

ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ОХОТНИЧЬЕГО ХОЗЯЙСТВА И ЗАПОВЕДНИКОВ
ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ РСФСР
ДАРВИНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ЗАПОВЕДНИК

ПРИРОДНЫЕ РЕСУРСЫ МОЛОГО-ШЕКСНИНСКОЙ НИЗИНЫ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-
ХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ
ПОЧВ И РАСТЕНИЙ

ВОЛОГДА
1973

ГЛАВНОЕ УПРАВЛЕНИЕ ОХОТНИЧЬЕГО ХОЗЯЙСТВА И ЗАПОВЕДНИКОВ
ПРИ СОВЕТЕ МИНИСТРОВ РСФСР
ДАРВИНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ЗАПОВЕДНИК

ПРИРОДНЫЕ РЕСУРСЫ МОЛОГО-ШЕКСНИНСКОЙ НИЗИНЫ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-
ХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ
ПОЧВ И РАСТЕНИЙ

ТРУДЫ
ДАРВИНСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО
ЗАПОВЕДНИКА

Вы п у с к XIII

В сборнике представлены статьи, в которых описываются некоторые аспекты радиоактивных выпадений, закономерности поведения в почвах продуктов радиоактивного выпадения и некоторых естественных радиоактивных элементов, механизм поступления радионуклидов из почв в растения и мероприятия по снижению их накопления в урожае сельскохозяйственных растений.

Существенное место в сборнике занимает описание методов радиохимических и лизиметрических исследований, а также физико-химическая характеристика почв и почвообразующих пород.

Сборник рассчитан на научных работников, аспирантов, сотрудников опытных учреждений, занимающихся радиоэкологическими и физико-химическими исследованиями почв и растений.

Редакционная коллегия:

Н. И. Аничкова, М. Л. Калецкая (секретарь),

В. В. Крицкий (гл. редактор),

К. А. Кудинов (зам. гл. редактора),

А. М. Леонтьев, **В. В. Немцев.**

Отв. редактор выпуска — кандидат сельскохозяйственных наук **К. А. Кудинов.**

Предисловие

С момента вступления человечества в «атомную эру» появилась настоятельная необходимость систематических исследований плотности радиоактивных выпадений и закономерностей миграции радиоактивных веществ в различных экологических системах.

Для организации этих исследований исключительно удобными объектами являются заповедники, где в силу почти полного исключения их территорий из хозяйственного использования, состав и уровни естественных и искусственных источников радиации могут быть установлены с большей точностью, чем в других районах, тяготеющих к промышленным центрам (где имеют место индустриальные выбросы и другие помехи).

Вследствие этого, по инициативе академика И. В. Тюрина и при содействии начальника Главного управления охотничьего хозяйства и заповедников при Совете Министров РСФСР Н. В. Елисеева, Дарвинский заповедник и Почвенный институт им. В. В. Докучаева, начиная с 1958 года, проводят совместные исследования по изучению проблем радиоактивных выпадений и процессов миграции радионуклидов в различных биогеоценозах.

Необходимо отметить, что в проведении радиационных исследований, помимо Дарвинского заповедника и Почвенного института, принимали также участие Кандалакшский, Печорский, Окский и Приокско-Тerrasный заповедники.

В первые годы (1958—1961 гг.) главное внимание уделялось определению радиоактивности различных природных объектов и методике радиохимических измерений. Позднее (1962—1971 гг.), наряду с этими направлениями, приобрели значительный удельный вес работы экспериментального характера по изучению закономерностей перехода радионуклидов из почв в растения и приемов снижения их поступления в продукцию сельскохозяйственного производства.

Первые публикации результатов работы, выполненной в заповеднике, были сделаны в VII выпуске «Трудов» запо-

ведника (Вологда, 1961). Две работы были опубликованы также в VIII выпуске «Трудов» (М., изд-во «Лесная промышленность», 1968). Помимо этого часть материалов публиковалась в различных периодических изданиях («Почвоведение», № 11, 1962; «Коллоидный журнал», № 21, 1959), а также в книгах («Радиоактивность почв и методы ее определения», М., изд-во «Наука», 1966; «Радиоэкология и дезактивация почв», М., Атомиздат, 1970) и в трудах международных симпозиумов (Symposium «Radioecological concentration processes», Oxford, England, 1966).

В последние годы были получены дополнительные экспериментальные данные. В связи с этим, в настоящее время назрела необходимость в публикации более полных сведений о результатах радиационных исследований, проводившихся на базе Дарвинского заповедника.

Настоящий сборник открывается статьей Ю. А. Полякова, В. В. Криницкого, Л. Н. Калишиной и Л. Ф. Назаровой, в которой описываются результаты исследований процессов миграции стронция-90 в почве, энергия сорбции этого радионуклида мхами и лишайниками и закономерности его поступления из почв в дикорастущие и культурные растения.

В статье Л. Н. Зацепиной и Т. Ф. Криницкой рассматриваются данные о среднем уровне и сезонной динамике плотности выпадений стронция-90 с атмосферными осадками в районе Дарвинского заповедника и его распределении между жидкой и твердой фазами почвы.

В статье Н. Г. Морозовой и В. В. Криницкого приводятся результаты исследований природных радиоактивных свойств основных почв Дарвинского заповедника.

Статья Л. Н. Зацепиной, А. А. Успенской и Л. Ф. Назаровой посвящена распределению различных форм соединений стронция-90 по почвенному профилю.

В статье Л. Ф. Назаровой рассматриваются результаты исследований динамики Sr^{90} в почвенном растворе.

В статье Ю. А. Полякова и В. В. Криницкого «Об использовании радиоактивных меток для изучения поступления в растения биогенных элементов» описаны «защитные устройства», применявшиеся для отдельного определения количества радионуклидов, поступающих в растения за счет почвенных и аэрозольных источников.

В статье Ю. А. Полякова, Л. Н. Калишиной, В. В. Криницкого, Л. Ф. Назаровой рассматриваются данные, характеризующие количественные закономерности поступления стронция-90 в сельскохозяйственные растения за счет почвенного и «воздушного» источников. Рассчитаны коэффициенты накопления стронция-90 растениями, районированными для зоны заповедника.

В статье Ю. А. Полякова и В. В. Криницкого «Миграция

изотопов стронция и его химических аналогов» рассматриваются данные о закономерностях поведения Sr^{90} , Sr^{87} , Ca , Mg в зависимости от поглотительной способности почв, pH почвенного раствора и комплексообразующих веществ природного и искусственного происхождения.

В статье Л. Н. Калишиной анализируются результаты исследований по снижению поступления стабильного стронция в урожай овса путем внесения торфа и углекислых соединений кальция и магния.

В статье Р. А. Ширшовой описываются результаты вегетационных опытов о размерах накопления цезия-137 в урожае растений в зависимости от содержания обменного калия в почве.

Каждая из перечисленных выше статей имеет самостоятельное значение. Однако все они логически связаны между собой и объединены общей целью — изучить роль радиоактивных веществ в биотическом цикле и дать соответствующую информацию, требующуюся для разработки средств радиационной безопасности.

В заключение отметим, что все материалы, публикуемые в настоящем сборнике, являются результатом более чем десятилетних исследований, которые проводились на основе научного содружества Дарвинского заповедника и Почвенного института им. В. В. Докучаева под общим руководством доктора наук Почвенного института Ю. А. Полякова.

Ю. А. ПОЛЯКОВ, В. В. КРИНИЦКИЙ, Л. Н. КАЛИШИНА,
Л. Ф. НАЗАРОВА

О РАСПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ЗОНЫ ДАРВИНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА *

В настоящее время изучению радиоактивных веществ, образующихся в результате деления тяжелых ядер и их распределению во внешней среде, уделяется большое внимание. По некоторым данным [1] в процессе деления тяжелых ядер образуется около 200 различных радиоизотопов.

Из огромного конгломерата радиоактивных веществ наиболее важную роль в экологическом цикле играют долгоживущие радиоактивные изотопы Sr^{90} , Cs^{137} , C^{14} , а также радиоактивные изотопы $T(H^3)$ и Kr^{85} . Для изучения физико-химических свойств этих изотопов и их поведения в биосфере, а также возможного влияния на животные организмы и человека, во многих странах мира было проведено значительное количество измерений радиоактивности почвы, воды, воздуха, а также большое количество различных объектов растительного и животного мира. В результате этих исследований получен богатейший материал, который неоднократно публиковался в оригинальной и обзорной литературе [2—14].

Ниже приводятся данные о кумулятивном накоплении радионуклидов в растениях и почвах в широтном поясе Дарвинского заповедника и о явлениях их миграции по почвенному профилю.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯХ В ЗОНЕ ДАРВИНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

При изучении кумулятивного накопления радионуклидов в растениях было исследовано более 40 видов растений, которые являются наиболее типичными для широтного пояса Дарвинского заповедника [15].

* Предлагаемая работа является результатом совместных исследований, которые на протяжении десятилетнего периода проводились лабораторией физико-химии почв Почвенного института им. В. В. Докучаева и лабораторией природной радиоактивности Дарвинского Государственного заповедника. В этих исследованиях, помимо авторов настоящей работы, принимали участие научные сотрудники Т. Ф. Крицкая, Г. П. Кадер, В. Г. Граковский. Всем этим товарищам авторы приносят благодарность.

Здесь мы рассмотрим только те данные, которые были получены при радиохимическом анализе мхов (Bryophita) и лишайников (Lichenes). Как показали наши наблюдения, мхи и лишайники отличаются более высокими уровнями радиации, чем другие исследуемые нами растения. Повышенный уровень радиации объясняется, с одной стороны, большой сомкнутостью растений, — они растут компактными, плотными подушками и поэтому захватывают все выпадающие аэрозоли, независимо от того, под каким углом выпадают эти аэрозоли на поверхность земли, а с другой — их высокой сорбционной емкостью, которая объясняется биохимическими особенностями этих растений. Значительная сорбционная емкость мхов и лишайников, а также их большая энергия захвата высокодисперсных частиц хорошо известны из литературы [16—22]. Эти растения содержат сравнительно мало кальция и калия и имеют низкую зольность, что можно видеть из табл. 1.

Таблица 1

Зольность мхов и лишайников, собранных в районе Дарвинского заповедника

Наименование растений	Зольность, %
<i>Sphagnum magellanicum</i>	2,5
<i>Pleurozium Schreberi</i>	4,7
<i>Cladonia alpestris</i>	1,9
<i>Cladonia rangiferina</i>	2,1

Следует заметить, что мхи и лишайники характеризуются автотрофным питанием. Однако связь с субстратом полностью исключать нельзя, а следует рассматривать его как дополнительный источник питания.

Для проведения исследований были отобраны наиболее распространенные на территории Дарвинского заповедника виды мхов и лишайников: *Sphagnum magellanicum* Brid., *Pleurozium Schreberi* (Willd.) Mitt., *Cladonia alpestris* (L.) Rabenh., *Cladonia rangiferina* (L.) Web. Образцы этих видов растений брали ежемесячно с площади 0,16 м². Каждый образец озоляли, и в золе определяли суммарную β (γ)-активность на установке, обладающей малым естественным фоном, калий — методом пламенной фотометрии и Sr⁹⁰ — радиохимически.

МЕТОДИКА ОПРЕДЕЛЕНИЯ Sr⁹⁰

Принятая нами методика является модифицированным вариантом методики определения Sr⁹⁰ в почвах и растениях, неоднократно публиковавшейся в литературе [23—30].

Проведя радиохимический анализ 100 образцов мхов и лишайников, мы рассчитали наиболее вероятный выход носителя Sr. Он оказался равным 81%. Принимая выход носителя Sr, равным 81%, мы применяли следующую методику.

Навеску золы (1—2 г) обрабатывали 6 N HCl в течение 30 мин. при кипячении; осаждали безугольным аммиаком гидроокись железа. Для чистоты осаждения эту операцию повторяли дважды. Фильтрат подкисляли и оставляли на 12—14 дней для установления изотопного равновесия. По истечении этого времени к фильтрату добавляли носитель иттрия, кипятили для удаления CO₂ и осаждали иттрий безугольным аммиаком. Промыв осадок горячей водой, растворяли его в минимальном количестве горячей 0,1 N азотной кислоты. Раствор доводили до кипения и осаждали оксалат иттрия кипящей щавелевой кислотой. Осадок отфильтровывали и просчитывали на установке УМФ-1500 при помощи счетчика с 4-л геометрией. Рассмотренный выше вариант методики оказался достаточно эффективным. Он может быть предложен для массовых определений Sr⁹⁰ в мхах и лишайниках.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

1. Суммарная β(γ)-активность.

При радиохимическом анализе мхов и лишайников необходимо было установить уровень активности в растениях, возникшей за счет природных источников радиации (радиоактивных элементов и радиоактивных изотопов)¹.

Для выяснения этого вопроса исследовали гербарные экземпляры *Sphagnum magellanicum*, *Pleurozium Schreberi*, *Cladonia alpestris*, *Cladonia rangiferina*, которые были собраны в 1946—1947 гг. на территории Дарвинского заповедника. В этих растениях определяли содержание калия (методом пламенной фотометрии) и суммарную β(γ)-активность. На основании данных о содержании калия рассчитывали калийный фон². Полученные данные приводятся в табл. 2.

Из данных таблицы видно, что наиболее высокая активность была отмечена в растениях *Sphagnum magellanicum*. Здесь наиболее вероятная величина бета-активности оказалась равной 1474 пкюри/кг воздушно-сухого вещества. Наиболее низкий уровень бета-активности установлен у растений *Cladonia rangiferina*, который был равен 794 пкюри/кг воздушно-сухого вещества. Активность других указанных

¹ Природные радиоактивные изотопы входят в состав радиоактивных семейств, родоначальниками которых является долгоживущие изотопы тория Th²³² и урана U²³⁵, U²³⁸. Помимо этого в природе существуют в ничтожных концентрациях другие радиоактивные изотопы, которые образуются на земле вследствие различных ядерных реакций.

² Калийный фон находили расчетным путем, исходя из того, что 1 г элемента калия эквивалентен 1800 расп./мин.

Бета-активность гербарных образцов мхов и лишайников, собранных
в районе Дарвинского заповедника в 1946—1947 гг.

Названия растения	Годы взятия образцов	Суммарная β -активность, пкюри/кг воз- душно-сухого вещества (a) ^{1/}	Бета-актив- ность, пада- ющая на долю K^{40} (калийный фон) пкюри/кг воздушно- сухого вещества (b) ^{2/}	Разность между суммар- ной бета-актив- ностью и ве- личиной калийного фона ($x=a-b$), пкюри/кг	Вклад K^{40} , %	Вклад других бета-излуча- телей, %
<i>Sphagnum magellanicum</i>	1947	1474	1408	66	95,5	4,5
<i>Pleurozium Schreberi</i>	1946	1326	1263	63	95,3	4,7
<i>Cladonia alpestris</i>	1946	809	728	81	90	10
<i>Cladonia rangiferina</i>	1946	794	694	100	87,4	12,6

¹ Численные значения a найдены радиометрическим методом.

² Величины b получены расчетным путем, исходя из уровня калийного фона.

выше растений имела промежуточные значения. Уровень естественной радиоактивности мхов и лишайников зависел главным образом от содержания K^{40} . На долю K^{40} у разных растений приходилось от 95 до 87%. Другие источники природной радиоактивности присутствовали в таких малых количествах, которые почти не выходят за пределы погрешностей опыта.

Существенный интерес представляет также вопрос, касающийся содержания в растениях мхов и лишайников стронция-90. Следует отметить, что еще в начальный период испытаний ядерных устройств было установлено [31], что радиоактивность этих растений превышает тот уровень, который был обнаружен у других видов растений. Многолетние наблюдения, которые проводились в районе Дарвинского заповедника, полностью подтвердили это положение. Для более подробного рассмотрения этого вопроса обратимся к табл. 3. В ней приводятся результаты радиохимических анализов растений, которые систематически производились на протяжении 1962—1970 гг.

Из данных таблицы видно, что содержание стронция-90 в *Sphagnum magellanicum* составляло в 1962 году 3652 *пкюри/кг* воздушно-сухой массы. Отметим, что этот уровень активности эквивалентен 2609 стронциевым единицам (с. е.). В последующие годы содержание стронция-90 значительно возросло и в период 1963—1965 гг. измерялось величиной 8000 *пкюри/кг*. Поскольку уровень активности возрос, увеличились численные значения с. е., которые варьировали в этом интервале времени от 6247 до 5866 с. е. Начиная с 1965 года, уровень активности у этих растений постепенно уменьшался, и в 1970 году он был равен 2206 *пкюри/кг* воздушно-сухой массы, что эквивалентно 1576 с. е. В таком же порядке наблюдалось изменение содержания стронция-90 в растениях *Pleurozium Schreberi*, хотя уровень активности этих растений был значительно выше, чем в сфагномах. Как и в предыдущем случае, наиболее высокий уровень активности отмечался здесь в 1963—1965 гг., когда содержание стронция-90 в растениях достигало более 10 000 *пкюри/кг*, а число стронциевых единиц варьировало от 5200 до 5300. В последующие годы активность постепенно уменьшалась, и в 1970 году она была равна 4910 *пкюри/кг* воздушно-сухой массы, что соответствует 2455 с. е.

