 мг/кг) оказалось значительное угнетающее действие на прирост биомассы. Наибольший токсический эффект проявился на растениях клевера и сорго, урожай которых снизился соответственно на 85 и 70%, а у остальных культур - на 30-50%.

Результаты исследований по поступлению урана в различные сорта пшениц и влиянию его на урожай зерна и вегетативной массы приводятся в табл. 2. Анализ данных показывает, что содержание радионуклида в урожае изученных пшениц было неодинаковым и колебалось от $5,1 \cdot 10^{-4}$ % у сорта Мелянопус 26 до $9,1 \cdot 10^{-4}$ % в зерне сорта Казахстанская I26. Следует отметить, что в зерне сортов твердых пшениц, за исключением сорта Эритроспермум 84I, концентрация урана в 1,3-1,8 раза ниже, чем в сортах мягких пшениц. Аналогичная ситуация наблюдается и при рассмотрении результатов по содержанию радиоэлемента в вегетативной массе. В большинстве случаев сорта мягких пшениц накапливают уран в больших количествах (в 1,2-1,9 раза) по сравнению с твердыми пшеницами.

Внесение урана в почву оказало отрицательное влияние на продуктивность растений. При этом в большей степени токсическое действие радионуклида проявилось на урожае зерна, где снижение достигало 2-5 раз по сравнению с контролем. Уменьшение выхода вегетативной массы опытных растений по сравнению с контрольными составило 1,3-2,5 раза. Особо угнетающее влияние проявилось на сорте Мелянопус 26, у которого урожай зерна составил 21% от контроля.

Таблица 2

Накопление урана и влияние его на урожай различных сортов пшеницы (почва-серозем, концентрация $^{239}_{\text{U}}$ 55 мг/кг)

Сорт	Содержание урана, $\mu \cdot 10^{-9} \%$ на абсолютно сухое вещество		Урожай, % к контролю	
	зерно	вегетативная масса	зерно	вегетативная масса
Мягкие пшеницы				
Саратовская 29	7,2	12,6	33	63
Жана-Кызыл	8,9	14,9	50	74
Казахстанская I26	9,1	18,1	35	52
Кыл-Бас	8,2	16,0	47	39
Твердые пшеницы				
Эритроспермум 84I	8,5	18,1	41	65
Грекум 8702	5,9	9,3	44	75
Мелянопус 26	5,1	10,3	21	47
Харьковская 46	7,0	10,6	53	72
Харьковская 5I	5,9	11,7	51	52
HCP _{0,95}	1,35	2,00	-	-

Н.П.АРХИПОВ, Л.Т.ФЕВРАЛЕВА, И.В.МОЛЧАНОВА,
Л.Н.МИХАЙЛОВСКАЯ, В.В.МАРТОШОВ, В.В.БАЗЫЛЕВ

ПОВЕДЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ
ПОЧВА-ПОЛИВНАЯ ВОДА-РАСТЕНИЕ

Интенсивная химизация сельского хозяйства и внедрение безотходных технологий приводят к увеличению масштабов вовлечения естественных радионуклидов в основные биологические звенья. Так различные технологические отходы горнодобывающей и рудоперерабатывающей промышленности, используемые в качестве удобрений и мелиорантов, наряду с полезными компонентами, содержат повышенные количества урана, тория, полония, свинца. Использование таких продуктов в сельском хозяйстве требует изучения закономерностей миграции тяжелых естественных радионуклидов в почве и поступлений их в сельскохозяйственные растения (4, 5, 6).

Сбросные шахтные воды, образующиеся в процессе функционирования горнодобывающих предприятий, могут стать мощным средством повышения продуктивности сельскохозяйственных угодий в районах засушливого климата. Однако, повышенное содержание в таких водах солей и естественных радионуклидов также требует предварительной оценки возможности использования их в целях орошения (2, 7).

Задачей настоящей работы явилось изучение миграции в почве и поступления в растения ^{226}Ra , ^{210}Rb и ^{210}Po , а также ряда макроэлементов в условиях внесения мелиоранта и полива почвы слабоминерализованными шахтными водами, содержащими эти нуклиды.

Опыты проводили в прямоугольных лизиметрах размером 100x100x35 см каждый, в которые помещали по 360 кг пахотного горизонта каштановой почвы (рН водной вытяжки 7,8; гумус 4,2%, обменные основания K^+ - 1,0; Na^+ - 0,2; Ca^{+2} - 29,1; Mg^{+2} - 6,0

мг·экв/100 г). В вариантах с внесением фосфогипса, содержащего 7200 Бк/кг ^{226}Ra , $^{210}\text{Рb}$ и ^{210}Po , 2 кг мелиоранта (20 т/га) равномерно перемешивали с 25 кг почвы и помещали на глубину 10 см. В каждый лизиметр высевали по 600 проклюнувшихся семян овса сорта "Исетский". Полив лизиметров осуществляли еженедельно, добываясь поступления одного-двух литров воды в приемник и исходя из нормы орошения за вегетационный период 5 тыс.м³/га. Растения контрольного варианта поливали водопроводной водой с общей минерализацией 0,14 г/л (HCO_3^- - 0,093; SO_4^{2-} - 0,023; Ca^{+2} - 0,022; Mg^{+2} - 0,010; Na^+ - 0,005 г/л) и содержанием ^{226}Ra - 0,02 Бк/л; $^{210}\text{Рb}$ и ^{210}Po в этой воде находились в следовых количествах. В опытных вариантах для полива использовали шахтную воду с суммарным содержанием в ней солей 1,43 г/л (HCO_3^- - 0,17; Cl^- - 0,51; SO_4^{2-} - 0,16; Ca^{+2} - 0,09; Mg^{+2} - 0,06; Na^+ - 0,33 г/л), ^{226}Ra - 2,5; $^{210}\text{Рb}$ - 0,08 и ^{210}Po - 0,02 Бк/л. Хотя концентрация радионуклидов в шахтной воде выше, чем в водопроводной, она не позволяет получить достоверные данные, характеризующие закономерности их накопления растениями и выноса из почвы. Поэтому в шахтную воду при поливе добавляли ^{226}Ra в виде водного раствора хлористого радия, что повысило его концентрацию до $1,5 \cdot 10^3$ Бк/л, а концентрацию $^{210}\text{Рb}$ и ^{210}Po до $0,8 \cdot 10^3$ Бк/л. Полив опытных растений шахтной водой производили двумя способами, напуском и дождеванием. Количество поливной воды незначительно варьировало по срокам и вариантам опыта; к концу вегетационного сезона оно составило 300–400 л/лизиметр. Всего с шахтной водой в почву каждого лизиметра поступило $(4,5-6) \cdot 10^5$ Бк ^{226}Ra и $(2,4-3,2) \cdot 10^5$ Бк $^{210}\text{Рb}$ и ^{210}Po . Суммарный объем фильтрата составлял 5–10% от объема поступившей в лизиметр поливной воды.

По окончании вегетационного сезона растения срезали, определяли их высоту, абсолютно-сухой вес надземной массы, а также вес и количество зерен в метелках. Затем отбирали пробы почв, усредненные по всей глубине. Пробы почв, вод и растений анализировали по методикам принятых в агрохимическом анализе (1, 3). Содержание ^{226}Ra во всех отобранных пробах определяли гамма-спектрометрическим и радиохимическим методами, а ^{210}Pb и ^{210}Po — радиохимическим (4).

Поскольку способ полива (при одинаковой оросительной норме) неказал существенного влияния на рост и развитие растений, ниже приведены усредненные данные для лизиметров, поливавшихся напуском и дождеванием. Полив опытных растений слабоминерализованными водами, содержащими повышенные количества радионуклидов не вызывал их угнетения и задержку роста. Структура урожая не отличалась от таковой в контроле и была следующей:

Вариант опыта	Высота растений, см		Надземная масса, г	Количество зерен в метелке, шт	Масса 1000 зерен, г
	общая	до метелки			
Водопроводная вода (контроль)	100 \pm 25	84 \pm 2	1270 \pm 34	34 \pm 16	35 \pm 0,7
Шахтная вода	102 \pm 3	84 \pm 2	1210 \pm 58	33 \pm 4	32 \pm 1,3
Шахтная вода+фосфогипс	103 \pm 2	85 \pm 2	950 \pm 272	28 \pm 13	28 \pm 2,8

На фоне полива шахтной водой внесение в почву фосфогипса не оказалось влияния на формирование урожая.

То же самое справедливо и по отношению к элементам минерального питания. Хотя за вегетационный период с шахтной водой и фосфогипсом в почву поступило в 4-5 раз больше Р, К, Са и Mg,

чем в контроле, содержание этих элементов в частях и органах растений контрольного и опытного вариантов одинаково. Лишь для Ra , поступление которого с шахтной водой в 40 раз превышает поступление с водопроводной, отмечено увеличение его содержания в корнях (от 0,17 до 0,48 мг·экв/г) и вегетативной массе растений (от 0,04 до 0,27 мг·экв/г) при поливе их шахтной водой. Однако содержание этого элемента в зерне овса не отличается от такового в контроле и составляет 0,01 мг·экв/г во всех вариантах опыта. В целом гомеостазис растительного организма способствует поддержанию макроколичеств элементов на более или менее постоянном уровне.