Весьма сходная динамика активности по Sr^{90} была отмечена также на примере растений *Cladonia alpestris* и *Cladonia rangiferina*. Уровни активностей у этих растений примерно в 2—3 раза были более низкими, чем у предыдущих растений. Однако колебание этих уровней по годам происходило в таком же порядке, который указан выше для растений *Sphagnum magellanicum* и *Pleurozium Schreberi*. При-

Содержание стронция-90 в растениях мхов и лишайниках Дарвинского заповедника

Год	Sphagnum magellanicum		Pleurozium Schreberi		Cladonia alpestris		Cladonia rangiferina	
	пкюри/кг воздушно- сухой массы	с. е. (пкюри на 1 г Са)						
1962	3652	2609	3668	1834	961	874	735	817
1963	8745	6247	10546	5274	3741	3401	3722	4136
1964	8745	6247	10600	5300	3774	3431	3445	3828
1965	8212	5866	10620	5301	3662	3329	3474	3861
1966	5968	4264	10562	5282	2998	2727	3278	3643
1967	4273	2834	7178	3589	2537	2307	2609	2234
1968	2726	1947	6757	3000	2000	1819	1759	1956
1969	2500	1786	5200	2601	1702	1548	1414	1572
1970	2206	1576	4910	2455	1606	1460	1280	1356

веденные данные показывают, что растения мхов и лишайников обладают высокой энергией сорбции стронция-90. Поэтому систематические наблюдения за уровнем активности этих растений могут дать полезную информацию о размерах загрязнения внешней среды стронцием-90 и другими долгоживущими радионуклидами.

ОБ ОЦЕНКЕ РОЛИ ПОЧВЕННОГО ФАКТОРА В ПРОЦЕССАХ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЯХ

В результате многочисленных исследований, которые проводились за последние годы в Советском Союзе и за рубежом, было установлено, что содержание Sr^{90} в растениях зависит от целого ряда факторов, которые могут или уменьшать или увеличивать поступление Sr^{90} в растения. Среди этих факторов существенную роль играют физико-химические свойства почвы, являющейся средой для развития растений, а также наличие в почве химических агентов, которые вносятся в почву в виде различных удобрений. Большое влияние на интенсивность поступления Sr^{90} в растения оказывает содержание обменного кальция в почвах и характер его распределения по почвенному профилю [32]. Обменный кальций, находящийся в поглощенном состоянии, функционально связан с физико-химическими свойствами почв. Он создает, как это отмечал К. К. Гедройц [33], в почве благоприятные для роста и развития растений водный, воздушный и тепловой режимы. Обменный кальций понижает дисперсность органического вещества и предохраняет его от выщелачивания [33]. В литературе неоднократно обсуждался вопрос о том, какое значение имеют для роста и развития растений обменные и необменные формы кальция. В опытах с овсом, которые проводились К. К. Гедройцем [33], было показано, что на почвах, лишенных обменных кальция и магния, растения способны использовать эти элементы, находящиеся в необменном состоянии, тогда как на почвах, лишенных обменного кальция, они погибают.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОБМЕННЫХ КАЛЬЦИЯ И МАГНИЯ ПО ПРОФИЛЮ ПОЧВ

Распределение обменных кальция и магния по профилю почв представляет существенный интерес, так как интенсивность поступления этих элементов в растения зависит не только от их концентрации в почвенном растворе, но и от характера распределения по почвенному профилю. В наших исследованиях распределение Ca и Mg изучали на примере нескольких разновидностей почв подзолистого типа. Из каждого генетического горизонта брали почвенные пробы, в ко-

торых определяли (ацетатным методом) обменные кальций и магний. На основании полученных данных построены кривые распределения Ca и Mg по профилю почв, которые показаны на рис. 1. Отметим, что при построении кривых на оси абсцисс откладывали численные значения глубины взятия проб, на оси ординат — количества обменных Ca и Mg мг-экв/100 г почвы. При рассмотрении рисунка видно, что на слабоподзолистой окультуренной почве (кривая 1) максимальное содержание поглощенного кальция (4,3 мг-экв/100 г почвы) было отмечено в поверхностном слое почвы, толщина которого не превышает 10—12 см. По мере углубления количество обменного кальция уменьшается, и на глубине 100 см составляет 0,2—0,3 мг-экв/100 г почвы. Распределение магния по профилю этих почв отвечает примерно той же закономерности, которая установлена для кальция: в верхнем горизонте отмечается максимальное коли-

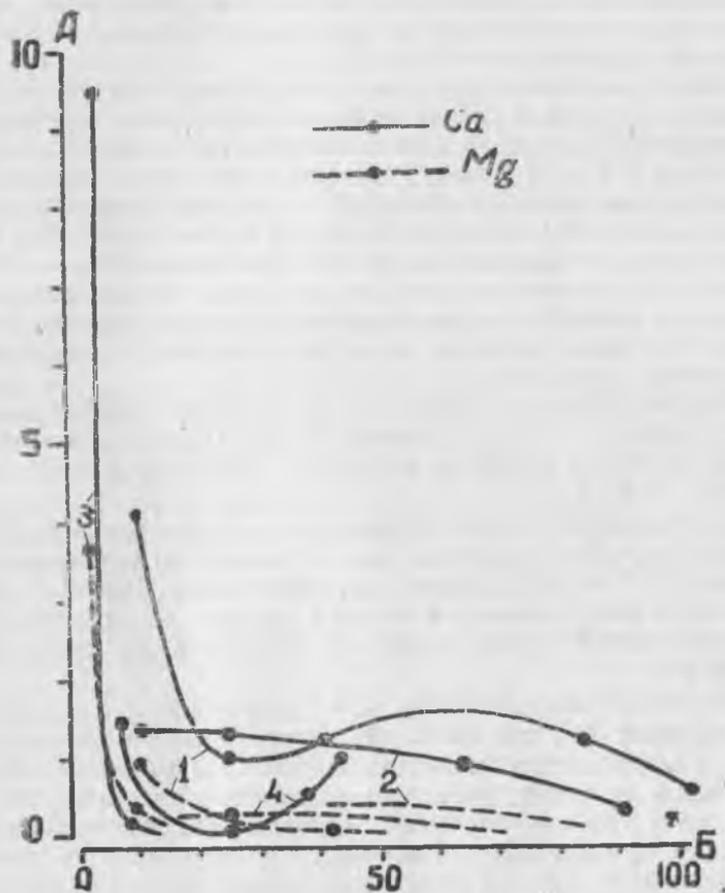


Рис. 1.

чество обменного магния (0,9 мг-экв/100 м), в нижнем—на глубине около 100 см — минимальное (0,2 мг-экв/100 г). При сопоставлении данных о содержании этих элементов в почвах видно, что в верхних горизонтах в пределах 0—80 см глубины, количество обменного кальция примерно в 4 раза больше, чем обменного магния.

На слабоподзолистой неокультуренной почве (см. кривую 2) содержание обменного кальция во всех горизонтах отмечается более низкое, чем на почвах окультуренных. Что касается отношения Ca/Mg, то здесь наблюдается примерно такая же картина, как и в предыдущем случае: в верхних горизонтах это отношение колеблется в пределах 3,5—4, в нижних — 3—3,5. На почвах торфяноподзолистых количество обменного кальция в самом верхнем горизонте составляет около 8, а количество обменного магния — 3,9 мг-экв/100 г (кривая 3). Таким образом, отношение Ca/Mg в верхнем горизонте этих почв равно примерно 4. В нижних горизонтах количество обменных кальция и магния измеряется десятками долями мг-экв/100 г.

В среднеподзолистой супесчаной почве содержание обменного кальция в поверхностном горизонте составляет 1,8 мг-экв/100 г (кривая 4), содержание обменного магния— 0,3 мг-экв/100 г. В более глубоких горизонтах численные значения поглощенных кальция и магния варьировали в пределах 0,1—0,2 мг-экв/100 г. Здесь отношение Ca/Mg = 6, а в нижних горизонтах оно равно примерно единице. Сопоставляя полученные данные, видим, что во всех рассмотренных выше разновидностях подзолистых почв основная масса поглощенного кальция, а также и магния сосредоточена в пахотном горизонте.

Следует отметить, что несмотря на морфологические различия между этими разновидностями почв, отношение Ca/Mg по всему профилю оказалось довольно устойчивым, равным около 4.

Приведенные данные показывают, что распределение обменных кальция и магния по профилю почв зависит от генетических и морфологических свойств почв. Причем основная масса этих элементов во всех почвах сосредоточена в корнеобитаемом слое, мощность которого не превышает 20—25 см.

В литературе отмечалось, что стронций менее подвижен, чем кальций [31], что легко объяснить большей энергией его связи с почвенными коллоидами [34]. Тем не менее, стронций, как и кальций, достигает надземных органов и накапливается в урожае растений. Отмечалось, что отношение стронция-90 к кальцию в корнях, при нормальных условиях, превышает это же отношение в листьях и стеблях растений [31]. Опыты с водными культурами [5] показали, что

интенсивность поступления Sr^{90} в растения зависит от его концентрации, а также от концентрации кальция в питательном растворе. В опытах с почвенными культурами наблюдалась аналогичная картина. Эти же опыты показали, что отношения концентраций стронция к кальцию в почвах и растениях являются важными характеристиками для оценки явлений дискриминации стронция-90 относительно кальция в системе почва—растение. К сожалению, изучение этих отношений при глобальных выпадениях осложняется из-за неоднородного распределения Sr^{90} и кальция по почвенному профилю [32]. Благодаря этому устанавливается неодинаковое распределение в почве стронция-90 и кальция, что приводит в свою очередь к существенному варьированию отношений этих ионов по почвенным горизонтам [31, 32]. Правда, с течением времени, в результате обработки почвы и самопроизвольно идущих процессов диффузии, распределение стронция-90 и кальция по почвенному профилю будет стремиться к какому-то более гомогенному состоянию. Однако для получения стабильных значений отношений стронция-90 к кальцию в почвах и растениях требуется тщательное перемешивание почвенной массы корнеобитаемого слоя, что возможно сделать лишь в условиях вегетационного опыта или в условиях мелкоделяночного полевого опыта. Следует отметить, что стронций-90 в отличие от калия и фосфата практически не фиксируется почвой. Однако, как показали наблюдения [31], доступность стронция-90 растениям несколько снижается, если корнеобитаемый слой почвы подвергается систематической и длительной культивации.

Приведенные данные показывают, что обменно-способный кальций и другие обменные катионы оказывают большое влияние на интенсивность поступления стронция-90 (через корневые системы) из почв в растения. Кроме того, поступление этого радиоизотопа зависит также от механического состава и физико-химических свойств почв. Без учета этих факторов невозможно сделать правильной оценки размеров поступления стронция-90 в растения.

Механический состав. Во всех горизонтах рассматриваемой почвы преобладает фракция 0,25—0,05 мм. Процентное содержание этой фракции варьирует по отдельным горизонтам в пределах 64—82%.

Пылевато-иловатая фракция $< 0,001$ мм в поверхностных горизонтах колеблется от 15,6 до 10,7%, а в более глубоких горизонтах — от 5,1 до 7,1%. Фракция 1—0,25 мм весьма незначительна. В поверхностных горизонтах она составляет 2,54%, в нижележащих — десятые доли процента. Более подробные данные приводятся в табл. 4.

Механический состав

Глубина, <i>см</i>	Размеры частиц, в <i>мм</i>							
	1—0,25	0,25—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	0,005—0,001	<0,001	0,01	>0,01
2—4	2,54	64,91	16,88	5,00	5,32	5,35	15,67	84,33
4—12	0,49	75,68	13,08	1,72	3,72	5,31	10,75	89,25
12—18	0,19	73,18	17,84	1,96	2,72	4,11	8,79	91,21
18—30	0,18	77,99	14,44	2,08	2,00	3,31	7,39	92,61
30—38	0,32	73,81	17,88	3,44	1,96	2,59	8,99	91,01
38—48	0,14	77,38	14,48	1,60	2,88	3,51	7,99	92,01
48—58	0,49	72,16	17,44	4,48	1,36	4,07	9,91	90,09
58—66	0,09	76,66	16,96	1,82	1,24	3,23	6,29	93,71
66—72	0,20	81,49	11,20	1,96	1,08	4,07	7,11	92,89
72—80	0,10	82,07	12,72	0,40	0,72	3,99	5,11	94,89

Для характеристики химических свойств этих почв были сделаны соответствующие анализы, результаты которых приводятся в табл. 5.

При рассмотрении таблиц можно видеть, что поверхностные горизонты рассматриваемой оторфованной почвы содержат 3,8—4,4% гумуса. Более глубокие горизонты содержат очень мало гумуса, валовое содержание которого варьирует в пределах десятых и сотых долей процента.

Содержание азота в верхних горизонтах колеблется от 0,29 до 0,17%, а в нижних горизонтах измеряется сотыми долями процента. Соотношение C : N по профилю почвы неравномерное. В верхних горизонтах оно довольно широкое и колеблется от 10 до 12, в нижних — значительно сужается и доходит до 2—6.

Содержание валовой фосфорной кислоты в верхних горизонтах колеблется от 180 до 130 мг на 100 г почвы, в нижних — от 90 до 120 мг. Абсолютные количества валового P_2O_5 во всех горизонтах небольшие. Фосфор в рассматриваемой почве находится в первом минимуме.

Обращает на себя внимание высокое валовое содержание калия. В верхних горизонтах содержание калия доходит до 0,88—0,99%, в нижних — 1,04—1,14%. Высокое содержание калия объясняется наличием гидрослюдистых минералов и других почвообразующих пород, богатых калием. Содержание валового натрия во всех горизонтах примерно в два раза меньше, чем калия.

В табл. 5 приводятся также данные о подвижных формах калия и фосфора. Эти данные показывают, что количество подвижного калия в поверхностном горизонте составляет 1,25% от валового содержания, а в более глубоких горизонтах это количество выражается десятками долями процента. Подвижный фосфор распределяется по почвенному профилю неравномерно. В верхних горизонтах он варьирует в пределах 0,7—1,15% от валового содержания P_2O_5 , в нижних — от 3,5 до 4,1%.

Были определены pH водного и солевого раствора, состав обменных катионов и сумма обменных катионов во всех горизонтах рассматриваемой почвы. Соответствующие данные приводятся в табл. 6. Из таблицы видно, что pH водного раствора во всех горизонтах практически сохранял постоянное значение, равное $pH = 4,7—5,0$. В солевой вытяжке величина pH как в верхних, так и в нижних горизонтах была равна 3,7—3,9 единиц. Количество поглощенных катионов распределялись по почвенному профилю весьма неравномерно. Количество поглощенного кальция в поверхностных горизонтах составляло 3,7—6,3 мг-экв на 100 г почвы, в нижних горизонтах — не превышало 0,9—1,2 мг-экв. Количество поглощенного магния в поверхностных горизон-

Результаты химического анализа

Глубина, см	Гумус ¹ , %	Углерод, %	Азот ² , %	Отно- шение С : N	Валовое содержание			Содержание подвижных форм			
					К, %	Na, %	P ₂ O ₅ , %	N, %	K ³ , в % от валов- вого	P ⁴ ₂ O ₅ , %	P ₂ O ₅ в % от валов- вого
2—4	4,41	3,72	0,29	12,8	0,88	0,49	1,18	0,0110	1,25	0,0013	0,72
4—12	3,88	2,25	0,17	13,2	0,99	0,49	0,13	0,0045	0,45	0,0015	1,15
12—18	1,42	0,82	0,07	11,7	0,95	0,48	0,11	0,0022	0,23	0,0033	3,00
18—30	0,75	0,43	0,04	10,7	0,62	0,48	1,10	0,0016	0,25	0,0035	3,50
30—38	0,61	0,35	0,03	11,6	0,70	0,48	0,09	0,0013	0,18	0,0035	3,88
38—48	0,48	0,28	0,03	9,3	0,66	0,44	0,09	0,0013	0,20	0,0035	3,88
48—58	0,37	0,21	0,02	10,5	1,98	0,58	0,10	0,0014	0,14	0,0035	3,50
58—66	0,11	0,06	0,01	6,0	1,14	0,58	0,10	0,0016	0,14	0,0025	2,50
66—72	0,07	0,04	0,01	4,0	1,04	0,52	0,12	0,0021	0,20	0,0025	2,08
72—80	0,03	0,02	0,01	2,0	1,14	0,52	0,12	0,0025	0,22	0,0050	4,16

¹ Гумус определяли по Тюрину.² Азот — по Кьельдалю.³ Подвижный калий — по методу Масловой.⁴ Подвижный фосфор — по методу Кирсанова.

Состав поглощенных катионов

Глубина, см	Гигро- скопиче- ская вода, %	рН раствора		Обменные катионы										Гидро- литиче- ская кислот- ность, мг-экв 100 г	Сте- пень насы- щен- ности, %
		Вод- ный	Соле- вой	мг-экв на 100 г почвы					% от суммы обменных катионов						
				Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	H ⁺	K ⁺ Na ⁺ H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺		
2—4	2,43	4,74	3,78	6,38	3,19	0,55	6,18	16,83	37,92	18,96	3,26	3,14	36,72	13,16	56,42
4—12	1,46	4,86	3,90	3,79	2,53	0,34	4,35	11,01	34,42	22,98	3,08	Следы	39,52	8,59	56,17
12—18	1,22	4,94	3,75	1,57	1,26	1,13	2,28	5,24	29,96	24,05	2,48	»	43,51	6,07	46,33
18—30	0,71	5,04	3,75	1,56	0,94	0,13	2,16	4,79	32,56	19,63	2,72	»	45,09	4,90	49,43
30—38	0,50	5,04	3,75	1,25	1,25	0,07	1,28	3,85	32,47	32,47	1,82	»	33,24	3,45	52,73
38—48	0,77	5,16	3,90	1,25	1,25	0,07	0,92	3,49	35,82	35,82	2,00	»	26,36	3,35	51,02
48—58	0,71	5,16	3,90	1,25	1,25	0,07	0,89	3,46	36,13	36,13	2,02	»	25,72	3,15	52,30
58—66	0,38	5,24	3,90	1,25	1,25	0,13	0,72	3,35	37,31	37,31	3,88	»	21,50	2,38	58,46
66—72	0,43	4,84	3,80	1,25	1,25	0,07	0,72	3,29	37,99	37,99	2,13	»	21,89	2,23	59,60
72—80	0,38	4,74	3,80	0,94	1,41	0,13	0,89	3,37	27,89	41,84	3,87	»	26,40	1,99	62,87

тах оказалось равным 3,1—2,5 мг-экв, в нижних горизонтах — 1,4—1,2 мг-экв. Поглощенный калий в наибольших количествах (0,5—0,3 мг-экв) был обнаружен в поверхностных горизонтах. В более глубоких слоях количество поглощенного калия варьировало в пределах 0,07—0,13 мг-экв на 100 г почвы. Поглощенный водород в верхних горизонтах составлял 6,18—4,35 мг-экв, в нижних горизонтах — 0,7—0,8 мг-экв.

Выражая количества поглощенных катионов в процентах от их суммы, легко видеть, что количества поглощенных Са и Н в поверхностных горизонтах оказались примерно одинаковыми, равными соответственно 37,9 и 36,7%. В более глубоких горизонтах абсолютные количества поглощенных Са и Н заметно уменьшаются, однако отношение между ними остается почти неизменным. Весьма характерно распределение по почвенному профилю поглощенного магния. В верхних горизонтах на его долю падает около 19%, тогда как в нижних горизонтах его вклад составляет более 40%. Количество поглощенного калия от суммы поглощенных катионов варьирует в пределах 2—3%. Поглощенный натрий, за исключением поверхностного горизонта — не обнаружен.

Приведенные данные показывают, что вследствие малого содержания гумуса, незначительной величины емкости поглощения и относительно высокого содержания в поглощающем комплексе атомов водорода, в рассматриваемой почве создаются условия, благоприятствующие для весьма интенсивной миграции атомов Sr⁹⁰. Интенсивной миграции Sr⁹⁰ способствуют и другие факторы, среди которых важное значение имеют легкий механический состав почвы и нисходящий поток почвенной влаги. Все эти факторы в конечном итоге обуславливают относительно быстрое рассредоточение атомов Sr⁹⁰ по профилю почвы и вовлечение их в биологический цикл. При этих условиях роль почвенного вклада при поступлении Sr⁹⁰ из почвы в растения может достигнуть довольно высокого уровня, о чем будет подробнее сказано ниже.

ЛИЗИМЕТРИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для изучения процессов передвижения Sr⁹⁰ по почвенному профилю, за последние годы предпринимались попытки использовать лизиметрические методы исследования [35].

Правда, вследствие распространенного ранее убеждения, что Sr⁹⁰ и другие нуклиды неопределенно долгое время способны находиться в самом поверхностном слое почв [36], лизиметрические методы не получили большого распространения. Однако, как будет показано ниже, эти методы могут оказаться весьма эффективными при изучении проблемы

миграции Sr^{90} в почвах, так как они позволяют следить не только за миграцией радиоактивных продуктов распада, но и других компонентов почвенного раствора, оказывающих огромное влияние на процессы миграции Sr^{90} в почвах и материнских породах.

ОБ УСТРОЙСТВЕ ЛИЗИМЕТРОВ

Лизиметры были изготовлены из нержавеющей стали. Они имели цилиндрическую форму. Диаметр основания цилиндра — 1 м, высота — у одной серии — 50 см, другой — 30 см. Все лизиметры были врыты в почву (осенью 1969 г.), и затем заполнены почвой с таким расчетом, чтобы поверхность почвы в лизиметре точно совпадала с дневной поверхностью. При набивке лизиметром принимались соответствующие меры для того, чтобы сохранить такое же сложение почвы, какое наблюдалось в естественных условиях. Отметим, что плотность загрязнения почвы, использованной для набивки лизиметров варьировала в пределах 45—50 мкюри/км². Лизиметры, как уже отмечалось, предназначались для изучения явлений миграции Sr^{90} в почвах, а также для систематических наблюдений за процессами выщелачивания из почвы легкорастворимых соединений.

СОДЕРЖАНИЕ Sr^{90} В ЛИЗИМЕТРИЧЕСКИХ ВОДАХ

Для определения концентрации Sr^{90} в лизиметрических водах проведены следующие опыты. В период между 9 и 30 апреля 1970 года из лизиметра № 1 было собрано 32,4 литра лизиметрических вод. Концентрация Sr^{90} в этих водах оказалась равной 0,7 пкюри/л. Сбор лизиметрических вод продолжался также в течение мая (с 1 по 9). Анализ майских вод показал, что концентрация Sr^{90} в этих водах составляла 0,6 пкюри/л. Таким образом, наиболее вероятная концентрация Sr^{90} в лизиметрических водах была равна около 0,7 пкюри/л.

Представлялось целесообразным также выяснить, как варьирует концентрация Sr^{90} в лизиметрических водах в зависимости от свойств почв. Для этой цели производили анализ вод, собранных в лизиметре № 3. Отметим, что лизиметр № 3 был заполнен почвой, обладающей более тяжелым механическим составом по сравнению с той почвой, которой заполняли лизиметр № 1. Кроме того, геометрические параметры этого лизиметра были другие (высота цилиндра — 30 см). Возможно, что и сложение почвы здесь было несколько другое.

Отбор проб из лизиметра № 3 производили 8—10 мая. В этот период было собрано 7 л лизиметрических вод. Радиометрический анализ этих вод показал, что концентрация

Sr^{90} в них была равна 0,5 пкюри/л. Сопоставляя эту величину с предыдущей, можно отметить, что концентрация Sr^{90} в лизиметре № 3 оказалась примерно на 17% ниже той, которая установлена для лизиметра № 1.

Данные, полученные в результате анализа лизиметрических вод, показывают, что воднорастворимые соединения Sr^{90} в результате конвективной диффузии достигли к моменту их радиохимического анализа 30—50 см глубины. Следует учесть, что в зоне наблюдений уровень грунтовых вод очень высокий, и в некоторых случаях он достигает 50—60 см. Таким образом, присутствие Sr^{90} в лизиметрических водах может служить достаточным основанием для утверждения о том, что подвижные формы соединений Sr^{90} в данных географических условиях могут присутствовать в грунтовых водах, если уровень этих вод залегает на глубине 50—70 см.

СОДЕРЖАНИЕ В ЛИЗИМЕТРИЧЕСКИХ ВОДАХ ЛЕГКОРАСТВОРИМЫХ СОЕДИНЕНИЙ

Содержание легкорастворимых соединений в лизиметрических водах можно охарактеризовать на основании тех данных, которые приводятся в табл. 7.

Таблица показывает, что количество плотного остатка в лизиметрических водах, взятых из лизиметра № 1 в три различных срока, варьирует в пределах 0,073—0,100 г/л.

Из таблицы видно также, что численные значения плотного остатка в апрельских пробах примерно на 30% меньше, чем в майских пробах. Величина рН лизиметрических проб практически не изменялась за тот промежуток времени, в течение которого производили отбор проб. В апрельских пробах она составляла 6,9—7,0, а в майской — 6,8 единицы. Характерно, что лизиметрические воды имели слабокислую или нейтральную реакции. Содержание Cl^- варьирует в пределах 0,25—0,30, а содержание SO_4^{--} — в пределах 0,03—0,05 мг-экв/л.

Существенный интерес представляет содержание в лизиметрических водах ионов Ca^{++} и Mg^{++} . Из таблицы видно, что концентрация Ca^{++} варьирует в пределах 0,44—0,60 мг-экв/л, а концентрация Mg^{++} от 0,37 до 0,41 мг-экв/л. Концентрация ионов Ca^{++} больше, чем концентрация Mg^{++} , однако не настолько, насколько можно было ожидать, если учесть, что количество обменного кальция в этих почвах примерно в 3—4 раза больше, чем магния. Концентрации натрия и калия измеряются десятками и сотыми долями мг-экв/л, и ни в одном случае не превышают 0,2 мг-экв/л.

Зная концентрации легкорастворимых соединений в лизиметрических водах, объем этих вод, а также вес почвы, находящейся в лизиметре, и поверхность лизиметров, нетрудно

Содержание легкорастворимых соединений в лизиметрических водах, 1970 г.

Номер лизиметра	Время сбора	Объем, л	Плотный остаток, г/л.	Прокаленный остаток, г/л	Концентрация ионов, мг-экв/л							
					pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ^{- -}	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺
1 ¹	9—14 апреля	16,0	0,073	0,06	6,9	0,70	0,25	0,05	0,48	0,41	0,08	0,05
1 ¹	23—30 апреля	16,4	0,077	0,06	7,0	0,75	0,30	0,03	0,60	0,37	0,06	0,05
1	1—9 мая	16,4	0,100	0,07	6,8	0,65	0,26	0,04	0,44	0,37	0,10	0,06
3 ²	8—10 мая	7,0	0,176	0,11	7,1	1,93	0,54	0,18	1,44	0,89	0,19	0,12

¹ Высота почвенного слоя 50 см.

² Высота почвенного слоя 30 см.

рассчитать количество катионов и анионов, выщелачивающихся из почвы под влиянием нисходящего потока атмосферных осадков.

ОБ ОЦЕНКЕ РАЗМЕРОВ НАКОПЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 РАСТЕНИЯМИ ЗА СЧЕТ ПОЧВЕННОГО ПОСТУПЛЕНИЯ

Для сравнительной оценки размеров накопления стронция-90 в растениях за счет почвенных запасов применяются различные методы. Очень часто для этой цели пользуются «коэффициентом накопления» или по терминологии других авторов — «коэффициентом концентраций» (K). Коэффициентом накопления называют обычно отношение между содержанием стронция-90 в растении, выраженным в *мкюри* на 1 кг сухого вещества и содержанием этого радиоизотопа в почве, выраженным в тех же единицах. Величина коэффициента K , как это неоднократно отмечалось в литературе, зависит от свойств почв и видовых особенностей растений. Поэтому коэффициент K подвержен большим колебаниям и, по некоторым данным [32], варьирует в пределах 0,1—0,25.

Если содержание стронция-90 в растении обозначить через a , а содержание в почве — через b , тогда в соответствии с принятым определением коэффициента K , можно написать

$$K = \frac{a \text{ мкюри/кг}}{b \text{ мкюри/кг}}. \text{ Из этого равенства вытекают три следствия:}$$

- 1) $a > b$, $K > 1$; 2) $a < b$, $K < 1$; 3) $a = b$, $K = 1$.

С точки зрения максимального уменьшения размеров накопления стронция-90 в урожае, наибольший интерес представляют системы почва — растение, для которых $K < 1$.

В некоторых работах для оценки накопления стронция-90 в урожае сельскохозяйственных растений пользуются коэффициентом $K_1 = \frac{a', \text{ с. е.}}{b', \text{ мкюри/км}^2}$. Здесь содержание стронция-90

в растениях (a^1) измеряется в стронциевых единицах (с. е.), а уровень загрязнения почвы стронцием-90 (b^1) в *мкюри/км*². В этом случае коэффициент накопления стронция-90 в растениях K_1 численно равен количеству стронциевых единиц, приходящихся на 1 *мкюри* стронция-90, отнесенного к единице площади (1 *км*²). Очень часто для характеристики накопления стронция-90 в растениях применяют величину, так называемого «наблюдаемого отношения» (Н. О.). Величина Н. О. равна отношению между числом стронциевых единиц в растениях и числом стронциевых единиц в почве

$$\text{Н. О.} = \frac{\text{с. е. в растений}}{\text{с. е. в почве}}$$

Однако величина Н. О., как это отмечалось в литературе,

может иметь достаточно представительное значение лишь в том случае, когда наблюдения за поступлением стронция-90 в растения производятся в условиях вегетационных опытов [32]. В полевых условиях на почвах с неравномерным распределением обменного кальция, расчет величины N . O . не дает воспроизводимых и достаточно надежных результатов. Размеры накопления стронция-90 в растениях за счет почвенных запасов могут быть определены более точно, если воспользоваться методом определения коэффициентов накопления, предложенным В. М. Клечковским, Н. П. Архиповым и А. В. Егоровым [32]. Принципиальная основа этого метода базируется на двух факторах — на более строгом определении уровня загрязнения почвы стронцием-90 и на учете функциональной зависимости, существующей между обменным кальцием и интенсивностью поступления стронция-90 из почв в растения. Согласно прописи этого метода уровень загрязнения почвы стронцием-90 в поле выражается количеством изотопа (*мкюри*) на единицу поверхности ($км^2$). Обозначим эту величину символом $S_{Sr^{90}}$ *мкюри/км²*. «Нормируя» эту величину по обменному кальцию (выраженному в миллиграмм-эквивалентах на 100 г почвы) авторы [32] получили уравнение

$$NS_{Sr^{90}} = \frac{S_{Sr^{90}}, \text{ мкюри/км}^2}{Ca_{\text{обм. мг-экв/100 г почвы}}} \quad (1)$$

Отсюда, согласно принятому ранее определению, величина K будет равна $K = \frac{\text{с. е. в растениях}}{NS_{Sr^{90}}} \quad (2)$.

МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ПОЛЕВЫХ ОПЫТОВ

Для количественного определения «почвенного» коэффициента K проводили мелкоделяночные опыты по следующей методике.

В одной серии вариантов растения выращивали в открытом грунте (здесь растения загрязнялись за счет радиоактивных аэрозолей, выпадающих с осадками и за счет корневой сорбции). Во втором случае растения выращивали на почве, где они с момента посева и до уборки урожая были изолированы от выпадающих осадков. В этих вариантах опыта растения могли поглощать стронций-90 только из почвы (при помощи корневых систем), так как благодаря защитным устройствам (З. У.) прямой захват стронция-90 практически исключен.

Отметим, что З. У. работали по принципу миниатюрных вегетационных домиков с той лишь разницей, что полив рас-

¹ Здесь и далее применяются символы, предложенные В. М. Клечковским.

Определение размеров накопления стронция-90 в сельскохозяйственных растениях по методу
В. М. Клечковского

Год	Культура	Са обменный, мг-экв/100 г почвы	Уровень загрязнения почвы стронци- ем-90, мкюри/км ²	Нормированный по кальцию уровень загрязнения почвы стронцием-90, NS Sr ⁹⁰ = Sr ⁹⁰ , мкюри/км ²	Стронциевые единицы растений, с. е. = Sr ⁹⁰ , пкюри/кг	K = с. е. в растениях NS Sr ⁹⁰
				Ca обменный, мг-экв/100 г	Ca, г/кг	
1967	Овес	3,3	45	13,6	111	8,2
	зерно				142	10,4
	солома	3,3	45	13,6	118	8,7
	Ячмень				154	11,3
	зерно	3,3	45	13,6	125	9,2
	солома				161	10,3
Рожь	3,3	45	13,6	118	8,7	
Пшеница				153	11,3	
зерно	3,3	45	13,6	177	13,0	
солома				177	13,0	
Горох	надземная часть	3,3	45	13,6	177	13,0
1968	Овес	2,7	42	15,6	121	7,8
	зерно				141	9,0
	солома	2,7	42	15,6	113	7,2
	Ячмень				161	10,3
	зерно	2,7	42	15,6	133	8,5
	солома				164	10,5
Рожь	2,7	42	15,6	84	5,9	
Овес				113	7,95	
зерно	2,4	34	14,2	91	6,4	
солома				123	8,7	
Ячмень	2,4	34	14,2	100	7,1	
зерно				125	8,8	
солома	2,4	34	14,2	127	8,9	
Рожь				127	8,9	
Горох	надземная часть	2,4	34	14,2	127	8,9

тений здесь производили очень редко, так как значительная часть влаги, испаряемой почвой и самими растениями, не поступала в атмосферу, а конденсировалась на стенках З. У. и возвращалась обратно растениям.

По окончании опытов растения убирали, помещали в марлевые мешки, высушивали и озоляли. В пробах золы определяли содержание стронция-90, используя ту методику, которая указана выше. Относящиеся сюда данные приводятся в табл. 8.

УСЛОВИЯ ПОЛЕВЫХ ОПЫТОВ

Опыты проводили на территории Дарвинского заповедника в течение 1967—1969 гг. при различных уровнях содержания стронция-90 в почвах, которые варьировали от 34 до 45 мкюри/км². В качестве подопытных растений возделывали зерновые культуры: овес, ячмень, рожь и горох. Повторность опыта — трехкратная. Экспериментально определяли содержание кальция и стронция-90 (в почвах и растениях). Полученные данные приводятся в табл. 8.