Концентрация радионуклидов в растениях контрольного варианта составляет единицы и десятки Бк/кг сухого вещества для зерна и надземной массы соответственно (табл. I). В опытных растениях содержание ^{226}Ra и $^{210}\text{Pb}(\text{Ro})$ на I-3 порядка величин выше, чем в контроле. При этом, как правило, наиболее высокая концентрация этих элементов отмечается в корнях, а наименьшая в зерне.

Способ полива существенным образом влияет на поступление радионуклидов в растения. Концентрация Ra , $\text{Pb}(\text{Ro})$ в надземной массе и зерне овса, орошаемого дождеванием, в 2, 10 раз соответственно выше, чем при орошении напуском. В соответствии с этим и коэффициенты накопления (к.н.) радия, свинца и полония (отношение концентраций радионуклида в растении и в почве) оказались в первом случае выше, чем во втором. В корнях растений этих вариантов опыта содержание и коэффициенты накопления радионуклидов удерживались на одном уровне. Такой характер распределения радионуклидов в растениях овса связан, очевидно, с внекорневым загрязнением его надземных частей при поливе дождеванием, что отмечали и другие исследователи (8).

Таблица I

Накопление радионуклидов в растениях

Вариант опыта	Способ полива	Части растения	226Ra		210Pb(Ро)	
			Ix	2x	I	2
Водопроводная вода (контроль)	Дождевание	зерно	2	10,4	4	17,3
		надземная масса	II	43,3	7	34,1
Шахтная вода	Дождевание	корни	4I	186	31	140
		зерно	265	15,3	63	13,0
	Нагуль	надземная масса	6400	370	1520	300
		корни	6600	390	1660	330
	Дождевание	зерно	28	2,2	6	1,2
		надземная масса	2930	230	980	190
	Нагуль	корни	5200	400	1250	240
		зерно	385	43,0	10	22,0
	Дождевание	надземная масса	7000	780	1750	370
		корни	5560	620	1540	320
	Нагуль	зерно	43	4,3	10	1,9
		надземная масса	2939	290	285	57,0
		корни	5950	600	1380	280

хI - концентрация, Бк/кг; х2 - Е.Н., •10⁻²

Внесение в почву фосфогипса не привело к заметному дополнительному поступлению радионуклидов в растения. Последнее объясняется несоизмеримо меньшим их содержанием в фосфогипсе по сравнению с содержанием в поливной воде.

В условиях полива чистой водой с урожаем овса выносится из почвы 0,13-0,17% ^{226}Ra , ^{210}Rb и ^{210}Po в расчете от их общего содержания в лизиметре (табл.2). Полив загрязненной шахтной водой приводит к увеличению выноса ^{210}Rb и ^{210}Po до 0,3-0,9%, а ^{226}Ra - до 0,6-1,4%. Максимальные величины выноса этих элементов

Таблица 2

Вынос радионуклидов из почвы урожаем
овса (а) и лизиметрическими растворами (б)

Вариант опыта	Способ полива	^{226}Ra		^{210}Rb		^{210}Po	
		а	б	а	б	а	б
		%	$10^{-2}\%$	%	$10^{-2}\%$	$10^{-2}\%$	$10^{-2}\%$
Водопровод- ная вода (контроль)	дожде- вание	0,17	2,60	0,13	1,80	-	0,58
Шахтная вода	дожде- вание напуск	1,10	0,14	0,74	0,34	0,15	
Шахтная вода + фосфогипс	дожде- вание напуск	0,57	0,08	0,50	0,26	0,16	
		1,40	0,12	0,89	0,33	0,20	
		0,58	0,17	0,30	0,24	0,14	

также наблюдаются в вариантах опыта с орошением растений дождеванием. При этом способе полива в растении накапливается в 2-3 раза больше Ra, Rb и Po, чем их поступает через корневую систему из почвы.

Содержание радионуклидов в лизиметрических водах на 1-3 порядка величин ниже, чем в урожае растений. При использовании

шахтной воды, обогащенной Ra и продуктами его распада, вынос из почвы воднорастворимых форм радионуклидов в 5-10 раз меньше, чем в контроле. Очевидно Ra, Rb и Po, поступая в почву с поливной водой поглощаются и прочно закрепляются в ней. Емкость поглощения почв по отношению к микроколичествам этих элементов велика и не достигает насыщения, вследствие чего содержание радионуклидов в лизиметрических водах изменяется непропорционально исходному поступлению с поливной водой. К концу опыта основное количество радионуклидов (98-99%) удерживается в почве.

Вместе с накоплением радионуклидов, полив шахтной водой привел к двухкратному увеличению содержания в поглощающем комплексе обменного Na, а содержание воднорастворимых форм Na^{+} -и Cl^{-} возросло в 4 и 15 раз соответственно (табл.3). Следует отметить, однако, что при незначительном исходном количестве обменного Na (0,3 мг·экв/100 г почвы) и высокой насыщенности поглощающего комплекса основаниями увеличение его содержания в почве не привело к сколько-нибудь заметному ее осолонцеванию. К концу опыта количество поглощенного Na^{+} не превышало 2% от суммы поглощенных оснований. По содержанию ионов HCO_3^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ и P^{+5} почвы, подвергнувшиеся поливу слабоминерализованными водами, практически не отличались от контроля, а в опытах с внесением фосфогипса произошло увеличение содержания воднорастворимых форм Ca^{+2} , Mg^{+2} , P^{+5} , SO_4^{-2} .

Таким образом, полив каштановой почвы в течение одного вегетационного сезона слабоминерализованными шахтными водами, обогащенными ^{226}Ra и продуктами его распада, не вызвал ее заметного осолонцевания и не привел к ухудшению роста и снижению урожая опытных растений. ^{226}Ra , ^{210}Rb и ^{210}Po , поступившие в почву с поливными водами, полно поглощаются и прочно закрепля-

Содержание
воднорастворимых соединений и обменных катионов в почве (мг.экв./100 г)

Вариант опыта	Воднорастворимые соединения						Обменные катионы					
	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	P^{+5}	K^+	Na^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	P^{+5}	K^+	Na^+	Ca^{+2}
Водопровод- ная вода (контроль)	0,50	0,10	0,72	0,04	0,05	0,21	1,24	0,41	0,95	0,30	27,79	8,64
Шахтная вода + фосфоргипс	0,42	1,49	1,30	0,04	0,06	0,93	2,45	0,45	1,25	0,60	28,27	9,94
Шахтная вода + фосфогипс	0,33	1,42	6,95	0,07	0,09	1,03	8,72	0,57	1,16	0,50	30,65	10,44

ются в ней. Вынос этих радионуклидов из почвы урожаем овса и лизиметрическими водами не превышает 1,5%. При этом в условиях дождевания растения накапливают ^{226}Ra , ^{210}Po и ^{210}Rb в два раза больше, чем при поливе напуском.

Литература

1. Агрохимические методы исследования почв. М., Наука, 1975, 654 с.
2. Алексахин Р.М. Ядерная энергетика и биосфера. М., Энергоиздат, 1982, 214 с.
3. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М., МГУ, 1970, 487 с.
4. Архипов Н.П., Тюменцева Л.М., Февралева Л.Т., Федоров Е.А., Федорова Т.А. Поведение естественных радиоактивных нуклидов техногенного происхождения в почвах. Экология, 1982, № 1, 31-38.
5. Дричко В.Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов. Итоги науки и техники. Радиационная библиография, т.4, М., ВИНИТИ, 1983, 66-98.
6. Дричко В.Ф., Лисаченко Э.П., Михайлова О.В., Поникарова Т.А., Попов Д.К. Переход некоторых естественных радиоактивных нуклидов из почвы в растения. М., Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, 1976, 19 с.
7. Ковда В.А., Егоров В.В. Старые и новые проблемы почвенных мелиораций в зоне орошения. Почвоведение, 1972, № 4, 3-14.
8. Рябова Е.Р., Гришин А.И., Тепляков И.Г. Закономерности накопления ^{60}Co и ^{65}Zn из поливной воды овощными растениями. Агрохимия, 1978, № 10, 113-116.

И.В.МОЛЧАНОВА, Е.Н.КАРАВАЕВА, Л.Н.МИХАЙЛОВСКАЯ

ПОВЕДЕНИЕ ^{238}U И ^{232}Th В СИСТЕМЕ
ПОЧВА-РАСТВОР-РАСТЕНИЕ

Внедрение безотходных технологий, предусматривающее использование всех промежуточных и побочных компонентов производственного цикла добычи и переработки ядерного горючего, приводит к увеличению темпов вовлечения в биологический круговорот тяжелых естественных радионуклидов. Поэтому изучение особенностей их миграции в окружающей среде, в том числе и в почвенно-растительном покрове, является одной из главных задач радиоэкологии.

Традиционная методология исследований, проводимых в отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уральского научного центра АН СССР состоит в расчленении сложной природной системы, какой является почвенно-растительный покров, на ряд более простых звеньев и выявлении в них основных механизмов и факторов, управляющих подвижностью радионуклидов (3). В простой системе их число невелико, они в ней резче проявляются и более доступны для изучения.