При рассмотрении таблицы можно видеть, что величина коэффициента K , характеризующая размеры накопления стронция-90 в растениях из почвы у зерновых культур варьирует в довольно узкой области. Так, в зерне овса, ячменя, ржи и пшеницы, по данным опытов 1967 года, величина K варьирует от 8,2 до 9,2. В последующие годы (1968, 1969) в зерне тех же культур величина K варьировала соответственно от 7,8 до 8,5 и от 5,9 до 8,9. Что касается вегетативных органов, то здесь были отмечены более существенные размеры колебаний величины K .

Действительно, как видно из таблицы, величина K (опыты 1967 г.) в соломе овса, ячменя, ржи и пшеницы оценивалась такими значениями, которые изменялись от 10,4 до 13,0. Пределы колебаний K , отмечавшиеся для соломы в 1968 г. и 1969 г., были равны соответственно 9—10,5 и 7,9—8,9.

Таким образом, величина коэффициента K , найденная для различных зерновых культур и разных частей урожая (зерно, солома), в течение трех лет определялась очень близкими численными значениями, которые варьировали в пределах от 5,9 до 11,3. Отсюда следует, что применительно к рассмотренным сельскохозяйственным культурам и описанным ранее физико-географическим условиям среды размеры накопления стронция-90 в урожае растений могут быть оценены 7—9 стронциевыми единицами на 1 мкюри стронция-90 (отнесенного к 1 км²). Для сравнения приведем данные, опубликованные в работе [32]. По данным этой работы величина K для зерна овса, пшеницы, озимой ржи варьирует от 5 до 10, для соломы этих же культур от 13 до 16.

Выводы

В течение 1967—1969 гг. в зоне распространения дерновоподзолистых супесчаных почв изучали процессы миграции и поступления стронция-90 в дикорастущие и культурные растения. Было показано, что уровни загрязнения стронцием-90 растений мхов и лишайников на протяжении всего периода ядерных испытаний неизменно были значительно выше, чем у других растений. Высокая энергия сорбции стронция-90 этими растениями затрудняет или исключает почти полностью его выщелачивание в почву. Благодаря этому растения мхов и лишайников и могут быть использованы в качестве своеобразных «планшетов» для определения плотности радиоактивных выпадений в тех районах, где они произрастают.

Установлено, что вертикальное распределение стронция-90 в почве зависит от проницаемости и плотности почв, степени их дренированности и ионообменного механизма, эффективность которого в свою очередь определяется физико-химическими свойствами почв и природой радиоизотопов.

На дерновоподзолистых почвах величина кумулятивного накопления стронция-90 в верхнем 5-сантиметровом слое оказалась равной 70%; остальное количество распределялось в нижележащих горизонтах, залегающих на глубине 5—30 см.

Глубокое проникновение стронция-90 по профилю почв было подтверждено также данными лизиметрических наблюдений. Анализ лизиметрических вод показал, что нижняя граница распространения стронция-90 у рассматриваемых почв залегает на глубине 50—55 см, то есть на той глубине, которая в некоторых случаях подходит близко к уровню грунтовых вод.

На слабоподзолистых супесчаных почвах отмечалось еще более интенсивное выщелачивание стронция-90, сопровождавшееся накоплением этого изотопа в иллювиальном горизонте, залегающем на глубине 40—45 см.

Изучены физико-географические условия среды, и в первую очередь значение почвенного фактора, влияющие на интенсивность поступления стронция-90 из почв в растения.

Для сравнительной оценки способности растений к накоплению стронция-90 за счет почвенных запасов, проводили мелкоделяночные полевые опыты с применением «защитных» устройств, работающих по принципу миниатюрных вегетационных домиков.

Применяя метод Ключковского-Архипова, определяли численные значения коэффициента накопления K («почвенный» коэффициент). Важно отметить, что эти значения, найденные для четырех зерновых культур (овес, ячмень, озимая

рожь, пшеница) в течение трех вегетационных периодов (1967—1969 гг.) не выходили за пределы 7,1—9,2 (зерно) и 8,7—11,3 (солома) стронциевых единиц на одну единицу $NS_{Sr^{90}}$ («нормированный по кальцию уровень загрязнения почвы»).

Таким образом, коэффициент K при тех условиях опыта, которые описаны выше, может рассматриваться как величина практически постоянная, позволяющая прогнозировать уровень накопления стронция-90 в урожае сельскохозяйственных растений за счет поступления из почвы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Лавренчик В. Н. «Атомная энергия», 13, 72 (1962).
2. Лавренчик В. Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов. М., Атомиздат, 1965.
3. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почв и растений. М., 1963.
4. Поляков Ю. А. Радиоактивные выпадения и почвы. В кн. «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., Изд-во «Наука», 1966.
5. Поляков Ю. А. Радиоэкология и дезактивация почв. М., Атомиздат, 1970.
6. Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И. Глобальное распределение радиоактивного стронция по земной поверхности. Изд-во «Наука», М., 1964.
7. Lockhart L. B. et. al. Geophys. Res., 65, № 6, 1960.
8. Machta L., List R. I. Analysis of stratospheric strontium-90 measurements. Washington. Dep. of Commerce, Weather Bureau, 1959.
9. Martell E. A. Science, 129, № 3357, 1959.
10. Kulp I. et. al. Science, 136, № 3516, 1952.
11. Kuroda P. K. et. al. Science, 132, № 3429, 1960.
12. Шубко В. М. Выпадения Sr^{90} на поверхность территории СССР. М., изд-во АН СССР, 1959.
13. Шубко В. М., Еремичева А. М. Выпадения Sr^{90} на поверхность территории СССР в четвертом квартале 1961 и второй половине 1962 г. М., 1963.
14. Шубко В. М., Курчатov Б. В. Выпадение долгоживущих продуктов деления на территории СССР в 1962 г. М., Госатомиздат, 1962.
15. Поляков Ю. А., Кутова Р. Н., Леонтьев А. М., Сергачева И. А. Радиоактивность растений Дарвинского Государственного заповедника.
16. Кузревич В. Ф. Некоторые данные о биологической активности грунтов, почв и лишайников Восточной Антарктиды. Докл. АН СССР, т. 126, № 3, 1958.
17. Курсанов Л. И., Дьячков Н. Н. Лишайники и их практическое использование. М.—Л., АН СССР, 1945.
18. Лаврухина А. К., Малышева Т. В., Павлоцкая Ф. И. Радиохимический анализ. М., 1963.
19. Моисеева Е. Н. Биохимические свойства лишайников и их практическое использование. М.—Л., АН СССР, 1961.
20. Работнов Т. А., Говорухин В. С. «Lichenes — лишайники». В кн.: «Кормовые растения сенокосов и пастбищ СССР», т. 1, 1950.
21. Самбук Ф. В. Прирост и возобновление лишайников. «Природа» № 6, 1936.
22. Сукачев В. Н. Растительные сообщества (введение в фитосоциологию). Л., 1928.
23. Чулков П. М. и др. «Почвоведение» № 4, 1957.
24. Павлоцкая Ф. И. и др. «Гигиена и санитария» № 11, 54 (1965).

25. Полевой Р. М. В кн.: «Радиоактивность почв и методы ее окультуривания». М., изд-во АН СССР, 1966.
26. Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А., Бабичева Е. В. и др. «Почвоведение» 1964, № 2, с. 105.
27. Сборник радиохимических и дозиметрических методик. М., 1959.
28. Шведов В. П., Широкова С. И. (ред.). Радиохимические загрязнения внешней среды. М., 1962.
29. Bragant F. I., Chamberlain A. C., Morgan A. Nucl. Energy, v. 6, № 22, 1957.
30. Зацепина Л. Н., Сапарлыев Ч., Павлоцкая Ф. И. К методике определения Sr^{90} в растительных материалах. «Гигиена и санитария», № 10, 1966.
31. Russell R. S. Nature, v. 182, № 4739, 1958.
32. Архипов Н. П., Егоров А. В., Клечковский В. М. К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопление в урожае. М., Атомиздат, 1969.
33. Гедройц К. К. Избранные сочинения, т. 1, М., Сельхозгиз, 1955.
34. Поляков Ю. А. О поглощении ионов стронция и кальция почвами. «Коллоидный журнал», 21, вып. 2, 221, 1959.
35. Lambert Wiklander. Soil Sci. v. 97, № 3, 1964.
36. Amphlett C. B. Soil chemistry and the uptake of fission products. Research, v. 8, № 9, 1955.

Л. Н. ЗАЦЕПИНА, Т. Ф. КРИНИЦКАЯ

СТРОНЦИЙ-90 В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ В РАЙОНЕ ЗАПОВЕДНИКА

Изучая радиоактивные выпадения, Либби [1] подсчитал, что период пребывания радионуклидов в стратосфере составляет 10 лет. По данным Махта [2] и Лавренчика [3] этот период колеблется от 5 до 3 лет.

Наблюдения за выпадениями Sr^{90} из атмосферы на широте Москвы, проведенные А. С. Зыковой с соавторами, служат подтверждением этого заключения, так как годовое выпадение Sr^{90} в осадках уменьшается примерно через 1,5 года вдвое [4]. Для сбора радиоактивных выпадений применяют различные устройства. Так, в Японии установлены приемники площадью 5000 см^2 [5], в Англии [6] применяются специальные устройства площадью 2100 см^2 .

В Финляндии радиоактивные осадки собирают в стальные воронки, из которых они стекают в ионообменные колонки. Колонки находятся в ящике термостате и зимой нагреваются.

В Румынии собирают осадки в полиэтиленовые баки [9].

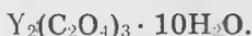
На территории Дарвинского заповедника установлены приемники осадков из полиэтилена диаметром 38 см и высотой 80 см. Эти сборники укреплены на специальной подставке, высотой 1 м. Они оказались очень удобны для сбора дождя, но для сбора снега в зимнее время их площадь оказалась мала. С этой целью были установлены сборники, площадью 1 м^2 , сделанные из нержавеющей стали.

В Советском Союзе регулярно проводятся наблюдения за выпадением радионуклидов из атмосферы. Как отмечают многие авторы наибольший уровень выпадений наблюдался в 1963 году. Так, в Ленинграде в 1963 году выпало $12,1 \text{ мкюри/км}^2$ [10], в Москве — $12,5$ [4], в Ереване — $13,9$ [11], в Украинской ССР — $13,9$ [12], в Нью-Йорке — $25,2$ [13], во Флоренции — $21,6$ [14], в Тегеране — $10,5$ [13].

После 1963 года уровень выпадений Sr^{90} постепенно снижается и в 1967 году в районе города Москвы он доходит до $0,96 \text{ мкюри}$ на 1 км^2 [4]. Количество Sr^{90} , выпавшего из атмосферы на территорию Дарвинского заповедника с июля 1968 года по июль 1969 года, составляло — $0,799 \text{ мкюри/км}^2$.

Анализ на содержание Sr^{90} в атмосферных осадках проводился по следующей методике. Жидкость, собранную в полиэтиленовые баки, фильтровали через плотный фильтр, фильтр с осадком сжигали. Зола обрабатывали 6н соляной кислотой при кипячении в течение 30 мин., затем фильтровали и делали очистку от редкоземельных элементов путем осаждения гидроокиси железа безугольным аммиаком. После этого фильтрат подкисляли и оставляли на 14 дней для установления равновесия между иттрием и стронцием. Фильтрат анализировали отдельно следующим образом: Раствор упаривали до 200 мм, проводили очистку от Ce^{144} и редкоземельных элементов путем осаждения гидроокиси железа безугольным аммиаком. Фильтрат подкисляли, оставляли для установления равновесия между иттрием и стронцием. После установления равновесия из раствора выделяли иттрий, предварительно добавив носителя иттрия в количестве 3—4 мг/мл.

Метод выделения иттрия заключается в том, что из раствора осаждают гидроокись иттрия безугольным аммиаком. Осадок растворяют в горячей 0,01н азотной кислоте и осаждают иттрий раствором щавелевой кислоты при кипячении, получается осадок



Осадок наносят на мишень, взвешивают и заклеивают в тонкую фольгу (0,8 мм) [8].

Активность мишени была просчитана на 4 л-газопроточном, низкофоновом счетчике. Анализ проводили в двух повторностях. Средняя арифметическая ошибка полученных данных не превышала 5%. Место сбора радиоактивных осадков в Дарвинском заповеднике находится на большом удалении от промышленных центров и собранная активность обусловлена исключительно метеорологическими условиями.

На графике (рис. 1) представлено общее содержание Sr^{90} по месяцам.

Из графика видно, что максимум выпадений на территории Дарвинского заповедника в исследованный промежуток времени приходится на август. В разных местах земного шара наблюдаются максимумы в разные месяцы. В табл. 1 представлено время максимальных выпадений в некоторых местах.

Весной и осенью в стратосфере наблюдается смена направления движения воздушных масс [3]. Зимой за полярным кругом формируется высокий и холодный циклон с большими контрастами температур по периферии. В зоне этих контрастов (50° — 70° с. ш.), т. е. как раз в зоне Дарвинского заповедника (58° с. ш.) возникают сильные западные ветры, образующие струйные течения на высоте 25—35 км. Наибольшее усиление струйного течения наблюдается в де-

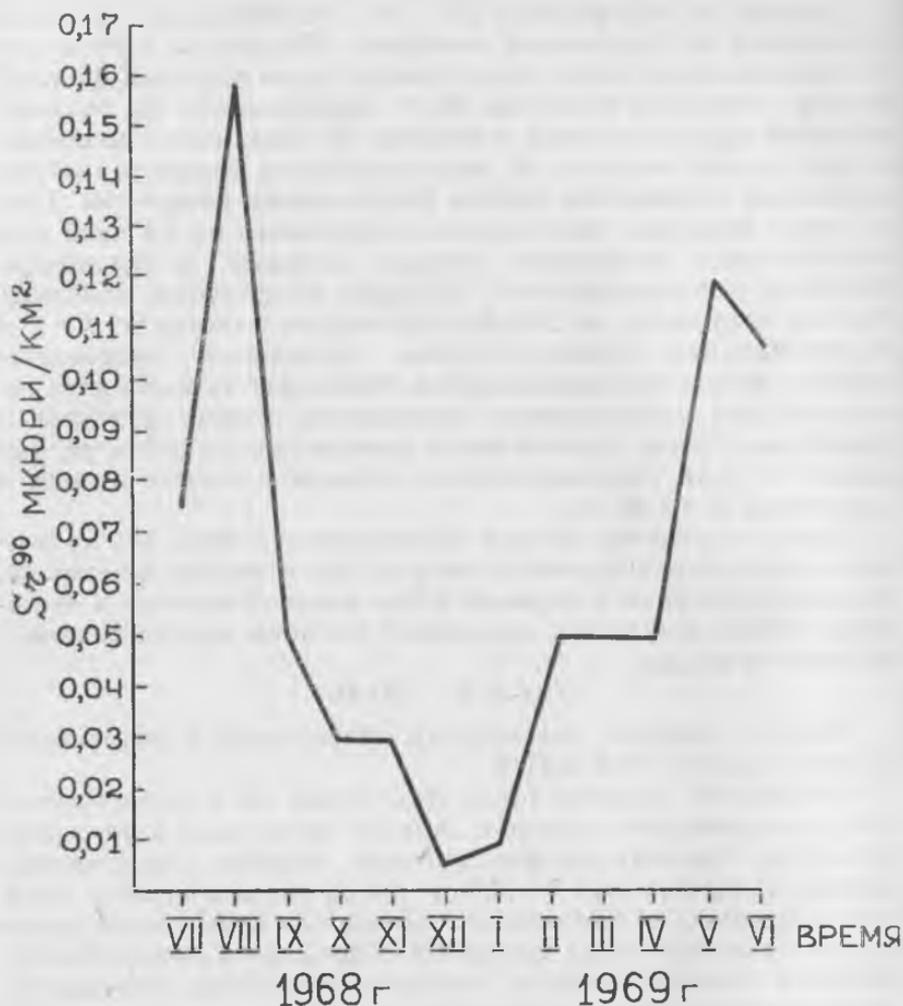


Рис. 1.

кабре — январе [3]. Именно в эти месяцы наблюдается минимум выпадения Sr^{90} в Дарвинском заповеднике. В марте западные ветры ослабевают и в конце мая переходят на восточные. Переход ветра с западного на восточный связан с новым распределением температур в слое озона в условиях полярного дня. В результате прогревание воздуха летом над арктическим районом на высоте 30—40 км образуется мощный антициклон. Струйное восточное течение летом располагается по периферии этого антициклона, а максимальные скорости ветров значительно меньше, чем в зимнее время [3]. В августе в Дарвинском государственном заповеднике наблюдается максимум выпадений. В табл. 2 показано процентное содержание Sr^{90} в растворимой фракции и

Таблица 1

Время максимальных выпадений Sr^{90} в некоторых местах
Земного шара

Место сбора осадков	Год	Месяц максимальных выпаждений	Литера- тура
1) г. Ленинград	1957	Сентябрь	(10)
	1958	Июнь	
	1959	Апрель	
	1960	Апрель	
	1961	Июль, август	
	1962	Июль	
	1963	Июль	
2) г. Москва	1963	Июнь	(4)
	1964	Август	
	1965	Июнь	
3) Украинская ССР	1964	Июнь	(12)
	1963	Июнь	
4) Лондон	1963	Июль—август	(14)
5) Финляндия	1961	Июнь	(14)
	1962	Май	
	1963	Июль	
	1964	Июнь	
	1965	Июль	
6) Венгрия	1963	Май	(8)
7) Чехословакия	1964	Июнь	(15)
	1965	Июнь	

Таблица 2

Выпадение Sr^{90} на территории Дарвинского заповедника в мюри/км

Вид осадков	VII 1968	VIII 1968	IX 1968	X—XI 1968	XII 1968	I 1969	II—III—IV 1969	V 1969	VI 1969
Твердые	0,000 0%	0,089 56%	0,02 40%	0,04 67%	0,00 0%	0,00 0%	0,028 21%	0,008 67%	0,033 36%
Жидкие	0,075 100%	0,070 44%	0,03 60%	0,02 33%	0,005 100%	0,017 100%	0,107 79%	0,004 33%	0,068 64%
Сумма	0,075	0,159	0,05	0,06	0,005	0,017	0,135	0,012	0,106
Количе- ство осад- ков, мм	101,3	68,0	24,1	83,8	55,5	29,9	12,4 15,3 37,4	58,9	43,4

твердом остатке и количество атмосферных осадков. Из таблицы видно, что Sr^{90} распределяется между растворимой и нерастворимой фракциями в разных количествах. На уровень сухих выпадений большое влияние оказывает характер поверхности. Хвойные леса за счет фильтрующих свойств хвои значительно эффективнее захватывают аэрозоли, чем леса лиственные [3]. Место сбора радиоактивных осадков в Дарвинском заповеднике окружено хвойными лесами. Доля сухих выпадений не стабильна по месяцам. Так, в Москве в 1963 году в разные месяцы она составила от 6 до 65% [16], в США в 1964 году она составила от 29 до 74% [17]. В Дарвинском заповеднике с июля 1968 года по июль 1969 года доля сухих выпадений составляла от 0 до 67%. В сумме за год доля сухих выпадений составляла 40% от общего количества Sr^{90} , выпавшего за истекший период (июль 1968 — июль 1969).

Выводы

1) Уровень содержания Sr^{90} в атмосферных осадках в районе Дарвинского заповедника составил с июля 1968 года по июль 1969 года 0,799 мкюри/км².

2) Максимальные выпадения наблюдались в августе, минимальные — в декабре, январе.

3) Sr^{90} распределяется между жидкой фазой и твердыми взвесями приблизительно в равных количествах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Libbi W. F. Proc. Nat. Acad. of Science 42, 12 (1956).
2. Machta L., List R. Научный комитет ООН по действию атомной радиации. Документ ООН A/A.. С 82(9) 258 (1958).
3. Лавренчик В. Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов. Атомиздат, М., 1965.
4. Зыкова А. С., Тёлушкина Е. П., Рублёвский В. П., Ефремова Г. П., Кузнецова Г. Н. Содержание Sr^{90} и Cs^{137} в некоторых объектах внешней среды и в организме людей в 1958—1967 гг. Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, М., 1968.
5. Radioactive survey data in Japan National Institute of Radiological Sciences, № 9, 1965, № 16, 1966.
6. Brenan C., Lovatt I. H., Smith H. Nature v. 211, № 5044, 2, 1966.
7. Annely Sabo. Nature v. 212, № 5057, 1966.
8. Bakacs-Polgar E. and Kurcz-Csiky. Radioactive strontium content of rainfall 1964. Nature № 4963 (12).
9. Mageru V., Blonariu D. und Gabe I. Naturwissenschaften 47, Heft 14, 1960.
10. Гедеев Л. И., Жилкина М. И. Выпадение продуктов деления в окрестностях Ленинграда в 1957—1965 гг. Госатомиздат, М., 1967 г. Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, М., 1968 г.
11. Атанесиан С. Г. Некоторые закономерности выпадения продуктов ядерных взрывов в Армянской ССР. Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, М., 1968.

12. Мухин И. Е., Наговицина Л. И. Содержание Sr^{90} в глобальных выпадениях на территории Украинской ССР. Госкомитет по использованию атомной энергии СССР, М., 1967.
13. Hasl—161, Juli 1, 1965.
14. Wood Dr. R., Metson P. and Richards L. A. Nature v. 203, № 4945, 1964.
15. St. Csupka. Der Einfluß einiger Ionen in der Atmosphäre auf den Fallout 1964—1966. Kernenergie, 1967, Band 10, Heft 5.
16. Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н. К вопросу об изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность. «Атомная энергия», № 4, 1966.
17. Brenan C., Lovatt I. H., Smith H. Ion Exchange Method of estimating Sr^{90} and other Radionuclides in Rainwater Nature v. 211, № 5044, 2, 1966.
18. Брендаков В. Ф., Давыдов Е. Н., Газиев Я. И., Махалов С. Г., Назаров Л. Е., Силантьев А. Н., Махонько К. П., Чуркин В. Н., Шуленко З. С. Уровни радиоактивного загрязнения приземного слоя атмосферы и поверхности Земли продуктами ядерных взрывов в 1963—1965 гг. в Подмоскowie. Атомиздат, 1966.

Н. Г. МОРОЗОВА, В. В. КРИНИЦКИЙ

СОДЕРЖАНИЕ РАДИЯ И ЭМАНИРОВАНИЕ ПОЧВ
ДАРВИНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Почвенный воздух является одним из основных компонентов среды обитания растений. На рост и развитие растений существенное влияние оказывает не только химический состав газовой смеси почвенной атмосферы, но также и ее физические свойства: температура, электрическая проводимость, концентрация и природа образующихся в ней ионов. Ионизация атмосферы происходит под действием α , β , γ — излучения радиоактивных элементов и космических лучей. Образование ионов в воздухе обязано, главным образом, радиоактивным эманациям радону (Rn^{222}), торону (Rn^{220}) и актинону (Rn^{219}), причем на долю радона с его короткоживущими продуктами распада приходится 70% числа пар ионов, образующихся в 1 сек. в единице объема [1, 2].

Эманации — радиоактивные инертные газы, возникающие при распаде изотопов радия Ra^{226} , $Ra^{224}(ThX)$ и $Ra^{223}(AcX)$. Часть эманаций выделяется в поровое пространство почвы и находится в свободном состоянии в почвенной атмосфере и в растворенном виде в почвенной воде, заполняющей поры. Значительная доля эманаций, вследствие окклюзии образует сгущения в виде газовой пленки, обволакивая твердые частички почв, на которых прочно удерживается поверхностными силами. Некоторая доля эманации остается в твердой фазе почвы как твердый газовый раствор [3].

Почвенная атмосфера отличается от наземной, прежде всего, по содержанию углекислого газа и радона. Если содержание азота и кислорода в почвенной атмосфере почти такое же, как в наземной, то концентрация CO_2 увеличивается в десятки и сотни, а Rn — в тысячи раз.

Количество эманации, выделяющейся в почвенную атмосферу (χ), являются функцией нескольких переменных и оцениваются двумя параметрами: концентрацией Ra в почве (q) и коэффициентом аманирования (η)* [4].

* Коэффициент эманирования — доля эманации, выделяющаяся в свободное поровое пространство от всего количества эманации, образующегося при распаде радия в состоянии радиоактивного равновесия и выражается в относительных единицах или процентах.

Беличина коэффициента эманирования зависит от формы нахождения Ra и физико-структурных свойств почв, которые формируются в процессе почвообразования.

Задачей настоящей работы являлось определение коэффициента эманирования и содержания Ra в почвах Дарвинского заповедника различного генезиса и разного мехсостава.

Почвенные разрезы были заложены в разных элементарных ландшафтах Молого-Шекснинской низины: лишайниково-зеленомошном бору, черноольшатнике травяном и сосняке с березой торфянисто-сфагновом (рис. 1).

Разрез 3 (P—3) заложен на равнинной площадке, пробная площадка 19 в 1,5 км севернее пос. Борок.

Вторично-дерново-слабоподзолистые пылевато-песчаные почвы на древне-озерно-аллювиальных тонкозернистых песках под лишайниково-зеленомошным бором.

A₀ — 0—5 см. Лесная подстилка темно-бурого цвета, влажная. Состоит из плохо разложившегося мха, пронизана редкими тонкими корнями травянистой растительности. Граница четкая по цвету и составу.



Р и с. 1. Схема расположения разрезов.

В некоторых местах под горизонтом A_0 видна тонкая прослойка до 1,5 см подзолистого горизонта A_2 .

A_1 —5—13,5(17) см. Буровато-серый влажный тонкозернистый пылеватый песок, уплотнен. Часто встречаются мелкие древесные корни. В следующий горизонт переходит короткими потеками. Граница ясная.

B_1 —13,5—36(43) см. Буровато-желтый с красноватым оттенком, влажный песок. Окрашен относительно равномерно. Гумусированные темные пятна по ходам корней. Более рыхлый чем A_1 , с меньшим количеством корней. Встречаются небольшие комочки рыхлых образований типа ортзанда. Граница ясная по цвету и плотности, но неровная.

B_2 —36—118 см. Бурый, окрашен неравномерно, влажный. Пестрый от пятен и полос темно-бурого цвета ортзандовых образований, а также белесовато-палевых пятен и языков более рыхлого песка. Плотность неодинаковая, по ортзандовым включениям плотнее B_1 , по палевым потекам менее плотный. Граница проходит по красновато-коричневой потоковой полоске 2—3 см шириной.

B_3 118—150 см. Светло-бурый неравномерно окрашен от языков более рыхлого песка палевого цвета и более плотных прослоек образований типа ортзанда. Влажный. Менее плотный чем B_2 . Корни отсутствуют. Граница четкая по цвету и плотности и проходит по красноватой полосе.

C —150 см. Желтовато-палевый. Окрашен равномерно, рыхлый влажный песок с блестками слюды.

Преобладающей фракцией почвы является мелкий песок (0,25—0,05 мм) — 83—98%, илистая фракция (<0,001 мм) составляет 0,6—2,4%, физическая глина (<0,01 мм) не превышает 5% [5].

Разрез 1 заложен на равнинном лугу на опушке черноольховой рощи в 50 м от дороги кордон Шелуха — д. Остров в 2,5 км востоко-юго-восточнее деревни, против кварталов 141—142 Северного лесничества. Почва дерново-перегнойно-глеевая, суглинистая на аллювии (перемытая морена). На поверхность выходит много валунов. Травянистый покров низкий, но очень густой: разнотравье, злаки, зеленый мох. (Видовой состав растительности покрова приведен в работе Корчагиных [6]).

A_1 —0—10 см. Черный, сырой, хорошо разложившийся перегной, бесструктурный, порошокватый, размывается. В верхней части густо пронизан корнями травянистой растительности. Встречаются небольшие гальки до 10 см. Граница ровная, четкая.

A_{1D} —10—17 см. Темно-серый с сизоватым оттенком, сырой, средне-суглинистый. Структура мелкозернистая. Более плотный, чем A_1 . Корней меньше. Включения галек и валунчиков метаморфических и изверженных пород. Граница ясная, неровная.

G —17—27(36) см. Зеленовато-грязный, сизый, сырой, песчанистый легкий суглинок, мелкозернистой структуры. В боковом срезе отмечается листоватость. Граница ясная по цвету, неровная.

B_D —27—50(56) см. Бурый, пестрый от включений марганцовых примазок и гнезд дресвы полуразложившихся валунчиков и галек железистых песчаников и гранитов. Встречаются гальки карбонатных пород. Очень сырой, среднесуглинистый, более плотный, чем G . Граница ясная, ровная.

C_D —50—115 см. Бурый с сизыми потеками оглеенный песок с включениями валунов кремня и карбонатных пород. Очень мокрый, обводнен, оплывает. Вода на глубине 113 см.

Разрез 2. Заложен на низинном травяно-осоковом болоте в редком смешанном лесу (сосна и береза). Пробная площадка 23. Почва торфяно-иллювиально-гумусовая.

A'_T —0—15 см. Светло-бурый сфагновый слаборазложившийся торф, при отжимании и при ходьбе выступает вода.

A''_T —15—30 см. Темный, почти черный с буроватым оттенком. Густо пронизан древесными корнями, хорошо разложившийся древесный торф. Вода на уровне 30—31 см.

A'''_T —30—50 см. Черный, жидкий, хорошо разложившийся торф с остатками стволов березы.

Исследовались только целинные почвы.

Выделение Rn из почв определялось на воздушно-сухих образцах в лабораторных условиях [7]. Измерения производились с помощью α -сцинтилляционных камер на радиометре типа Альфа-1. Чувствительность метода $5 \cdot 10^{-13}$ кюри, точность 5—10%. Определение Ra производилось из двух граммов почв на нескольких параллельных образцах. Образцы почвенных горизонтов (A_0 , A_1 , A_T), содержащих органический материал, предварительно прокаливались, остальные растирались до пудры без предварительного прокаливания.

Анализируемая проба разлагалась сплавлением с содой и щелочью в железных тиглях. Сброс радиоэлементов α -излучателей производился на разных стадиях: титрованием, сорбцией на ионообменных смолах; торий и протактиний отделялись соосаждением с фосфатом циркония. Оксалат Ba—Ra смешивался с люминофором [8] и измерялся α -сцинтилляционным методом на той же установке Альфа-1. Чувствительность метода $1,5 \cdot 10^{-13}$ г Ra/g, точность 5—10%.

Результаты исследований показывают, что уровень концентрации Ra в почвах Дарвинского заповедника (табл. 1) близок к уровню, характерному для почв соответствующего генетического типа и механического состава других районов Русской равнины.

Дерново-подзолистые пылевато-песчаные почвы заповедника, образованные на древне-аллювиальных песчаных отложениях, в среднем содержат Ra ($0,5 \cdot 10^{-10}\%$) — в 2—3 раза больше, чем дерново-подзолистые почвы на эоловых и задровых песках и несколько меньше, чем дерново-подзолистые почвы на флювиогляциальных песках. В торфяно-иллювиально-гумусовых почвах ДГЗ содержание Ra ($0,66 \cdot 10^{-11}\%$) такое же, как в низинно-болотных почвах с зольностью $<15\%$, распространенных в других районах лесной зоны Европейской части СССР [9, 10]. Среднее содержание Ra в дерново-перегно-глеевой суглинистой почве составляет $0,74 \cdot 10^{-10}\%$ всего в 1,5 раза больше, чем в песчаной почве заповедника.

Распределение Ra по почвенному профилю подчиняется общей закономерности — увеличение содержания отмечает

ся в перегнойно-глеевом и иллювиальном горизонтах (рис. 2).

При пересчете на минеральный остаток относительное обогащение радием $(1-1,2) \cdot 10^{-10}\%$ свойственно для перегнойных горизонтов всех исследованных почв.

По эманированию почвы Дарвинского заповедника составляют как бы естественный ряд, характеризующийся возрастанием коэффициента эманирования в прямой зависимости от содержания гумуса. Наименьший коэффициент эманирования по радону (η_{Rn}) имеют вторично-дерново-подзолистые пылевато-песчаные почвы (17—36%); в дерново-перегнойно-глеевых суглинистых почвах η_{Rn} равно 41—51%, тогда как материнская порода (аллювиальный песок — горизонт С) из обоих разрезов эманрует одинаково (η_{Rn} 20 и 21% соответственно).

Самый высокий коэффициент эманирования у торфяно-иллювиально-гумусовых почв. Причем в верхнем слое 0—25 см, где органические остатки еще не полностью разложились η_{Rn} — 45,4%, а в более глубоком слое 25—50 см с хорошо разложившимся торфом эманирование полное η_{Rn} 100% (табл. 1).

Коэффициент эманирования возрастает также в глеевых и иллювиальных горизонтах, где коагулируют коллоидные частицы почвенных растворов (рис. 2).

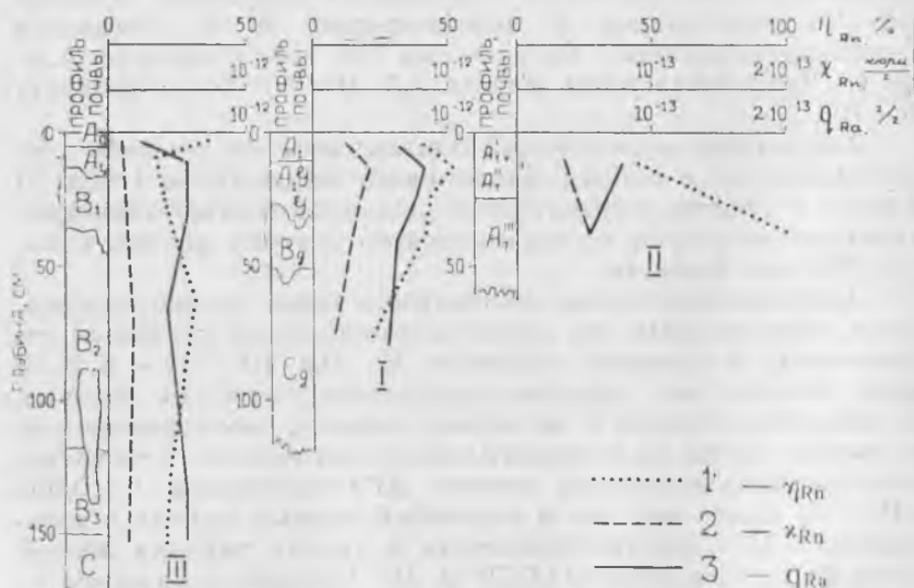


Рис. 2. Изменение содержания радия (q_{Ra}), эманлирующей способности (χ_{Rn}) и коэффициента эманирования (η_{Rn}) по профилю почв Дарвинского заповедника.