В настоящей работе рассматривается поведение ^{238}U и ^{232}Th в системах почва-раствор и почва-растение в зависимости от их концентрации в растворе, свойств почв, степени увлажнения и содержания в них фосфорных удобрений.

При проведении опытов в системе почва-раствор использовали дерново-луговую (гор A - гумус 12,2%; Ca^{+2} и Mg^{+2} 40 и 12 мг·экв/100 г соответственно; pH водной вытяжки 6,8) и дерново-подзолистую (гор A₂ - гумус 0,7%; Ca^{+2} и Mg^{+2} 3,3 и 1,4 мг·экв/100 г соответственно; pH водной вытяжки 5,7) почвы. Навески почв перемешивали с раствором азотнокислых соединений U или Th при

соотношении твердой и жидкой фазы 1:10 до состояния равновесия. Концентрация исследуемых элементов в растворе изменялась от 1 до 100 мкг/мл. После перемешивания жидкую фазу отделяли от твердой центрифугированием. Количество и Th поглощенное почвой определяли по разности между их содержанием в исходном растворе и центрифугате.

В опытах по десорбции, навеску почвы после ее взаимодействия с раствором солей U или Th заливали десорбирующим раствором, перемешивали до состояния равновесия и центрифугировали. В качестве десорбентов использовали дистиллированную воду, а также 1 М растворы $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, HCl и Na_2CO_3 . По количеству элемента, перешедшего в центрифугат, судили о прочности его закрепления в почве.

При изучении влияния степени увлажнения почв на подвижность U и Th, элементы вносили в дерново-луговую почву в количестве 200 мкг/г. Почву доводили до воздушно-сухого состояния, помещали в металлические колонки ($h = 30$ см, $d = 18$ см), а затем увлажняли так, что отношение объема воды (мл) к весу почвы (г) в разных вариантах опыта составляло 0,2; 0,4 и 1,0. Эти значения в дальнейшем будем называть коэффициентами обводненности (к.о.). Влажность почвы в 1 и 2 вариантах составляла 60 и 100% от полной влагоемкости, а при к.о.=1,0 почва находилась в условиях затопления; над ее поверхностью поддерживался слой воды высотой примерно 10 см. Периодически в колонках открывали зажимы, расположенные у основания, позволяя избытку воды свободно фильтроваться через почву. В дальнейшем этот раствор, представленный свободной гравитационной водой, будем называть фильтратом. По окончании опыта почвенные образцы центрифугировали в пробирках с перфорированным дном. Влагу, выделенную таким образом, условно

назвали почвенным раствором. Объемы фильтратов и почвенных растворов измеряли, после чего в них определяли содержание U и Th. Более подробно методика постановки и проведения аналогичных опытов описана нами ранее (2).

В серии вегетационных опытов было изучено влияние фосфорных удобрений на поступление U в растения гороха. Опыты проводили в вегетационных сосудах ёмкостью 5 л с тремя типами почв: дерново-луговой, дерново-подзолистой и каштановой (гор A пах. - гумус 4,2%; Ca и Mg 29,1 и 6,0 мг·экв/100 г соответственно; pH водной вытяжки 7,9). Уран вносили в весь объем почвы в сосуде в количестве 10 мг/кг, а фосфорные удобрения (суперфосфат и аммофос) - в количестве 1 г/кг. Внесенные количества ^{238}U не оказали угнетающего действия на рост и развитие растений. Урожай растений в опыте не отличался от такового в контроле. Добавка фосфорных удобрений привела к увеличению веса надземной массы на 20-70% в зависимости от типа почвы и вида удобрений. Опыт продолжался 3 месяца; по окончании растения извлекали из сосудов, разделяли на листья, стебли и корни, высушивали и озоляли. В пробах почвы и золы растений определяли содержание U.

Во всех случаях ^{238}U и ^{232}Th определяли фотометрическим способом с использованием реактива арсеназо-Ш. Полученные результаты показали, что поглощение U из растворов, содержащих его в количестве 20 мкг/мл, почвами контрастный по своим физико-химическим свойствам достигает 98-99%. Сорбция Th несколько ниже; на дерново-луговой почве она составляет 82, а на дерново-подзолистой - 93%. Поглощенные количества элементов прочнее закрепляются в дерново-луговой почве, чем в подзоле (рис. I). При этом они практически не вымываются водой. Количество U и Th, закрепленное по типу реакций ионного обмена также не велико. Для урана оно составляет

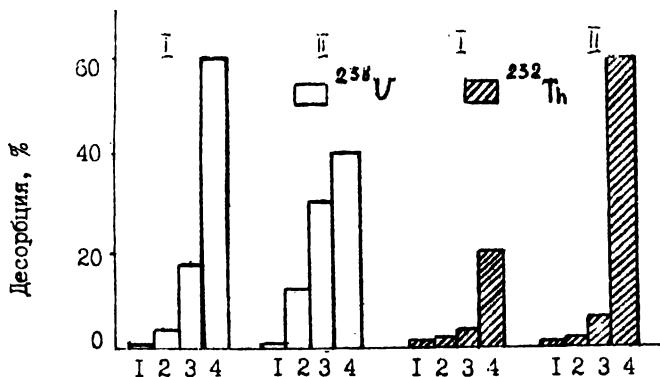


Рис. I. Десорбция ^{238}U и ^{232}Th из дерново-луговой (I) и дерново-подзолистой (II) почв.

I - H_2O , I M растворы: 2 - $\text{CH}_3\text{COONH}_4$,
3 - HCl , 4 - Na_2CO_3 .

4-12%, а для Th - не превышает 2%. Доля кислотнорастворимых форм элементов в 2-4 раза выше. Наиболее эффективным десорбентом оказался раствор соды. После взаимодействия с почвой он приобретал коричневую окраску, обусловленную растворением органического вещества. Этот процесс, по-видимому, сопровождается высвобождением U и Th из органо-минеральных комплексов и с поверхности кристаллических зерен глинистых минералов (5).

В целом в обоих почвах Th закрепляется прочнее, чем U. Это подтверждается и в опытах с почвами разной степени увлажнения. Миграционная способность ^{232}Th не зависит от уровня обводненности почв. В жидкой фазе (фильтрат, почвенный раствор), выделенной в условиях опыта, не было обнаружено заметных количеств этого элемента. Миграционная способность ^{238}U возрастает при изменении к.о. от 0,2 до 1,0 (табл. I). В условиях затопления 0,12% урана от общего его содержания в почве переходит в гравитационную воду и мигрирует с ней за пределы почвенного фильтра. Снижение влаж-

Таблица I

238

Распределение ^{238}U между фильтратом и почвенным раствором в зависимости от режима увлажнения дерново-луговой почвы (I - концентрация, мкг/мл; 2 - % от содержания в жидкой фазе; 3 - % от внесенного количества)

Коэффициент обводненности	Объем, мл		Содержание					
	фильтрата	почвенного раствора	в фильтрате			в почвенном растворе		
			I	2	3	I	2	3
0,2	-	33	-	-	-	0,11	100	0,001
0,4	100	82	0,08	54,9	0,002	0,08	45,1	0,001
1,0	1120	60	0,50	99,0	0,120	0,09	1,0	0,001

ности почв сопровождается уменьшением объема фильтрата, концентрации и суммарного содержания в нем ^{238}U . Во всех вариантах опыта концентрация этого элемента в почвенном растворе приблизительно одинакова, а суммарное его содержание в нем не превышает тысячной доли процента. Относительное распределение урана между фильтратом и почвенным раствором различно в разных вариантах опыта. В условиях затопления основное количество воднорастворимого U содержится в фильтрате. При влажности равной полной влагоемкости он более или менее равномерно распределяется между фильтратом и почвенным раствором. Дальнейшее иссушение почв приводит к тому, что лишь тысячные доли % от внесенного количества переходят и удерживаются в почвенном растворе. В целом водная миграция этих элементов невелика и ограничивается высокой прочностью их фиксации в почвах.

Важным фактором миграции химических элементов является их концентрация в растворе. Увеличение концентрации может привести

к изменению физико-химической формы и, как следствие, изменению подвижности элемента в почве или к насыщению им поглощающей емкости почв и прекращению сорбционного процесса (3).

Результаты опытов по изучению поглощения ^{232}Th дерново-луговой почвой из растворов с разной концентрацией приведены ниже:

Концентрация,

мкг/мл	1	2	4	6	8	10	20	50	100
% сорбции	39	33	71	87	95	97	99	99	99

Из разбавленных растворов (концентрация 1-2 мкг/мл) почвой поглощается лишь 33-40%. Исходя из произведения растворимости гидроокиси тория ($1\cdot 10^{-50}$) уже при этих концентрациях можно ожидать образования гидролизных соединений. Как правило, такие соединения металлов заряжены отрицательно, что снижает сорбцию их почвой. Возрастание концентрации элемента в растворе приводит к образованию более крупных гидролизованных частиц и изменению их сорбционных свойств. Максимальное поглощение Th из растворов с концентрацией 50-100 мкг/мл может быть связано с укрупнением колloidных агрегатов и механической их сорбцией почвой.