- I — Дерново-перегнойно-глеевая суглинистая;
- II — торфяно-иллювиально-гумусовая;
- III — вторично-дерново-слабоподзолистая пылевато-песчаная.

Таблица 1

Содержание радия и эманирование почв Дарвинского заповедника в воздушно-сухом состоянии

Номер разреза и характеристика почвы	Генетический горизонт и глубина отбора образца, см	Зольность, %	q_{Ra} 10^{-13} кюри	x_{Rn} 10^{-13} кюри г почвы	η_{Rn} %
Р — 3	A ₀ — 0—5	30,8	2,5	0,91	36,4
Вторично-дерново-слабоподзолистая, пылевато-песчаная	A ₁ 5—11	96,1	5,7	0,99	17,3
на древне-озерно-аллювиальных отложениях	B ₁ 23—33	—	6,1	1,28	20,9
	B ₂ 60—70	—	4,4	1,37	31,5
	B ₃ 125—135	—	5,8	1,28	21,9
Лишайниково-зелено-мощный бор	C 150—160	—	5,7	1,13	19,8
Р — 1	A ₁ 0—10	58,0	6,6	2,72	41,2
Дерново-перегнойно-глеявая суглинистая на аллювии	A _{1D} 10—17	87,5	8,5	4,32	51,0
	G 17—27	—	8,0	3,60	45,0
	B _D 35—45	—	6,4	2,74	42,5
Черноольшатник травяной	C _D 75—85	—	5,9	1,24	21,2
Р — 2	A' + A'' т 0—25	7,8	0,79	0,358	45,4
Торфяно-иллювиально-гумусовая					
Торфяно-сфагновый сосняк с березой	A''' т 25—50	5,6	0,53	0,535	100
Низинное травяно-осоковое болото					

q_{Ra} — содержание радия в почвах.

x_{Rn} — эманирующая способность почв по радону.

η_{Rn} — коэффициент эманирования почв по радону.

На основании полученных данных можно предположить, что форма связи Ra в почвенных горизонтах зависит от содержания органических веществ и степени их разложения, т. е. поведение Ra — его миграция во многом определяется типом и интенсивностью процессов почвообразования.

Средняя эманирующая способность — выделение радона в поровое пространство 1 г воздушно-сухой почвы составляет: для торфяно-иллювиально-гумусовой почвы — $0,45 \cdot 10^{-13}$ кюри/г, для вторично-дерново-подзолистой пылевато-песчаной — $1,17 \cdot 10^{-13}$ кюри/г, для дерново-перегнойно-глеявой суглинистой — $3,35 \cdot 10^{-13}$ кюри/г, для почвообразующего аллювиального песка — $1,18 \cdot 10^{-13}$ кюри/г, соответственное соотношение этих значений 1 : 2 : 7 : 2. Количество

радона, выделяющееся в поровое пространство дерново-перегнойно-глеевых суглинистых почв, в 3,5 раза больше, чем его выделяется в дерново-подзолистые песчаные почвы, тогда как концентрация Ra в этих почвах различается всего в 1,5 раза.

По возрастанию содержания Ra и эманлирующей способности почвы заповедника составляют следующий ряд: торфяно-иллювиально-гумусовая ($q_{Ra} = 6,6 \cdot 10^{-12}\%$, $\chi_{Rn} = 0,5 \cdot 10^{-13}$ кюри/г) → вторично-дерново-слабоподзолистая пылевато-песчаная ($q_{Ra} = 5 \cdot 10^{-11}\%$, $\chi_{Rn} = 1,2 \cdot 10^{-13}$ кюри/г) → дерново-перегнойно-глеевая суглинистая ($q_{Ra} = 7,4 \cdot 10^{-11}\%$, $\chi_{Rn} = 3,4 \cdot 10^{-13}$ кюри/г).

По возрастанию коэффициента эманирования η_{Rn} происходит перегруппировка почв в зависимости от их гумусированности: вторично-дерново-слабоподзолистая пылевато-песчаная (17—36%) → дерново-перегнойно-глеевая суглинистая (41—51%) → торфяно-иллювиально-гумусовая (45—100%).

Авторы выражают большую благодарность почвоведу А. А. Успенской за помощь при заложении разрезов 2 и 3 и отборе образцов почв.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гесс В. Ионизация атмосферы и ее причины. Госиздат, М., 1930.
2. Баранов В. И., Грачева Е. Г. Радиоактивность воздуха в связи с турбулентным перемешиванием в атмосфере. Ж. «Геофизика и метеорология», т. V, вып. 4, 1928.
3. Вернадский В. И. Избранные сочинения, т. V, 337. Изд. АН СССР, 1960.
4. Баранов В. И., Морозова Н. Г., Мухранели И. А. Эманирование почв различного генезиса. «Почвоведение» № 12, 1968.
5. Успенская А. А. Материалы к изучению почвенного покрова основных типов лесов Дарвинского госзаповедника. Труды Дарвинского госзаповедника, вып. IX. Северо-Западное книжное изд. 1968.
6. Корчагин А. А., Сенянинова-Корчагина М. В. Леса Молого—Шекснинского междуречья. Труды Дарвинского госзаповедника, вып. 4, Вологда, 1957.
7. Баранов В. И., Морозова Н. Г. Радиоактивные методы и их применение в исследовании почв. В кн.: «Физико-химические методы исследования почв. Адсорбционные и изотопные методы». Изд-во «Наука», 1966.
8. Виленский В. Д., Еременко З. В. Определение радия-226 в почвах альфа-сцинтилляционным методом». Ж. «Радиохимия» т. 12, № 6, 1970.
9. Baranov V. I., Morozova N. G. «General regularities of natural radioisotope distribution in soils of the USSR» Acte du symposium international de radioecologie Centre d'etudes nucleaires de Cadarache du 8 au 12 septembre 1969.
10. Баранов В. И., Морозова Н. Г. Поведение естественных радионуклидов в почвах. М., Атомиздат, 1971.

Л. Н. ЗАЦЕПИНА, А. А. УСПЕНСКАЯ, Л. Ф. НАЗАРОВА

НЕОБМЕННЫЙ СТРОНЦИЙ-90 В ПОЧВАХ ДАРВИНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

В настоящее время хорошо известно, что радиоактивный изотоп стронций-90 является одним из наиболее опасных радионуклидов. Он может быть сорбирован корнями растений в больших концентрациях вследствие того, что растения почти неспособны делать различия между Sr и Ca. Известно, что Sr⁹⁰, находящийся в необменной форме, слабо усваивается растениями [1, 2, 3].

С целью уменьшения поступления в растения Sr⁹⁰ были сделаны многочисленные попытки перевести обменный Sr⁹⁰ в необменную форму. Для этой цели добавляли в почву растворимые соли фосфорной кислоты, карбонат кальция, сульфат кальция [3, 4, 5, 6, 7, 8]. Фосфаты, карбонаты и сульфаты увеличивали закрепление Sr⁹⁰ почвой и тем самым снижали поступление его в растения. Модельные опыты показали, что количество необменного Sr⁹⁰ в почве дерново-подзолистого типа без внесения каких-либо реагентов доходит до 9—10%, в черноземной легкосуглинистой почве — до 12—13% [3]. Однако результаты модельных опытов отличаются от результатов, полученных в природных условиях. В природных условиях были проделаны опыты на почвах Подмосковья и черноземах Курского заповедника. Данные, полученные авторами, показали, что процент необменного Sr⁹⁰ может доходить до 15% в дерново-подзолистой почве и до 35% в черноземе [9].

Была установлена константа K обменной реакции между Sr и Ca, $K = 1,2$ (изменение теплосодержания, изменение свободной энергии и энтропии). Полученные данные свидетельствуют о том, что процесс замещения в почвах ионов кальция ионами стронция идет с увеличением энтропии. Поэтому адсорбционное соединение Sr с почвенными коллоидами термодинамически более устойчиво, чем аналогичные соединения Ca [10]. Опыты, проведенные другими авторами в природных условиях [9], подтвердили эти положения. Подвижность соединений Sr⁹⁰ с почвой больше подвижности соединений стронция стабильного приблизительно на 20%

в черноземе и на 18% в дерново-подзолистой почве. По имеющимся в литературе данным [9, 11] Sr^{90} более подвижен в почве по сравнению со стронцием стабильным. По данным многих исследователей, для каждого вида растений наиболее высокий уровень активности наблюдается в корневых системах [12, 6, 13, 14]. Причем, максимальное количество Sr^{90} содержится в более активных, мелких корнях растений. Гумификация корней в почве проходит очень медленно. Растительные остатки гумифицируются тем быстрее, чем богаче они легко разлагающимися компонентами (углеводами, белками) и чем меньше они содержат устойчивых компонентов, таких как лигнин.

При переходе от северных подзолистых к дерново-подзолистым почвам и далее к черноземам и сероземам повышается не только количество микроорганизмов в почве, но и их биохимическая активность [15]. Следовательно, при переходе от дерново-подзолистых к черноземам и сероземам будет происходить ускорение разложения остатков растений и более быстрый переход Sr^{90} из растений в почву.

Нами проводились наблюдения о содержании форм соединений Sr^{90} в почве на территории Дарвинского заповедника. Почвы отбирались в июле 1968 года на открытой площадке дерново-подзолистой пылевато-песчаной почвы. Эта почва характеризуется следующими морфологическими свойствами:

Разрез 1.

A_0 — 0—15 см серовато-темно-бурый, много мелких корней.

A_1 — 15—30 см светло-желтый песчаный.

Пахотные почвы брались в том же районе под культурами рожью и овсом.

Разрез 2.

Почва дерново-слабоподзолистая, пылеватопесчаная.

$A_{\text{пах}}$ — 0—20 см, серовато-темно-бурый, много мелких корней.

B_1 — 20—40 см, блекло-светло-желтый увлажнен, пылеватопесчаный.

Материнская и подстилаящая порода — древнеаллювиальный мелкозернистый песок.

Разрез 3.

Почва дерново-подзолистая, пылеватопесчаная на моренном суглинке.

$A_{\text{пах}}$ — 0—20 см, влажный серовато-желто-бурый, окрашен равномерно, пылеватопесчаный, много мелких корней.

B_1 — 20—40 см, светло-желтый, пылеватопесчаный.

Разрез 4.

Почва дерново-слабоподзолистая, пылеватопесчаная. Материнская и подстилающая порода — древнеаллювиальные мелкозернистые пески, подстилаемые моренным суглинком.

$A_{\text{пах}}$ — 0—15 см, влажный, серовато-темно-бурый, окрашен равномерно, пронизан корнями, пылеватопесчаный.

Почва от корней отделялась путем встряхивания корней.

Для характеристики физико-химических свойств почв были определены емкость поглощения, рН в водной вытяжке, процент органического углерода, влажность почвы и гигроскопическая влажность. Данные представлены в табл. 1.

Таблица 1

Физико-химические свойства почвы

Горизонт, см	рН	С, %	Емкость поглощения, $\frac{\text{м-экв}}{100 \text{ г}}$	Влажность, %	Гигроскопическая влажность, %
0—5	5,8	2,54	9,2	14,2	1,5
5—10	6,15	1,1	4,66	11,5	0,9
10—15	6,0	1,26	4,45	11,9	1,1
15—20	6,2	0,51	3,5	12,8	1,3

Анализ форм соединений Sr^{90} проводили по ранее опубликованной методике [9], заключающейся в том, что почву обрабатывали последовательно водой, 1 н ацетатом аммония и 6н соляной кислотой. В вытяжках осаждали оксалаты стронция и калия. Осадок прокаливали и производили радиохимическую очистку окислов путем растворения их в соляной кислоте и осаждения из раствора гидроокиси железа безугольным аммиаком. После установления равновесия между Y^{90} и Sr^{90} , выделяли из раствора иттрий и просчитывали его на низкофоновом газопроточном 4л-счетчике. Результаты представлены в табл. 2.

Из данных таблицы видно, что наибольшее содержание Sr^{90} находится в верхних гумусовых горизонтах на целинном участке (0—5 см). Отметим, что аналогичная картина наблюдалась и другими авторами [16, 17, 18, 21].

Сорбция радиостронция почвой является следствием ионнообменных свойств глинистых минералов и органического материала почв. Наиболее интенсивно сорбируется Sr^{90} на почвах, обладающих щелочной реакцией, в меньшей степени он сорбируется на кислых почвах [18]. Ион стронция адсор-

бируется более прочно, чем кальций, но разница снижается, когда уменьшается обменная способность глин [19].

Таблица 2

Содержание Sr^{90} в дерново-подзолистой почве в пикокюре/кг (1968 г.)

Образец почвы	Горизонт, см	Необменная форма	Общее содержание
Разрез 1 Целинный участок	0—5	116 (11,7%)	1057
	5—10	14,3 (18%)	59,1
	10—15	0,77 (6%)	15,7
	15—20	3,3 (38%)	8,9
Разрез 4 Почва под рожью	Почва с корней	30 (26,6%)	112,6
	0—10	17 (24,6%)	69,5
Разрез 3 Почва под овсом	Почва с корней	12,9 (27%)	49,22
	0—10	12,8 (23%)	56,27
	10—20	12,8 (25,5%)	50,12
Разрез 2 Почва под овсом	Почва с корней	16,1 (21,5%)	75,9
	0—10	17,2 (20,8%)	82,7
	10—20	10,97 (20,3%)	52,9

Как показали наши наблюдения, повышенное содержание необменного Sr^{90} (около 18%) находится в зоне наибольшего скопления корней. В культурной почве необменного Sr^{90} содержится больше, чем в целинной. На прочность сорбции Sr^{90} существенное влияние оказывают природные и искусственные комплексообразователи. Некоторые исследователи подтверждают, что в почве существуют низкомолекулярные соединения, которые выполняют роль природных комплексообразователей. Эти соединения могут происходить из растительных остатков, а также из других компонентов почвенного гумуса [20].

Выводы

1. В целинных почвах практически все количество Sr^{90} (1057 пкюри/кг) сосредоточено в верхнем 0—5 см слое. В пахотных почвах Sr^{90} распределен равномерно.

2. Количество необменного Sr^{90} в пахотных почвах варьирует от 20 до 26%, в целинных — от 6 до 38%.
3. Максимальное содержание необменного Sr^{90} отмечено в прикорневой зоне (от 23 до 27%).

ЛИТЕРАТУРА

1. Robert Howard Jr, Menzel Ronald G. 1965. Radioactive Fallout, Soils, Plants, Foods, Man.
2. Menzel R. G. and Heald W. R. Strontium and calcium contents of crop plants in relation to exchangeable strontium and calcium of the soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1959, 23.
3. Мельникова М. К., Куделя А. Д. Влияние некоторых элементов минерального питания на вовлечение стронция-90 в биологические цепи. Радиобиология № 9, 1966 г.
4. Целищева Г. Н. О действии фосфатов калия на подвижность сорбированного почвой радиостронция. Известия ТСХА, 1963.
5. Reissig H, Fiedler H. I. Untersuchungen über den Einfluss von Calcium und Kalium die Sr^{90} Aufnahme von Rotklee und Weidelgras—Albrecht—Thaer—Arch, 1936, 10, 11, 971—989.
6. Andersen A. E. Influence of liming and mineral fertilization on bean uptake of radiostrontium from danish soils. Soil Sci., 1963, № 1.
7. Shulz R. K. and Riedel H. H. Effect of aging on fixation of Sr^{90} soils. Soil Sci 91, 262—264 (1961).
8. Uhler R. L., Hungate F. P. Relative availability of shue Sr^{90} compounds in soil. Nature 187 № 4733, 252, 1960.
9. Павлоцкая Ф. И., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И. О подвижности и формах нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и черноземной почвах. Гос. комитет по использованию атомной энергии, 1965 г.
10. Поляков Ю. А. Обменная адсорбция Sr и Ca. Коллоидный журнал, 26, № 6, 1964.
11. Nishita H. and Taylor P. Influence of stable Sr и Ca on Sr^{90} and Ca^{45} in soils and clay minerals Soil Sci № 3, 1964.
12. Чулков П. М., Курчатова Л. Н., Юзвук Н. Н., Вадковская О. А. Содержание Sr^{90} в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы. «Почвоведение» № 4, 1957.
13. Evans E. V. and Dekker A. I. Foliar. Floral and root absorption of Sr^{90} by crops. Agronomy Journal, 1965, v. 57, № 1, p. p. 82—83.
14. Romney E. M., Nishita H. I., Olafson et al, Rot Transfer of fission product of contaminated soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27, № 4. 1963.
15. Кононова М. М. Органическое вещество в почве. Изд-во АН СССР, М., 1963.
16. Тюрюканова Э. Б. и др. 1964. Движение и распределение стронция-90 и церия-144 в почве Московской области. «Почвоведение» № 10.
17. Walton A. The distribution in soils of radioactivity from weapons test. 1963 g. I of Geophysical Res 68. 1485—96.
18. Kulp I. L. et al. Strontium-90, in the soil of the New York City area. 1962. Ann NY Academ Sci 93: 671—74.
19. Tamura Tsuneo. Selective sorption reactions of strontium with soil minerals. Nuclear Safety 7: 99—103.
20. Michael F. Lannuziata and Wallace H. Fuller. Soil Sci. № 5, 1968, v. 105.
21. Yu. A. Polyakov, L. N. Kalishina and L. F. Nazarova. Distribution of Sr^{90} in the soil profile in the moderately northern latitudes of the USSR. Oxford, 1966.
22. Поляков Ю. А. Радиоэкология и дезактивация почв. М., Атомиздат.