Опыты по десорбции показали, что абсолютное количество Th перешедшего из почвы в раствор, возрастает с увеличением его концентрации в почве (табл.2). Однако, эта зависимость не прямопропорциональная, т.к. относительная величина десорбции (% от поглощенного количества) снижается. Наблюдаемое снижение десорбции может быть также связано с образованием и закреплением в почве колloidных агрегатов, из которых Th вытесняется труднее чем из мелких гидролизованных или колloidных частиц.

В ряде работ показано, что систематическое использование в сельскохозяйственной практике органических и минеральных удобрений существенным образом влияет на поведение радиоактивных эле-

Таблица 3

Десорбция ^{232}Th в зависимости от концентрации его в дерново-луговой почве

Концентрация, M/г	Десорбция	
	$\text{n} \cdot 10^{-3} \text{ мг}$	% от поглощенного количества
$3,0 \cdot 10^{-8}$	3,8	48,4
$3,0 \cdot 10^{-7}$	10,5	12,9
$6,0 \cdot 10^{-7}$	12,4	8,2
$3,0 \cdot 10^{-6}$	22,2	2,6
$1,0 \cdot 10^{-5}$	34,6	1,7

ментов в почвах и их доступность растениям (I, 4). Имея в виду тесную взаимосвязь естественных радионуклидов с фосфорными удобрениями, мы попытались оценить поступление U в растения гороха из разных типов почв на фоне внесения в них суперфосфата и аммофоса (рис.2). Можно видеть, что в условиях опыта накопление

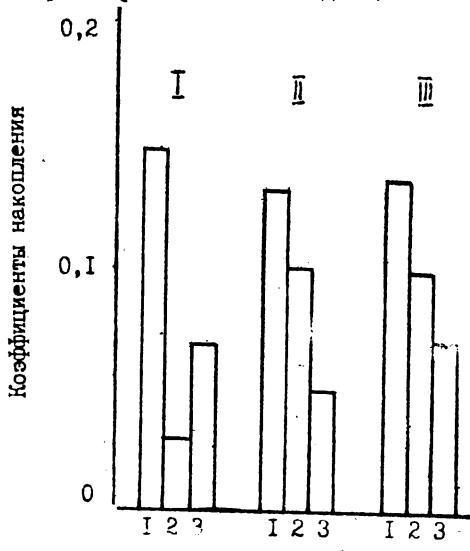


Рис.2. Влияние фосфорных удобрений на накопление ^{238}U в растениях.

Почва: I - дерново-подзолистая, гор A₂;
II - каштановая, гор A (пах);
III - дерново-луговая, гор A.

Варианты опыта: 1 - ^{238}U
2 - ^{238}U + суперфосфат
3 - ^{238}U + аммофос

^{238}U надземной массой растений практически не зависит от свойств почв; коэффициенты накопления вариируют в пределах 0,13-0,15. Внесение фосфорных удобрений снижает поступление ^{238}U в растения, что особенно проявляется в опытах с дерново-подзолистой почвой. Последнее связано с возможным уменьшением содержания радионуклида в доступных растению формах.

В целом анализ приведенного материала показывает, что поведение ^{238}U и ^{232}Th в почвах существенным образом зависит от их свойств и физико-химических условий среды.

Литература

1. Архипов Н.П., Февралева Л.Т., Бобрикова Е.Т. О связи между накоплением естественных радионуклидов в урожае ячменя и агрохимическими свойствами почв. Агрохимия, 1984, № II, 119-125.
2. Караваева Е.Н., Молчанова И.В., Куликов Н.В. Режим почвенного увлажнения и миграция радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Сб. Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Серия препринтов, Свердловск, УНЦ АН СССР, 1979, 3-16.
3. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М., Наука, 1975, 183 с.
4. Николаев Л.В., Ахтямов А.И., Алексеев Ю.В. Концентрация и миграция некоторых естественных радионуклидов в системе удобрение-почва-растение. В сб. "Токсикологический и радиологический контроль состояния почв и растений в процессе химизации сельского хозяйства". Москва, 1981, 131-139.
5. Таскаев А.И. Характер распределения и миграции изотопов уранового и ториевого семейств в почвенно-растительном покрове территорий с естественно повышенной радиоактивностью.

- В сб."Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении". Труды Коми филиала АН СССР, 67, Сыктывкар, 1984, 9-27.
6. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны., Наука, 1983, 232 с.
7. Юдинцева Е.В. Влияние систематического применения удобрений на размеры перехода радиоактивных элементов в растения. Агрохимия, 1984, № 4, 83-87.

Б.В.ТЕСТОВ, А.И.ТАСКАЕВ

НАКОПЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНОУКЛИДОВ В
ОРГАНИЗМЕ ЖИВОТНЫХ НА УЧАСТКАХ С ПОВЫШЕННОЙ
РАДИОАКТИВНОСТЬЮ

Усиливающееся антропогенное воздействие на популяции растений и животных ставит перед исследователями проблему прогноза отдаленных последствий. Загрязнение окружающей среды приводит к накоплению в организме животных и растений вредных веществ, которые в свою очередь понижают жизнеспособность этих организмов. Поэтому определение величины накопления потенциально опасных веществ в организме животных и растений является крайне необходимым для составления прогноза возможных отдаленных последствий антропогенного влияния на природные популяции живых организмов.

В настоящей работе рассмотрены пути поступления и накопления тяжелых естественных радионуклидов полевками-экономками (*Microtus oeconomus*), обитающими на техногенно загрязненных участках (5). Все участки имеют локальный характер и занимают площадь от 1 до 10 га. Характерной особенностью среды обитания

животных и растений на этих участках является большое количество одновременно присутствующих радионуклидов (19 -в урановом и 13 -в ториевом семействах).

Пластовые воды, разлившиеся на территории радиевых участков, относились к хлоридно-натриево-кальциевому типу. Из радионуклидов в водах, помимо ^{226}Ra , содержались ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{224}Ra , ^{222}Rn и ^{220}Rn . Выход вод на поверхность прекратился более 30 лет тому назад (5). Неравномерность излиивания пластовых вод по поверхности участка привела к большой неоднородности его загрязнения по площади, что и объясняет большую вариабельность в накоплении радионуклидов растениями и животными с этих участков (7). Один из таких радиевых участков, спустя несколько лет после загрязнения, был дезактивирован песчано-гравийной смесью. Через год после проведения дезактивации на участке наблюдались только единичные растения. Но уже через 8 лет практически вся территория дезактивированного участка была занята растительностью, флористический состав которой достигал 74 видов (2). Мышевидные грызуны были представлены в основном полевкой-экономкой (*Microtus oeconomus*). Кроме нее встречались водяная полевка (*Arvicola terrestris*) и несколько видов буровзубок.

Урано-радиевый участок расположен на слабопологом водораздельном склоне с глеесильноподзолистыми почвами на пылеватых суглинках. На вырубке 35-летней давности, в глубине бора-черничника, на площади 2 га была внесена видоизмененная горная порода, образованная из рудных остатков, гидратных окисей, золы и древесного угля (5, 8). К моменту исследований произошло интенсивное зарастание вырубки березой, осиной и сосной. Травяной покров участка включает более 60 видов растений. Мышевидные грызуны, обитающие на этом участке, представлены полевками-экономками

(*Microtus oeconomus*), темными (*Microtus agrestis*) и рыжими (*Clethrionomys glareolus*) полевками.

Определение ^{238}U , ^{232}Th проводили люминесцентными и фотоколориметрическим методом, ^{226}Ra и ^{224}Ra - эманационным методом. ^{210}Pb и ^{210}Po определяли после электрохимического выделения этих элементов из раствора на никелевом диске по числу испускаемых α - и β -частиц. Изотопный состав урана и тория находили путем выделения, электрохимического осаждения этих элементов на никелевых пластинках и измерения на альфа-спектрометрах (II).

Среди факторов, влияющих на накопление радионуклидов живыми организмами, важнейшим является содержание химических элементов в окружающей среде. На накопление Ra растениями, например, особенно сильно влияет содержание в почве Ca и Ba (12). В зеленой массе дикорастущих растений изотопы радия могут находиться в обменном и воднорастворимом состоянии, образовывать подвижные комплексы и входить в состав труднорастворимых солей (8). В почвах исследованных техногенных участков распределение ^{226}Ra несколько отличается от ^{228}Ra (отношения концентраций этих радионуклидов по профилям изменяются от долей процента до 15). Характер распределения другого изотопа Ra - ^{224}Ra - отличен от такового для ^{226}Ra , но сходен с ^{228}Ra . В верхних горизонтах почв (до 25 см) ощущается дефицит ^{224}Ra по отношению к ^{228}Ra , а в нижележащих горизонтах их отношения близки к равновесному. Для всех исследованных видов растений коэффициенты биологического поглощения радия выше единицы и варьируют в пределах от 1,6 до 2,6 (10).

Анализ изотопного состава в почвах радиевых участков выявил избыток ^{234}U над ^{238}U . Между содержаниями этих изотопов в различных органах растений существует хорошая корреляция, которая поз-

воляет говорить о том, что оба изотопа мобилизуются растениями из минеральной части почв. По степени содержания изотопов U изученные растения можно расположить в следующем порядке: тысячелистник обыкновенный, мышиный горошек, осот розовый, осока водная. Несколько необычным оказалось выявленное превышение в растениях концентрации ^{238}U по сравнению с ^{234}U (табл. I).

Таблица I

Концентрация изотопов U, Th и Ra в растениях радиевого участка, 10^{-2} Бк/г золы

Название растений:	^{238}U	^{234}U	^{232}Th	^{230}Th	$\frac{^{228}\text{Th}}{^{224}\text{Ra}}$	^{227}Th
Мышиный горошек	4,25	3,03	I,37	2,52	I03,6	I,92
Тысячелистник обыкновенный	5,II.	4,07	-	-	80,7	I,85
Иван-чай узколистный	-	-	0,15	-	7,3	0,22
Осока водная	0,20	0,II	0,37	8,2I	I,2	0,55
Щучка дернистая	0,02	0,37	-	-	3,I	-
Костер безостый	-	-	0,33	0,55	6,2	-
Осот розовый	0,44	0,29	I,96	24,4	I4,I	-
Листья ивы двуцветной	0,39	0,45	I,88	3,89	79,5	2,77

Торий на исследуемых участках представлен всеми существующими в природе изотопами: ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{227}Th . Концентрация ^{232}Th в аллювиально-дерновой и дерново-подзолистой почвах радиевых участков составляет 7,4-41,0 мБк/г золы. Количество ^{230}Th в аллювиально-луговой почве значительно выше (0,04-4,81 Бк/г золы), причем максимум приходится на слой 0-10 см; скорее всего, увеличение концентрации ^{230}Th в верхних горизонтах почвы – результат его привноса с пластовыми водами. Концентрация ^{228}Th также повышена по сравнению с ^{232}Th и составляет в профиле аллювиально-луговой почвы 0,05-6,36 Бк/г золы с максимумом в гумусовых горизонтах.

Повышение концентрации ^{228}Th по сравнению с материнским ^{232}Th в верхних горизонтах почв отражает привнос с пластовыми водами ^{228}Ra , предшествующего ^{228}Th в радиоактивной цепочке распада ториевого ряда. Растения, произрастающие на участках, усваивают все изотопы Th, но концентрация их в растениях различна. Так, содержание ^{232}Th в растениях примерно равно содержанию ^{238}U , а концентрация ^{230}Th может быть в десятки раз выше концентрации ^{232}Th и примерно равна концентрации ^{228}Th . В то же время содержание ^{228}Th в растениях примерно равно содержанию ^{224}Ra , несмотря на значительные различия в интенсивности их накопления.

Концентрации ^{222}Rn в надземной части растений, как правило, превышают концентрации ^{226}Ra в среднем в 2–8 раз, что свидетельствует о самостоятельном корневом поступлении ^{222}Rn в растения (10). В отличие от ^{222}Rn , ^{220}Rn (торон), имея период полураспада 55 сек, образуется в растениях преимущественно из ^{224}Ra , концентрация которого в отдельных случаях может быть также значительно выше концентрации ^{226}Ra . Отмеченное корневое поступление ^{222}Rn в растения имеет большое значение для накопления радионуклидов в период усиленной транспирации растений, поскольку повышенный ток воды через растение при сравнительно небольшой потребности его в минеральных веществах может привести к существенному накоплению в растениях продуктов распада Rn по сравнению с Ra. В этом отношении особый интерес представляют данные о поступлении в растения ^{210}Pb и ^{210}Po , которые относятся к долгоживущим продуктам распада ^{222}Rn .

Расчеты, сделанные на основании содержания ^{210}Pb и ^{210}Po в растениях (табл. 2), показывают, что объяснить эти концентрации только за счет поступления в растения ^{222}Rn невозможно. Следовательно, в растения они поступают самостоятельно, главным образом через корневую систему, о чем и говорит преимущественное накопление в

Таблица 2

Содержание ^{226}Ra , ^{210}Pb и ^{210}Po в отдельных видах растений,
мБк/г сырого веса

Название растений :	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po
Урано-радиевый участок			
Мать-и-мачеха	1,5	141,3	690,8
Капуста	38,9	22,2	128,8
Бобы	15,5	34,0	59,2
Лук	11,1	34,0	202,0
Радиевый участок			
Клевер луговой	15,5	-	1,7
Мышиный горошек	6,3	-	6,1
Иван-чай узколистный	10,4	-	1,4
Кулырь лесной	1,5	-	3,6
Одуванчик	25,2	-	4,0

растениях ^{210}Po , который является дочерним по отношению к ^{210}Pb . Такое различие в накоплении Pb и Po объясняется, по-видимому, дискрипционными механизмами и повышенным содержанием в окружающей среде стабильного Pb.

Специфика поступления радионуклидов в организм исследуемых диких полевок заключается в том, что они постоянно питаются растительной пищей, произрастающей на почве с повышенным содержанием радионуклидов. Это определяет и своеобразие форм поступления радионуклидов и равномерность хронического поступления в организм, начиная с эмбрионального состояния (3).

Значительное поступление Ra в организм полевок наблюдалось в период кальцинирования костной матрицы, поскольку оба элемента (Ca и Ra) относятся к щелочно-земельной группе, и Ca выполняет роль химического макроаналога Ra (4). С возрастом, по-видимому,

происходило увеличение дискриминации Ra по сравнению с Ca, что привело к уменьшению накопления Ra (6). Результаты анализа объеменных проб диких полевок, обитающих на двух радиоактивных участках показывают, что несмотря на большие различия в содержании радия в костной ткани, шкурке и эмбрионах, величина радий-кальциевого отношения примерно одинакова (табл.3). В то же время у морских свинок, которые содержались на радиоактивном рационе ограниченное время и были завезены во взрослом состоянии, радий-кальциевое отношение в кости примерно в 10 раз меньше по сравнению с мягкими тканями. Эти данные свидетельствуют в пользу высказываемого положения о том, что поступление и накопление Ra в организме идет по кальциевому типу. Ra вместе с Ca разносится кровью по всем органам и тканям и затем накапливается в скелете.

На основании данных радиохимического анализа накопления дикими полевками (рис. I) была получена зависимость накопления с возрастом зверьков:

$$C_t = A(8t - 56t^2 + 101t + 3),$$

где C_t – концентрация Ra в организме полевки в момент t , 10^{-14} г/г живого веса; t – возраст, месяцы;

A – коэффициент пропорциональности.

Анализируя приведенный график накопления Ra в организме полевок, следует сказать, что мы не можем дать физиологического объяснения наблюдаемому падению концентрации со временем. Вероятнее всего, оно объясняется тем, что в выборке более взрослых полевок больше мигрантов, что приводит к снижению среднего накопления на группу животных. Поэтому приведенный график отражает динамику накопления ^{226}Ra группой животных, обитающих на участке.

Уровни накопления U и T_b в организме полевок определяются величиной их концентрации в рационе и последующей дискриминацией при

Концентрация Ra и Cs в тканях диких полевок и морских свинок

Назначение : Участок отлова : Кол-во : Cs , 10^{-2} : Ra , 10^{-12} : Ra/Cs , 10^{-12}
 животных : г/г живого веса : г/г живого веса

		ПОЛЕВЫЙ	МОРСКИЕ СВИНИ	2,09
Холстная ткань	Радиевый	96	18,7	18,9
Шкурка	Урано-радиевый	82	18,2	15,1
Эмбрионы	Радиевый	96	0,15	24,2
5	Урано-радиевый	82	0,15	16,1
Холстная ткань	(череп)	опыт	10	22,3
Холстная ткань (конеч- ности)	опыт	10	15,4	1,90
Мякоть	опыт	10	0,03	20,0
Шкурка	опыт	10	0,04	23,2
Кровь	опыт	10	0,004	30,3

Содержание радионуклидов в организме полевок

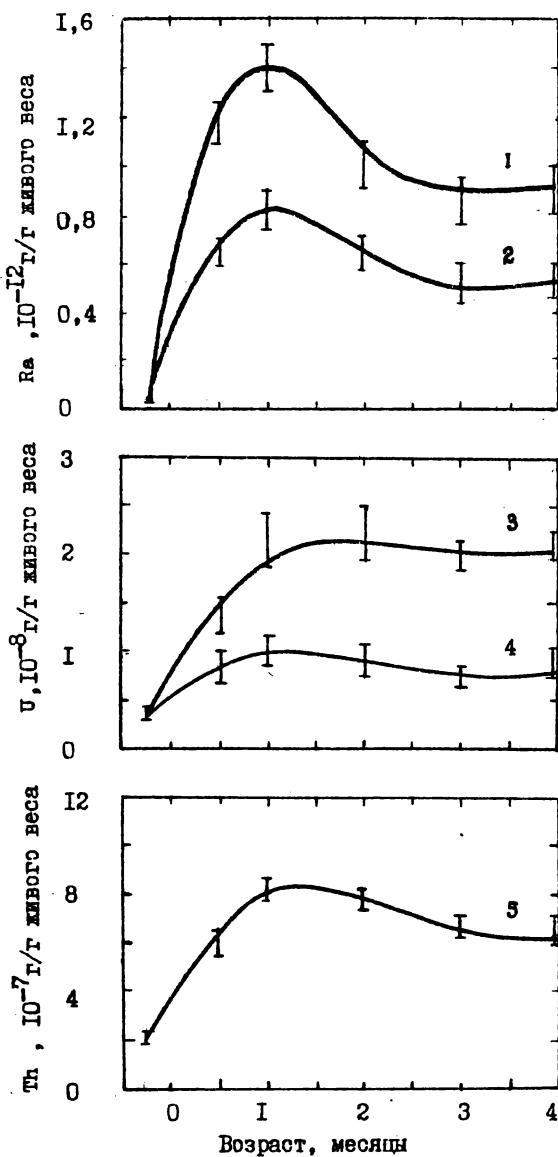


Рис. I. Накопление Ra, U, Th в организме полевок на радиоактивных участках: урано-радиевом 1,3; радиевом 2, 4, 5. 58