Л. Ф. НАЗАРОВА

СОДЕРЖАНИЕ Sr^{90} В ПОЧВЕННОМ РАСТВОРЕ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ

Для изучения механизма миграции радионуклидов по почвенному профилю была проведена работа по определению Sr^{90} в почвенном растворе дерново-подзолистых почв Дарвинского заповедника.

Почвенный раствор не только способствует передвижению продуктов ядерного распада, но и является наиболее доступным источником поступления радионуклидов в растения, так как растения в своем питании и развитии непосредственно связаны с почвенными растворами. О составе почвенных растворов иногда судят по составу водных вытяжек, но почвенный раствор и водная вытяжка принципиально различны. Водная вытяжка показывает величину абсолютного запаса легкорастворимых солей в почве, а почвенный раствор характеризует состав жидкой фазы почвы в каждый определенный момент (Н. А. Комарова, 1939).

Нами исследовался почвенный раствор трех почв. Разрез № 1 был заложен на площадке № 1 на территории ДГЗ. На этой площадке, начиная с 1963 г., ведутся наблюдения за миграцией Sr^{90} по почвенному профилю. Почва — дерново-слабоподзолистая на древнеаллювиальных песках, целинная. Основные свойства этой почвы представлены в табл. 1.

Выделение почвенного раствора производилось методом центрифугирования в настольной центрифуге ЦЛН-2 при 7 тыс. оборотах в мин. Почва набивалась в специальные пробирки, разработанные Н. А. Комаровой (1967). Особенностью этих пробирок является то, что они состоят из двух разъемных частей: в верхнюю набивается почва, а нижняя служит приемником выделенного почвенного раствора, который, проходя через фильтр, соединяющий обе части, попадает в приемник совершенно прозрачным. Время центрифугирования — 20 мин., так как, по данным Н. А. Комаровой (1967), уже за 15 мин. центрифугирования извлекается почти весь почвенный раствор, который может быть вы-

делен при 7 тыс. оборотах в мин. Данные исследования почвенного раствора представлены в табл. 2.

Рассматривая изменение активности почвенного раствора по профилю, видим плавное уменьшение активности с глубиной. В том же направлении уменьшается общая активность почвы. Доля участия почвенного раствора в общей активности (процент содержания активности почвенного раствора от всей активности) наибольшая на глубине 4—12 см, то есть на этой глубине почвенный раствор принимает наиболее активное участие в переносе Sr^{90} . Из табл. 1, 2 видим, что на этой глубине почвенный раствор

Таблица 1
Химические свойства дерново-подзолистой почвы (площадка 1)

Глубина см	Влаж- ность %	Гигро- скопич. вода %	% гумуса	рН		Сухой остаток, %/100 г	
				вод- ной вы- тяжки	почвен- ного раство- ра	водной вытяжки	почвен- ного ра- створа
0—4	20,0	1,5	1,0	5,85	7,3	0,133	0,0432
4—8	13,7	0,9	1,1	6,15	6,9	0,082	0,0251
8—12	14,15	1,1	1,05	6,0	6,25	0,044	0,0320
12—16	15,7	1,3	0,51	6,35	6,15	0,033	0,0066
16—20	14,0	1,1	0,68	6,4	6,5	0,030	0,0120

Таблица 2
Активность дерново-подзолистой почвы (площадка 1)

Глубина см	Общая ак- тивность почвы	Удельная ак- тивность раст- вора пкюри, мл	Активность почвенного раствора	
			пкюри, кг	% от общей
0—4	553,7	0,19	34,96	6,3
4—8	154,3	0,125	16,04	10,4
8—12	30,14	0,222	2,87	9,53
12—16	14,05	0,0032	0,46	3,3
16—20	8,26	0,002	0,26	3,2

обладает самой низкой величиной рН, здесь же самый большой процент гумуса, самая низкая влажность почвы. В гумусе дерново-подзолистых почв фульватная часть преобладает над гуматной, отсюда понижение реакции почвенного раствора и водной вытяжки. Увеличение активности, по-видимому, можно отнести за счет снижения влажности, то есть между содержанием Sr^{90} и влажностью — обратная зависимость. Это предположение находит подтверждение при

исследовании почвенного раствора пахотных дерново-слабо-подзолистых почв, которые были обнаружены под посевами овса в селах «Чистая Дубрава» и «Романовское». Основные свойства почв представлены в табл. 3. Содержание Sr^{90} в почвенном растворе и в твердой фазе почвы представлено в табл. 4.

Таблица 3

Свойства дерново-подзолистых культурных почв

Глубина см	Влажность %	Гигроскопич. влага, %	pH почвенного раствора	pH водной вытяжки	% гумуса
<i>«Чистая Дубрава»</i>					
0—10	10,46	0,59	5,45	6,0	1,25
10—20	10,7	0,54	6,55	5,73	1,32
<i>«Романовское»</i>					
0—10	14,13	0,66	5,0	5,85	1,82
10—20	15,0	0,7	4,9	5,9	1,87

Таблица 4

Активность дерново-подзолистых культурных почв

Глубина взятия образца	Активность в пкюри/кг (числитель) и в % от общей (знаменатель)				
	в почвенном растворе	в почве			
		воднораст- воримая форма	обменная форма	необмен- ная форма	суммарная активность
<i>«Чистая дубрава»</i>					
0—10	62,9	16,1	49,4	17,2	82,7
	76,1	19,5	59,7	20,8	100,0
10—20	40,6	10,7	31,2	11,0	52,9
	76,7	20,2	59,0	20,8	100,0
<i>«Романовское»</i>					
0—10	27,3	7,3	36,1	12,9	56,3
	48,6	12,9	64,2	22,9	100,0
10—20	17,2	12,1	25,2	12,8	50,1
	34,3	24,1	50,4	25,5	100,0

Перемешивание почвенной массы при пахоте приводит к равномерному распределению Sr^{90} в почвенной толще. Интересен разрез в с. «Чистая Дубрава». Активность слоя 0—10 см в 1,5 раза больше активности в слое 10—20 см, подобное же соотношение наблюдается и для водной, обменной и необменной форм Sr^{90} ; причем доля вклада всех

этих форм в общую активность почв и в том и другом случае — одинакова. Из табл. 4 видим, что водная форма составляет 20%, обменная — 58%, необменная — 21% от общей активности почвы. Та же самая зависимость характерна и для почвенного раствора (рис. 1).

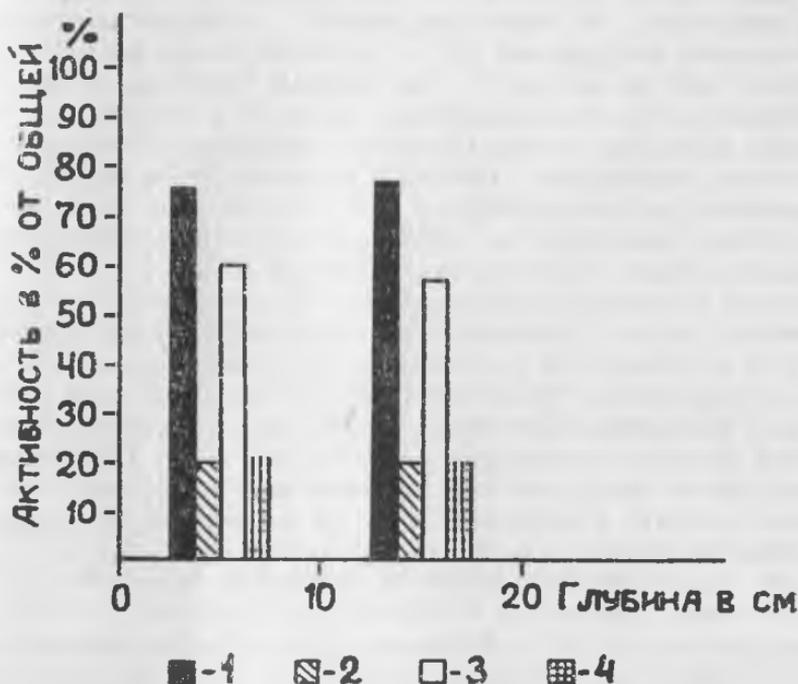


Рис. 1. Распределение Sr^{90} в зависимости от глубины почвенных горизонтов (с. «Чистая Дубрава»).
Содержание Sr^{90} : 1 — в почвенном растворе, 2 — в воднорастворимой форме, 3 — в обменной форме, 4 — в необменной форме.

Рассматривая полученные данные, мы еще раз убеждаемся, что изучение почвенного раствора нельзя подменять исследованием водной вытяжки. Мы видим, что активность водной вытяжки составляет всего 20% от общей активности почвы, а активность почвенного раствора — 76%. Иными словами, активность почвенного раствора складывается не только из водной, но и из обменной форм Sr^{90} , то есть большая часть активности переносится с почвенным раствором.

Почва с. «Романовского» несколько богаче по содержанию органики (1,85%), реакция почвенного раствора более кислая, влажность — больше. Удельная активность почвенного раствора с. «Романовского» значительно (в 3 раза) меньше удельной активности почвенного раствора «Чистой

Дубравы», и доля участия почвенного раствора в переносе активности меньше, чем в «Чистой Дубраве».

Из табл. 4 видно, что в активность почвенного раствора входит вся водная и лишь часть обменной формы Sr^{90} , отсюда и меньше активность почвенного раствора от всей активности почвы (34—48%) (рис. 2). По-видимому, это происходит за счет образования комплексных слабо-растворимых соединений Sr^{90} с органическими веществами, которые, не переходят в почвенный раствор, так как подвижность их увеличивается лишь с увеличением pH. И снова здесь мы видим обратную зависимость между активностью почвенного раствора и влажностью почвы. На одинаковом фоне содержания Sr^{90} в почве при увеличении влажности уменьшается удельная активность почвенного раствора и доля участия его в переносе Sr^{90} .

Таким образом, распределение Sr^{90} в почвенном растворе целинных почв существенно отличается от распределения Sr^{90} в почвенном растворе культурных почв. Это происходит вследствие ежегодного перемешивания почв, занятых под сельскохозяйственные культуры, и вследствие различных физико-химических свойств этих почв. Общим для тех и других почв является существование обратной зависимости между содержанием Sr^{90} в почвенном растворе и влажностью почвы.

Для подтверждения этого наблюдения была проведена лабораторная работа по определению влияния влажности на концентрацию Sr^{90} в почвенном растворе дерново-подзолистой почвы. Sr^{90} вносился в почву в виде раствора без носителя. Нами были заданы три интервала влажности: 25%, 40%, 50%. Выбранные значения влажности тесно связаны со значениями полной влагоемкости почвы. Величина полной влагоемкости почвы в среднем считается 50—60%, а наиболее благоприятной для развития сельскохозяйственных растений считается величина влажности = 60% от полной, то есть в нашем опыте — 40%. Влажность 25% взята нами, как наиболее часто встречающаяся в почвах. Доведение почв до заданной влажности производилось путем капельного добавления дистиллированной воды при тщательном перемешивании почвы. Затем закрытая почва ставилась на двое суток в эксикатор с водой. Считается, что этого времени достаточно для установления равновесия между твердой и жидкой фазами почв. По истечении этого времени почву из бюксов переносили в центрифужные пробирки. Радиохимическое определение Sr^{90} в почвенном растворе производили по дочернему иттрию-90 по методике Ф. И. Павлоцкой (1964 г.). Все полученные данные, выведенные из двух повторностей, представлены в табл. 5 и на рис. 3. Прежде всего видим, что с увеличением влаж-

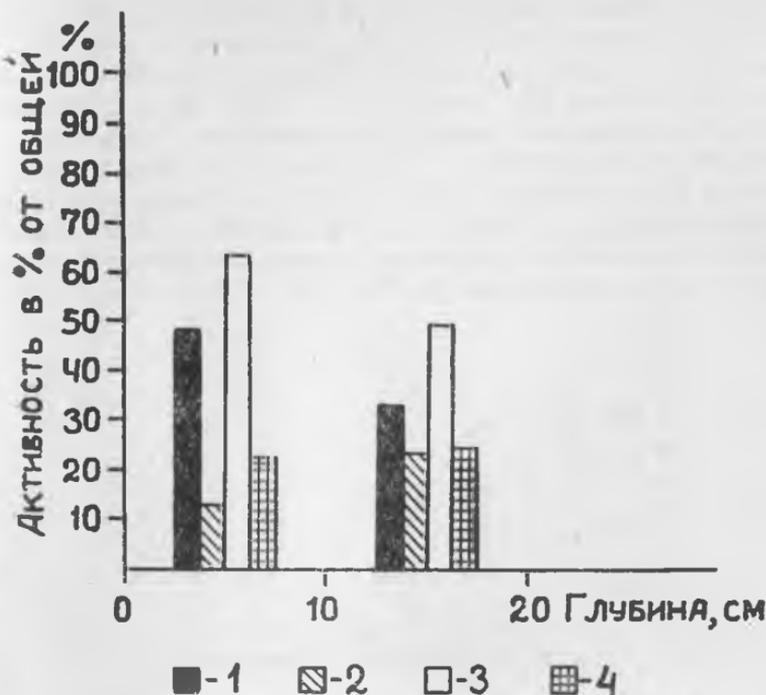


Рис. 2. Распределение Sr⁹⁰ в зависимости от глубины почвенных горизонтов (с. «Романовское»); обозначения те же, что и на рис. 2.

Таблица 5

Активность почвенного раствора (модельные опыты)

Влажность	Количество почвенного раствора, выделенного из 1 г почвы (в г)	Активность почвенного раствора, пкюри	
		на 1 мл раствора	на 1 г почвы
25%	0,003	123,04	0,345
40%	0,098	2,81	0,275
50%	0,123	1,67	0,206

ности количество выделенного почвенного раствора возрастает. При рассмотрении табл. 5, показывающей зависимость удельной активности почвенного раствора от влажности почв, видим, что увеличение активности происходит обратно пропорционально увеличению влажности. Особенно резко уменьшается удельная активность почвенного раствора при переходе от 25 к 40% влаги (активность уменьшается от 123 до 2,8 пкюри/мл). С увеличением влажности до 50% происходит более плавное падение активнос-

ти до 1,67 пкюри. Мы не можем в данном случае сравнивать наши данные по удельной активности, так как при влажности 25% нами выделено очень незначительное количество почвенного раствора. Если брать удельную активность, то получаются цифры на один-два порядка выше остальных. Следовательно, для сравнения полученных результатов надо найти более удобное их выражение, которое отражало бы действительную картину. Для этого активность почвенного раствора была отнесена к навеске почвы, то есть мы имеем теперь пкюри 1 г почвы (рис. 3).

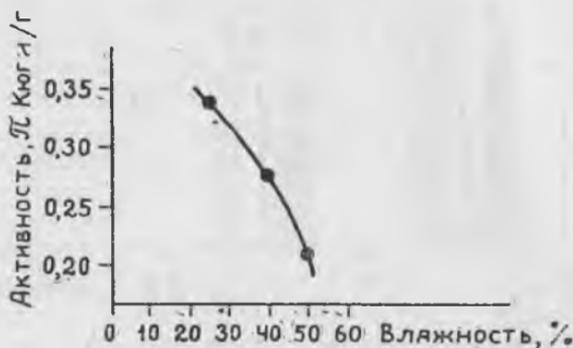


Рис. 3. Изменение активности почвенного раствора, выделенного из 1 г почвы в зависимости от ее относительной влажности.

Мы видим, что при увеличении влажности от 25 до 50% происходит падение активности почвенного раствора, то есть падение концентрации Sr^{90} в почвенном растворе. Еще К. К. Гедройцем (1906 г.) было замечено, что при разбавлении почвенного раствора происходит падение в нем удельной концентрации двухвалентных катионов, обладающих большей энергией поглощения, таких, как Са, Mg, за счет повышения удельной концентрации одновалентных катионов К, Na, слабо поглощаемых. Sr является химическим аналогом Са, и по-видимому, это мы можем отнести в полной мере и к Sr.

Таким образом, наши полевые наблюдения согласуются с лабораторными: с увеличением влажности (разбавлением почвенного раствора) происходит уменьшение концентрации Sr^{90} в почвенном растворе дерново-подзолистых почв ДГЗ.

ЛИТЕРАТУРА

Гедройц К. К. К вопросу об изменении концентрации почвенного раствора и содержания в почве легкорастворимых соединений в зависимости от внешних условий. Журнал опытной агрохимии, 1906, том 7.