всасывании из ЖКТ. Динамика накопления ^{238}U полевками (рис. I) напоминает график накопления ^{226}Ra , наблюдавшийся при гораздо меньших уровнях его содержания. Так, на участке с максимальным содержанием U в почве зафиксировано лишь четырехкратное превышение элемента у взрослых зверьков по сравнению с концентрацией у эмбрионов. Уравнение, описывающее график группового накопления U имеет следующий вид:

$$c_t = A(0,91t^3 - 7,39t^2 + 17,92t + 9,2),$$

где c_t – концентрация ^{238}U в организме полевок, 10^{-9} г/г живого веса;

t – возраст, месяцы;

A – коэффициент пропорциональности.

Следует отметить, что наблюдаемое понижение концентраций U у полевок старше 1 месяца, по-видимому, связано с увеличением иммиграции животных и отражает, как и в случае с Ra, динамику накопления урана группой полевок.

Динамика изменения концентрации Th с возрастом полевок примерно такая же, как для урана и аппроксимируется уравнением:

$$c_t = A(0,5t^3 - 3,8t^2 + 7,6t + 3,9),$$

где c_t – концентрация Th, 10^{-7} г/г живого веса;

t – возраст, месяцы;

A – коэффициент пропорциональности.

Свинец и полоний как генетически связанные радионуклиды обычно принято рассматривать вместе. Поступление их в организм животных может происходить как по пищевой цепи, так и через дыхательные пути (задержка в легких продуктов распада радона и дальнейший их распад до Pb). Расчеты показывают, что второй путь поступления не обеспечивает тех концентраций ^{210}Pb , которые дают результаты радиохимического анализа. Кроме того и в растениях, и в животных

иногда наблюдались значительно большие содержания ^{210}Po по сравнению с ^{210}Pb , что возможно только при самостоятельном поступлении этих радионуклидов через трофические связи. Радиохимическое определение ^{210}Pb и ^{210}Po в органах и тканях морских свинок, содержащихся на рационе, где концентрация ^{210}Pb составляла 0,7–68,0, а ^{210}Po – 16,1–208,7 мБк/г сырого веса, показало в отдельных органах значительное превышение содержания ^{210}Po над ^{210}Pb . Так, концентрация ^{210}Po в почках и печени морских свинок соответственно в 27 и 14 раз больше (табл. 4).

Таблица 4

Концентрация ^{210}Po и ^{210}Pb в органах и тканях морских свинок, мБк/г живого веса

Органы и ткани :	^{210}Po	:	^{210}Pb	:	Po/Pb
Все животное	$11,5 \pm 1,1$		$3,18 \pm 0,29$		$3,58 \pm 0,42$
Почки	$52,2 \pm 5,9$		$3,03 \pm 0,07$		$27,8 \pm 7,1$
Печень	$42,2 \pm 2,2$		$1,96 \pm 0,29$		$14,9 \pm 3,1$
Шкурка	$14,8 \pm 2,2$		$3,81 \pm 0,55$		$3,90 \pm 0,62$
Мышцы	$4,8 \pm 0,7$		$1,26 \pm 1,59$		$3,60 \pm 0,36$
Скелет	$15,9 \pm 2,6$		$10,76 \pm 0,59$		$1,32 \pm 0,27$

что хорошо объясняется различными путями распределения в организме этих радионуклидов. Подобное сравнение концентраций в органах и тканях морских свинок и полевок, обитающих на радиоактивном участке более продолжительное время, обнаруживает примерно одинаковое содержание ^{210}Po , что свидетельствует об отсутствии способности радионуклида накапливаться в организме за счет его хорошего выведения (табл. 5). Наибольшее абсолютное содержание ^{210}Po зафиксировано в тканях, обладающих большой массой.

Радон, торон и короткоживущие продукты их распада достаточно интенсивно поступают в организм животных главным образом при дыхании. Радон и торон, являясь инертными газами, легко поступают

Таблица 5

Распределение ^{210}Po в организме полевок с радиевого участка

Органы и ткани	Концентрация, мБк/г	Содержание в органе (тканях) живого веса, мБк	Доля от общего содержания радионуклида в животном, %
Почки	$44,4 \pm 7,8$	$36,3 \pm 9,2$	$4,45 \pm 1,73$
Селезенка	$22,2 \pm 6,3$	$2,59 \pm 0,07$	$0,47 \pm 0,28$
Печень	$15,2 \pm 4,8$	$36,6 \pm 8,5$	$5,46 \pm 1,62$
Легкие, сердце	$10,7 \pm 1,1$	$9,99 \pm 0,04$	$0,64 \pm 0,03$
Скелет	$5,60 \pm 0,04$	$39,6 \pm 5,2$	$10,64 \pm 1,60$

в кровь и разносятся по всему организму. Имея сравнительно большой период полураспада (3,7 суток), радон постепенно насыщает организм. Предельное насыщение наступает в момент, когда концентрация радона в 1 см³ организма равна его концентрации в 1 см³ вдыхаемого воздуха (I, I3).

Торон, имея период полураспада 56 сек, в значительной степени распадается в организме, и для него вводят коэффициент задержки, равный 0,35 (I3). Большое количество короткоживущих продуктов распада радона и торона, связанных с аэрозолями воздуха, оседает в легких, где они практически полностью распадаются. Поступление продуктов распада радона и торона определяется концентрацией газообразных радионуклидов в атмосферном воздухе и равновесностью между материнскими и дочерними радионуклидами (9, I3). Равновесность (по активности), в свою очередь, определяется скоростью вентиляции норок, в которых обитают полевки. Поскольку в настоящее время нет методов, позволяющих экспериментально определять поступление газообразных радионуклидов и продуктов их распада в организм диких полевок в природных условиях, мы использовали расчетный метод, основанный на расчете поступления радио-

ионуклидов в организме полевок, по данным замеров концентрации радиоактивных нуклидов в норах грызунов и их равновесности с продуктами распада (13). Следует отметить большую вариацию содержания газообразных радионуклидов в воздухе норок как во времени (замеры в отдельных норах), так и по площади (среднее значение в норках по участку). Вариация концентраций во времени (для ^{220}Rn от 1,3 до 42,2 Бк/л, для ^{222}Rn от 12,2 до 30,0 Бк/л) обусловлена изменением условий аэрохализации газообразных радионуклидов в воздухе, а по площади связана с неравномерностью загрязнения участка (для ^{220}Rn $\nu = 135\%$, а для $^{222}\text{Rn} - 240\%$). Расчеты, сделанные на основании замеров газообразных радионуклидов в норках грызунов, характеризуют также не отдельное животное, а целую группу полевок. Поэтому при изучении биологического действия их следует сопоставлять с групповым эффектом.

Согласно проведенным расчетам наибольшая доза облучения приходится на легкие (31,7 Зв в год) за счет поступления короткоживущих продуктов распада газообразных радионуклидов. Из других (табл.6) органов и тканей относительно большую дозу получают скелет и почки.

Таблица 6
Эквивалентная доза облучения диких полевок от инкорпорированных радионуклидов, зиверт за год

Радионуклиды	Критический орган			
	: Вс	: тушка	: Скелет	: Почки
$^{220}\text{Rn} + ^{222}\text{Rn}$	$3,7 \cdot 10^{-2}$	-	-	-
^{226}Ra	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$0,13$	-	-
^{210}Po	$30,0 \cdot 10^{-2}$	-	-	$0,12$
^{210}Pb	$7,2 \cdot 10^{-7}$	$3,6 \cdot 10^{-4}$	-	-
^{238}U	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$	-	-
^{232}Th	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$0,25$	-	-

Таким образом, природные популяции полевок, обитающих на участках с повышенной естественной радиоактивностью, подвергаются одновременному действию различных радионуклидов, относящихся к радиоактивным семействам ^{232}U и ^{232}Th . Основным путем поступления радионуклидов в организм полевок является поступление с пищей, а накопление радионуклидов в легких осуществляется главным образом через дыхательные пути. Радиохимический анализ растений на радиоактивных участках выявил большие отличия в накоплении изотопов одного и того же элемента, что обусловлено различием содержания и форм их нахождения в почве. Большое значение на величину накопления радионуклидов растениями и животными оказывают их химические макроаналоги. Накопление U , Th , Ra в организме полевок определяется содержанием радионуклидов в пище и возрастными физиологическими особенностями животных. U , Th , Ra , Pb накапливаются главным образом в скелете, Po сосредотачивается в мягких тканях. Газообразные ^{222}Rn и ^{220}Rn , поступающие в организм полевок в основном при дыхании, распределяются в организме животных равномерно. Их короткоживущие продукты распада задерживаются в легких, формируя значительные дозы α -облучения.

Литература

1. Андреев С.В. Энергия излучения, поглощаемая организмом при вдыхании воздуха и питья воды, обогащенных радоном. Мед. радиология, 1962, т. 7, вып. 8, с. 40-46.
2. Груздев Б.И., Маслов В.И., Маслова К.И. и др. К вопросу об эффективности дезактивации радиевых загрязнений насыпным методом. - В сб.: Материалы радиоэкологических исследований в природных биогеоценозах. Сыктывкар, 1971, с. 77-90.
3. Курляндская Э.Б. Влияние U_{308} на организм беременной самки

- ки и плода. Материалы по токсикологии радиоактивных веществ, вып. 4, М., Атомиздат, 1964, с. 98-II5.
4. Лобашевский Н.М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных, М., Наука, 1980, 213 с.
5. Моисеев А.А., Маслов В.И., Тестов Б.В., Овченков В.Я. Дозовая нагрузка на мышевидных грызунов, обитающих на участках повышенной естественной радиоактивности. М., Атомиздат, 1973, 30 с.
6. Москалев Ю.И. Опыт распределения радия-тория-Х. В сб.: Распределение и биологическое действие радиоактивных изотопов. М., Атомиздат, 1964, с. 48-56.
7. Овченков В.Я. Миграция радия из мест его концентрирования в природных условиях. В сб.: Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М., Наука, 1972, с. 147-153.
8. Русанова Г.В. Некоторые особенности распределения и миграции радия в почвах района повышенной естественной радиоактивности. Автореферат канд.дисс. Сыктывкар, 1968, 22 с.
9. Сердюкова А.С., Капитонов Ю.Т. Изотопы радона и короткоживущие продукты их распада в природе. М., Атомиздат, 1969, 295 с.
10. Таскаев А.И., Тестов Б.В., Попова О.Н. Особенности поступления ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{222}Rn в растения. В кн.: Биологические исследования на северо-востоке Европейской части СССР. Сыктывкар, 1974, с. I09-II5.
- II. Таскаев А.И., Алексахин Р.М., Щуктомова И.И. Методика определения нуклидного состава U и Th в почве с их klarковым содержанием. В кн.: Тез.докладов У делегатского

съезда Всесоюзного общества почвоведов. Минск, 1977,
в. 2, с. 148-149.

12. Шведов В.П. Свойства радиоактивных изотопов, находящихся
во внешней среде. В сб.: Радиоактивное загрязнение внеш-
ней среды. М., Госатомиздат, 1962, I75 с.

13. Pohl E., Pohl-Kulling T. The radiation dose received by
inhalation of air containing ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{212}Pb and
their products. An. Acad. Brasil. Ciens, 1967, v. 39,
p. 393-404.

Б.В.ТЕСТОВ

СРАВНИТЕЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ ГОМЕОСТАЗА ПРИРОДНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ ПОЛЕВОК В ЗОНЕ С ПОВЫШЕННОЙ ЕСТЕСТВЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТЬЮ

В течение 9 лет (с 1974 по 1984 год) изучали популяцию сибирской красной полевки (*Clethrionomys rutilus* Pall.), в ареале обитания которой имеется локальная зона с повышенной естественной радиоактивностью. Радиоактивная зона длиной 15 км и шириной 4-5 км представляет собой выход коренных пород с повышенным содержанием урана, тория и продуктов их распада. Мощность экспозиционной дозы в радиоактивной зоне варьирует от 4,3 до 18 мкКл/кг.с., достигая в отдельных точках 83 $\frac{\text{мкКл}}{\text{кг.с.}}$. Наибольший вклад в облучение полевок вносят внешнее и внутреннее излучение – за счет радона, торона и продуктов их распада, поступающих в организм зверьков при дыхании. Радионуклиды поступающие в организм через пищевую цепочку (^{226}Ra), дают значительно меньший вклад. В целом суммар-

ная поглощенная доза облучения зверьков в радиоактивной зоне составляет около 2 сГр/год и около 0,15 сГр/год за пределами этой зоны (4). Для проведения исследований были выбраны 4 участка площадью от 5 до 6 га, включающие крупноглыбовые развалы и россыпи камней с многочисленными пустотами, которые очень охотно используются зверьками (1). Два участка расположены в радиоактивной зоне и два за ее пределами на расстоянии 3-5 км. Зверьков отлавливали при помощи живоловок, проверяемых ежедневно в одно и то же время. В среднем, за 1,5 месяца непрерывного лова, на участке отлавливали 100-120 зверьков.

На всех участках определяли относительную численность, выражавшуюся средним количеством отловленных зверьков на 100 ловушко-суток за весь период отлова. За период наблюдений, с 1974 по 1984 годы, было зафиксировано два минимума численности (1978 и 1982 годы), и 3 максимума, соответствующие 1976, 1981 и 1984 годам (рис. I); продолжительность цикла в среднем составляет 4 года.

В соответствии с изменением фазы популяционного цикла изменилась и возрастная структура, при характеристике которой мы использовали понятие функциональных физиологических групп (ФФГ) (6). Так, в период депрессии, когда для популяции была характерна низкая численность, гомеостаз был направлен на ее увеличение. Это выразилось в более ранних сроках начала размножения, в ускоренном созревании перезимовавших зверьков (ФФГ-1) и, особенно половозрелых сеголеток (ФФГ-3). Период пика характеризовался большой плотностью перезимовавших зверьков, интенсивное размножение которых приводило к резкому подъему численности. При этом наблюдались процессы, направленные на снижение численности: сокращались сроки размножения, отмечалась повышенная смертность.

"Переходы" популяции из одной фазы в другую сопровождались фи-

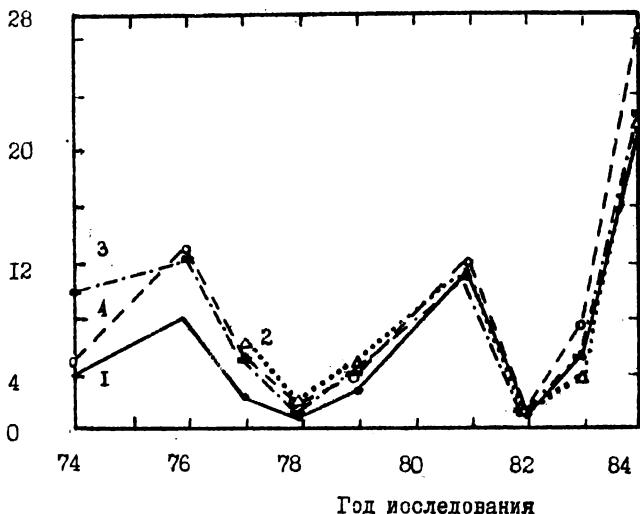


Рис. I Динамика изменения относительной численности сибирской красной полевки на радиоактивных (2,4) и контрольных (1,3) участках.

зиологической перестройкой организма животных соответствующих функциональных групп. Наибольшие изменения наблюдались у быстро-растущих зверьков ФИГ-3, хотя изменения существенны и для других групп. Так, ускоренное созревание и раннее начало размножения полевок в период депрессии приводило к достоверному уменьшению среднего веса половозрелых сеголеток на 17%, для перезимовавших самцов – на 12%. В период подъема и пика численности средний вес зверьков ФИГ-1 находится примерно на одном уровне; в период спада наблюдается тенденция к небольшому снижению веса (рис.2). Уменьшение веса зверьков, вероятно, обусловлено ранним половым созреванием, сигналом к которому может быть снижение плотности популяции ниже определенного уровня.



Рис. 2 Изменение веса самцов сибирской красной полевки в различные фазы популяционного цикла на радиоактивных (темные), и контрольных (светлые) участках.

Репродуктивность популяции определяется долей зверьков, участвующих в размножении, сроками размножения, величиной помета, эмбриональной смертностью, числом генераций на одну самку. Анализ репродуктивности показал, что наиболее сильно варьирует доля размножающихся зверьков, определяемая фазой популяционного цикла. Наименьшая доля размножающихся зверьков зафиксирована нами в фазе пика и спада численности. Различий по этому показателю между полевками на радиоактивных и контрольных участках не обнаружено, как не обнаружено достоверных различий в сроках размножения. Анализ генеративных органов самок показал постоянное примерно двукратное превышение эмбриональной гибели у полевок на радиоактивных участках, что привело к достоверному снижению средней величины помета ($6,15 \pm 0,13$) на этих участках по сравнению с контролем ($6,65 \pm 0,14$). На изменении репродуктивности это, однако, прак-

тически не сказались.

Гематологические показатели выявили достаточно сильную зависимость от фазы популяционного цикла. Так, наблюдалось увеличение количества эритроцитов в период депрессии и уменьшение лейкоцитов в фазу подъема численности (табл.). При сравнении содержания форменных элементов крови у полевок с радиоактивных и контрольных участков наблюдалось небольшое постоянное превышение содержания лейкоцитов у зверьков с радиоактивных участков (разница многолетнего среднего достоверна с уровнем значимости 0,05).

Приведенные данные свидетельствуют о том, что физиологические показатели зависят от фазы популяционного цикла, что необходимо учитывать при радиоэкологических исследованиях, включающих сравнение различных популяций. При сравнении различных популяционных групп, входящих в состав одной популяции, большие требования должны предъявляться к подбору сравниваемых участков, поскольку территориальное размещение зверьков связано с половой и возрастной структурой, особенно в период расселения (I,8).

Известно, что репродуктивная система животных довольно устойчива к внешним воздействиям. Так, восстановление репродуктивной функции у мышей наблюдалось после однократного острого облучения дозами до 20 Гр (3). Полное выпадение мышей из репродуктивного цикла наблюдали при дозе 7,2 Гр за 20 дней облучения (10). В то же время механизмы популяционного гомеостаза могут полностью "выключать" размножение сеголеток, задерживая половое созревание, и значительно сокращать или увеличивать срок размножения в зависимости от состояния популяции (7,14). Таким образом, действие популяционного гомеостаза сравнимо с действием больших доз облучения.

Изменение среднего веса исследованных зверьков в различные фазы популяционного цикла оказалось сравнимо с изменением веса лабораторных мышей и крыс при тяжелой форме лучевой болезни (2).

Гематологические показатели самцов сибирской красной полевки

Показатели краев	Фаза полуклинического цикла		Среднее за 1982 - 1984 гг.
	Депрессия 1982г.	Подъем 1983 г.	
Самцы с радиоактивных участков			
Количество лейко- цитов, тыс./мм ³	<u>4,83±0,29</u> 12	<u>2,84±0,44</u> 35	<u>3,72±0,28</u> 34
Количество эритро- цитов, млн./мл	<u>9,85±0,40</u> 13	<u>9,05±0,51</u> 36	<u>9,05±0,34</u> 42
Содержание гемо- глобина, %	<u>14,3±0,2</u> 13	<u>14,9±0,7</u> 35	<u>14,8±0,4</u> 41
Самцы с контрольных участков			
Количество лейко- цитов, тыс./мм ³	<u>4,50±0,31</u> 15	<u>2,09±0,24</u> 25	<u>3,10±0,22</u> 34
Количество эритро- цитов, млн./мл	<u>11,3±0,23</u> 15	<u>8,95±0,55</u> 27	<u>9,65±0,35</u> 33
Содержание гемо- глобина, %	<u>14,6±0,2</u> 14	<u>15,0±0,6</u> 26	<u>15,4±0,3</u> 33

Примечание: в знаменателе число исследованных зверьков

Изменение в составе периферической крови, наблюдающееся на первых стадиях лучевого поражения, заключается в угнетение миелопозза и некоторой стимуляции эритропозза, который в дальнейшем сменяется угнетением (II). Так, если снижение лейкоцитов начинается уже при 8 сГр, полученных за 112 дней хронического облучения, то снижение эритроцитов наблюдали только при дозе 7,2 Гр, полученной за 20 дней облучения (I). При сравнении эритроцитов периферической крови полевок в различные фазы популяционного цикла нами обнаружено улучшение эритроцитов (примерно на 10%) в период депрессии, и такое же уменьшение в fazu подъема численности, по сравнению с многолетней средней величиной. Количество лейкоцитов, относительно многолетнего среднего, в fazu депрессии было увеличено примерно на 20%, а в период подъема уменьшилось примерно на 35% (табл.). Аналогичные изменения наблюдаются в зависимости от сезона (9).

Таким образом, гомеостатические процессы вызывают в организме зверьков физиологические отклонения, связанные с сезонными изменениями и вариацией плотности популяции, которые сравнимы с действием больших доз облучения в экспериментальных условиях. Наши данные показывают, что на фоне больших колебаний форменных элементов крови, которые вызваны "фазовыми изменениями", наблюдается постоянное небольшое понижение содержания эритроцитов и повышение количества лейкоцитов в периферической крови зверьков на радиоактивных участках.

Таким образом, физиологические изменения, вызываемые в организме красных полевок в различные фазы популяционного цикла механизмами внутрипопуляционного гомеостаза, сравнимы с изменениями при облучении большими дозами ионизирующей радиации и значительно превосходят отклонения, обусловленные хроническим облучением популяции полевок при дозе 2 сГр за год.

Литература

1. Бердюгин К.И. Территориальные взаимоотношения грызунов – обитателей каменистых россыпей Урала. В кн. Внутри- и межпопуляционная изменчивость млекопитающих Урала. Свердловск, 1980, с. 37–53.
2. Беседовский Р.А., Иванов К.В., Козюра А.К. Справочное руководство для радиобиологов. М., Атомиздат, 1978, 127 с.
3. Источники и действие ионизирующей радиации. Доклад за 1977 год Научного комитета ООН по действию атомной радиации. Нью-Йорк, 1978, 495 с.
4. Криволуцкий Д.А., Таскаев А.И., Тестов Б.В. и др. Динамика населения животных на участках с повышенным содержанием радионуклидов в почве. Серия препринтов "Научные доклады" Коми филиала АН СССР, 1963, вып. 90, 41 с.
5. Машнева Н.И., Родионова Л.Ф., Сукальская С.Л. и др. Принципы сравнительной оценки радиационного и химического факторов. М., Энергатомиздат, 1984, 88 с.
6. Олешев Г.В. Изменчивость возрастной структуры популяции рыб полевки (методы исследования, анализ). Автореф. канд. дисс. Свердловск, 1983.
7. Покровский А.В., Большаков В.Н. Экспериментальная экология полевок. М., Наука, 1979, 146 с.
8. Садыков О.Ф. Пространственная структура горных популяций полевок рода *Clethrionomys*. В кн. Популяционная экология и морфология млекопитающих. Свердловск, 1984, с. 20–36.
9. Тарасенко С.Н., Макаров А.А., Бобылев Ю.П. Экологическая характеристика крови некоторых грызунов в системе биологического мониторинга. Грызуны. Материалы 6 Всесоюзного совещания. Л., Наука, 1983, с. 195–196.

60. Тяжелова В.Г. Эквивалентная доза, мощности дозы и времена хронического облучения ионизирующей радиации для различных млекопитающих. Радиобиология, 1983, т.23, вып.3, с.420-423.
- II. Тяжелова В.Г. Классификация состояния компенсаторно-восстановительного потенциала по виду гемопоэтических реакций при хронических облучениях. В кн.: Всесоюзная конференция по действию малых доз ионизирующей радиации. (Тезисы докладов). Киев, Наукова думка, 1984, с. 96-97.
12. Beacham T.D. Breeding characteristics of Townsend's (*Microtus Townsendii*) during population fluctuations. Can. J. Zool., v. 58, 1980, p. 623-625.

СОДЕРЖАНИЕ

Стр.

1. Москелев Ю.И., Степанов С.С. Закономерности миграции, кинетики обмена и биологического действия трансурановых радионуклидов.	3
2. Павлоцкая Ф.И., Мясоедов Б.Ф., Горяченкова Т.Л., Федорова З.М., Емельянов В.В. Миграция плутония в наземных экосистемах.	11
3. Семенова Г.Ц., Ахмерова В.Г., Приходько В.И., Аликбеков О.А., Жуков Б.И., Савинков А.Ф. Поведение некоторых радионуклидов в системе почва-растение.	23
4. Пятнов Ю.Н., Жуков Б.И. Поступление урана в растения при повышенном содержании его в почве.	29
5. Архипов Н.П., Февралева Л.Т., Молчанова И.В., Михайлова Л.Н., Мартышев В.В., Базылев В.В. Поведение естественных радионуклидов в системе почва-поливная вода-растение.	33
6. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайлова Л.Н. Поведение ^{238}U и ^{232}Th в системе почва-раствор-растение.	42
7. Тестов Б.В., Таскаев А.И. Накопление естественных радионуклидов в организме животных на участках с повышенной радиоактивностью.	50
8. Тестов Б.В. Сравнительные аспекты гомеостаза природных популяций полевок в зоне с повышенной естественной радиоактивностью.	65

ЕСТЕСТВЕННЫЕ
И ТРАНСУГАННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ
В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

препринт

Рекомендовано к изданию
Ученым советом Института экологии
растений и животных и РИСО
УНЦ АН СССР

Ответственный за выпуск - И.В.Молчанова

Подписано к печати 17.04.86 НС 18153 Формат 60x84/16
Бумага типографская. Печать офсетная. Усл.-печ.л.4,75.Уч.-изд.3,0
Тираж 200 Цена 30 коп. Заказ 777

РИСО УНЦ АН СССР, Свердловск, ГСП-169, Первомайская, 91.
Цех № 4 п/о "Полиграфист", Свердловск, Тургенева, 20