Комарова Н. А. К вопросу об изучении почвенных растворов. Ж. «Почвоведение», 1939, № 2.

Комарова Н. А., Князева Н. В. Применение центрифугирования для выделения почвенных растворов. Ж. «Агрохимия», 1967, № 4.

Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А., Бабичева Е. В., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках. Ж. «Почвоведение», 1964, № 2.

Соболев Ф. С., Драчев С. М. Влияние обработки и удобрения на динамику почвенного раствора и поглощенных оснований. Труды опытного поля и лаборатории ТСХА, 1927, вып. 2.

Ю. А. ПОЛЯКОВ, В. В. КРИНИЦКИЙ

ОБ ИСПОЛЬЗОВАНИИ РАДИОАКТИВНЫХ МЕТОК ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ МЕХАНИЗМА ПОСТУПЛЕНИЯ В РАСТЕНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ЗА СЧЕТ ПОЧВЕННЫХ И АЭРОЗОЛЬНЫХ ИСТОЧНИКОВ

В настоящее время, когда практикуется внекорневая подкормка растений, едва ли можно сомневаться в том, что по крайней мере часть биогенных элементов, а также некоторых радиоактивных элементов, попадающих на поверхность растений, проникает через эту поверхность и поглощается растениями. Механизм этого поглощения и распределение сорбируемых элементов по отдельным органам растений легче всего можно уяснить, используя в качестве метки некоторые радиоактивные продукты деления, которые выпадают на поверхность земли в результате испытания ядерных устройств. В качестве такой метки был использован один из изотопов стронция (Sr^{90}), поведение которого в биотическом цикле изучается в настоящее время во многих исследовательских центрах мира.

Дифференцированное определение Sr^{90} , поступающего в растения из атмосферы и из почвенных запасов, связано со значительными трудностями, так как механизмы листовой и корневой сорбции Sr^{90} остаются до сих пор спорными и недостаточно изученными. Расселл (Russell, 1958) первый попытался определить количественное соотношение, существующее между почвенным и атмосферным вкладами. Он показал, что в зерне пшеницы, выращенной в 1957 году в Англии, количество Sr^{90} , захваченное наземными органами растений, варьировало в пределах 25—92%. В образцах, которые были получены из других стран, количество Sr^{90} , поступившего из атмосферы, колебалось от 16 до 66%. В опытах других исследователей (Menzel а. о., 1954, 1955, 1961) было показано, что около 90% количества Sr^{90} , содержащегося в зерне пшеницы, приходилось на долю прямого захвата и около 10% было взято из почвенного запаса (данные относятся к 1959 году).

По данным других авторов, содержание Sr^{90} в райграсе

примерно на 50% определялось прямым его захватом надземными органами растений. В работах японских исследователей (Ichikawa, 1961, 1962) было установлено, что в пшеничной муке в 1959 году примерно 20% содержания Sr^{90} приходилось на долю корневой сорбции, 30% поступало с поверхности почв в результате захвата почвенных частиц и 50% — за счет радиоактивных аэрозолей. Через год (т. е. в 1960 г.) 35% содержания Sr^{90} в пшенице было обязано корневому поглощению, 50% — почвенным частицам и лишь 15% поступало за счет прямого поглощения. В опытах тех же авторов с растениями риса (1960) содержание Sr^{90} , падающее на долю корневого поступления, оказалось равным 60%. Понижение прямого поглощения Sr^{90} они объясняли уменьшением интенсивности радиоактивных выпадений.

В работах И. К. Дибобес (И. К. Дибобес и др., 1967) показано, что загрязнение зерна пшеницы стронцием-90 за счет почвенного поступления в течение 1963 года составляло около 2%, а в 1966 году — 12%. По данным тех же авторов, загрязнение сена стронцием-90 в 1963 году за счет почвенного вклада было равно 20%, а в 1966 году — около 70%. В работах японских исследователей приводятся также данные о накоплении Sr^{90} в растениях риса. Было установлено, что около 80% этого радионуклида поступало в рисовые растения из почвы. Следует отметить, что содержание воднорастворимых форм Sr^{90} в почвах обычно принимается как весьма низкое, чем и объясняют очень часто его относительно слабое поступление из почвенного раствора в растения. Приведенные данные показывают, что существующее мнение о малой подвижности и химической активности Sr^{90} во многих случаях не согласуется с фактами. Наблюдения показывают, что в затопляемых почвах, на которых выращивается рис, создаются условия, при которых происходит переход атомов Sr^{90} из твердой фазы в жидкую и интенсивный их захват корневыми системами. Рассмотренные материалы показывают, что в годы интенсивных радиоактивных выпадений количество Sr^{90} , поступающее в растения за счет прямой сорбции, превышает то количество, которое вовлекается корневыми системами. По мере уменьшения интенсивности радиоактивных выпадений величина аэрозольной компоненты все время уменьшается, и к тому времени, когда выпадения прекращаются — ее численное значение становится равным нулю или близким к нулю.

Ниже приводятся результаты исследований, которые проводились в р-не Дарвинского заповедника по изучению процессов поступления Sr^{90} в растения за счет почвенных и аэрозольных источников. Помимо авторов статьи в проведении этих исследований принимали участие сотрудники: Л. Н. Калишина, Т. Ф. Криницкая и Л. Ф. Назарова.

Отметим, что при описании результатов исследований мы ограничиваемся лишь теми данными, которые касаются методики закладки опытов в поле, принципиальной схемы защитных устройств и обработки получаемых результатов. Фактические данные, полученные за ряд лет, предполагается опубликовать позднее. Физико-географические условия среды, сопутствующие проведению рассматриваемых исследований, описаны нами в другой статье, поэтому на рассмотрении этих условий мы не останавливаемся здесь. Отметим лишь, что вследствие малого содержания гумуса, незначительной величины емкости поглощения и относительно высокого содержания в поглощающем комплексе атомов водорода, в почвах, на которых проводились наши наблюдения, создаются условия, благоприятствующие весьма интенсивной миграции атомов Sr^{90} . Интенсивной миграции Sr^{90} способствуют и другие факторы, среди которых важное значение имеют легкий механический состав почвы и нисходящий поток почвенной влаги. Все эти факторы в конечном итоге обуславливают относительно быстрое рассредоточение атомов Sr^{90} по профилю почвы и вовлечение их в биотический цикл. При этих условиях роль почвенного вклада при поступлении Sr^{90} из почв в растения может достигнуть довольно высокого уровня, о чем будет подробнее сказано ниже.

КОЛИЧЕСТВЕННОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ АЭРОЗОЛЬНОГО И ПОЧВЕННОГО ВКЛАДОВ Sr^{90}

Количественное определение Sr^{90} , поступающего в растения за счет аэрозольного и почвенного источников, сопряжено со значительными методическими трудностями, преодолеть которые не так просто, как это может показаться с первого взгляда. В наших работах при постановке полевых наблюдений всегда применяли так называемые «защитные устройства», которые, как нам представляется, могут оказаться весьма полезными для получения данных о дифференцированном определении абсолютных количеств биогенных элементов, а также и Sr^{90} , поступающих в растения за счет почвенных запасов и аэрозольных выпадений.

ОПИСАНИЕ «ЗАЩИТНОГО УСТРОЙСТВА»

Защитное устройство (З. У.) состоит из нескольких узлов и деталей, которые показаны на рис. 1. Основой этого устройства является жесткий каркас, который собирается из алюминиевого уголка. Каркас состоит из двух рамок — левой (1) и правой (5), соединенных двумя планками (2) и угольниками (4). Каркас при помощи петель (12, 15) плот-

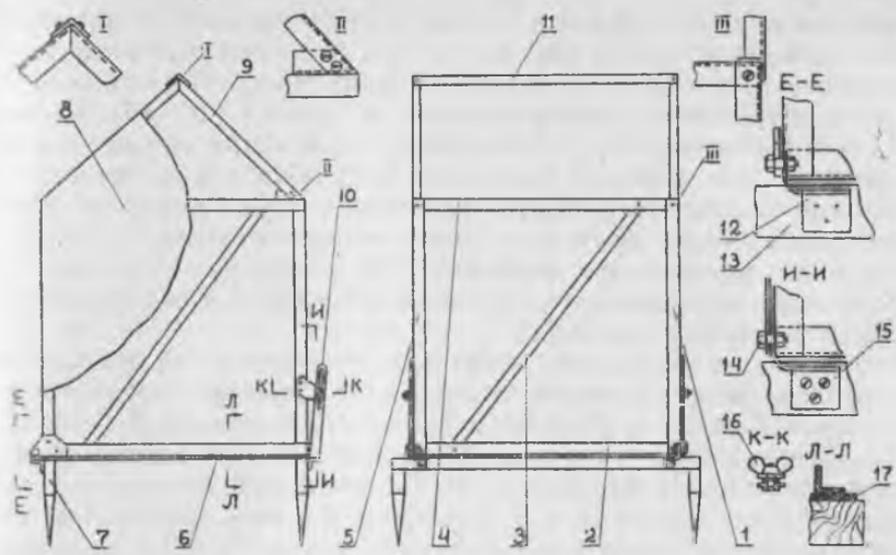


Рис. 1. Схема защитного устройства.

1 — рамка левая, 2 — планка, 3 — раскос, 4 — угольник, 5 — рамка правая, 6 — опора, 7 — колышек, 8 — пленка, 9 — угольник, 10 — упор, 11 — угольник, 12 — петля, 13 — опора, 14 — ось, 15 — петля, 16 — барашек, 17 — прокладка.

но крепится к основанию (опора), состоящему из деревянных реек (6, 13). Для изоляции внутренней полости от внешней среды между нижней частью каркаса и опорой помещается резиновая прокладка (17). Эта прокладка или приклеивается к опоре клеем «88», или же прикрепляется шурупами. Благодаря прокладке совершенно исключается попадание во внутреннюю полость устройства радиоактивных аэрозолей и атмосферных осадков.

Опора (6, 13) каркаса покоится на четырех деревянных колышках (7), которые заглубляются в землю на глубину 20—30 см. Такой способ крепления вполне достаточен. Даже при сильных бурях, как показала практика, З. У. не опрокидывались.

Каркас оклеивается полиэтиленовой пленкой (8), которая должна прочно держаться на ребрах каркаса. Поверхность пленки не должна иметь складок, вмятин и других деформаций. Крепится пленка следующим образом. Наружная, несущая поверхность ребер каркаса, очищается (при помощи наждачной бумаги) от случайных загрязнений. Затем на эту поверхность наносится тонким слоем клей (марка «88»). Когда клей примет достаточно густую консистенцию, тогда полоса пленки, точно соответствующая габаритам каркаса (что достигается путем обрезки пленочной ленты), накладывается на ребра каркаса и тщательно к ним прижимается. Если пленка образует складки, ее осторожно натягивают, а затем уже окончательно закрепляют на

ребрах каркаса. Пленка в этом случае прекрасно держится на каркасе и может выносить, как это показали многочисленные наблюдения, удары сильного ветра. Каркас защитного устройства поворачивается на петлях (12, 15), по оси (14) и фиксируется в наклонном положении двумя упорами (10) при помощи барашков (16). Благодаря этому его можно поставить в такое положение, при котором легко осуществляется доступ во внутреннюю полость З. У. Доступ во внутреннюю полость З. У. необходим в те моменты, когда производится полив растений (5—6 раз в течение вегетационного периода).

Продолжительность работы З. У. зависит от механической прочности пленки, а также от некоторых чисто случайных факторов. При благоприятных условиях З. У. можно пользоваться в течение 1—2 лет. По прошествии этого времени пленка стареет и теряет свою эластичность и механическую прочность. В этом случае она заменяется новой пленкой, после чего рабочий режим З. У. полностью восстанавливается.

Следует отметить, что З. У., защищая растения от радиоактивных выпадений, не ухудшает при этом условий их роста и развития. Кроме того при техническом решении этого вопроса пришлось считаться и с тем обстоятельством, что такое устройство должно быть весьма простым и доступным для сооружения в полевых условиях.

Предлагаемое нами устройство в достаточной мере отвечает этим требованиям. Оно полностью защищает растения от радиоактивных выпадений (на ограниченной, конечно, площади) и, как показали наши 4-летние работы, обеспечивает условия, при которых можно получить точные данные о поступлении Sr^{90} в растения через корневые системы и через наружные органы растений.

МЕТОДИКА ЗАКЛАДКИ ПОЛЕВЫХ ОПЫТОВ

Для количественного определения аэрозольного и почвенного вкладов Sr^{90} в течение 4 лет проводили мелкоделяточные полевые опыты по следующей схеме.

В одном случае растения выращивали в открытом грунте. Здесь растения сорбировали Sr^{90} из двух источников: за счет радиоактивных аэрозолей, выпадающих с дождем (и в форме сухих осадков) и за счет корневой сорбции. Загрязнение почвенными частицами принималось близким к нулю, т. к. территория опытов была окружена лесными насаждениями, луговыми угодьями и болотами, где ветровая эрозия не проявляется. Во втором случае растения выращивали на почве, где они с момента посева и до уборки урожая были изолированы от выпадающих осадков (мок-

рых и сухих). Следовательно, в этом варианте опыта растения могли поглощать Sr^{90} только из почвы (при помощи корневых систем), т. к. благодаря защитным устройствам, прямой захват атомов Sr^{90} практически исключался.

Техника закладки и проведения опытов. Подготовка почв к посеву во всех вариантах опыта производилась одним и тем же способом. Делянки, предназначенные для посева растений вскапывали на глубину 15—16 см. Вскопанную почву тщательно перемешивали и вносили азотистые, фосфатные удобрения из расчета 10 г азота и фосфора на 1 м². Посев растений производили в оптимальные для данной зоны сроки (последняя декада мая). Уход за растениями был дифференцирован в соответствии с задачами опыта. На делянках, где растения выращивали в открытом грунте, никаких специальных приемов ухода (полив, подкормка и т. д.) не применяли. Растения выращивали при тех же условиях, при которых они выращивались в полевой культуре. Развитие растений во втором случае проходило в несколько других условиях. Мы уже указывали, что в этих вариантах растения были изолированы от выпадающих осадков и радиоактивных аэрозолей при помощи защитных устройств. Отметим, что З. У. работали по принципу миниатюрных вегетационных домиков с той лишь разницей, что полив растений здесь производили очень редко, т. к. значительная часть влаги, испаряемая почвой и самими растениями, не поступала в атмосферу, а конденсировалась на стенках и возвращалась обратно растениям. Отметим, что защитные устройства имеют небольшой вес,



Р и с. 2. Применение защитных устройств в опытах, 1963 г.



Р и с. 3. Применение защитных устройств в опытах, 1966 г.

легко собираются и разбираются и могут быть установлены в любом пункте. Общий вид защитных устройств показан на рис. 2 (опыты с горчицей, 1963) и на рис. 3 (опыты с ячменем и овсом, 1966 г.). Растения при использовании этих устройств развивались совершенно нормально. Если по ходу опытов требовалось, чтобы растения в течение какого-то промежутка времени находились в контакте с внешней средой, для производства, например, полива или для лучшего их опыления, тогда устройства приводили в такое положение, при котором происходил свободный газообмен между атмосферой и растениями. Опыт показал, что для проведения этих процедур вполне достаточно за время вегетационного периода экспонировать растения в течение 10 часов (по одному часу в течение 10 дней), что не могло оказать какого-либо влияния на захват аэрозолей. По окончании опытов растения убирали, помещали в марлевые мешки, высушивали и озоляли. В пробах золы определяли содержание Sr^{90} на 4 п-счетчике, используя ту методику, которая неоднократно описывалась в литературе (Ю. А. Поляков, 1956; Ф. И. Павлоцкая и др. 1964, 1965 гг., В. П. Шведов, 1968; Р. М. Полевой, 1966).

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОСТУПЛЕНИЯ Sr^{90} В РАСТЕНИЯ

В последние годы предпринимались неоднократные попытки найти количественные закономерности, существующие между количеством Sr^{90} в растениях (y), плотностью

радиоактивных выпадений (n) и кумулятивным отложением Sr^{90} в почве (m). Впервые, как уже отмечалось выше, такую попытку сделал Расселл, который рассматривал концентрацию Sr^{90} в растениях (y) как функцию $y = f(n, m)$.

Для решения этой функции он предложил следующее уравнение:

$$y = qn + km, \quad (1)$$

где y — количество Sr^{90} , содержащегося в растениях, *пкюри/кг* воздушно-сухого вещества;

m — количество Sr^{90} в почве, *мкюри/км²*;

n — плотность радиоактивных выпадений (количество, выпавшее за время вегетации растений), *мкюри/км²*;

q — коэффициент пропорциональности, равный количеству Sr^{90} , поступающего в растения в результате прямой сорбции, *пкюри/кг* растений, деленному на количество Sr^{90} , выпавшее за время вегетации, *мкюри/км²*;

k — коэффициент пропорциональности, численно равный количеству Sr^{90} , поступающего в растения через корневые системы, *пкюри/кг* растений, деленному на общее количество Sr^{90} , которое отложилось в данной почве с начала ядерных испытаний.

Попутно отметим, что аналогичное уравнение было предложено для определения ожидаемого содержания Sr^{90} в молоке. Уравнение это имеет следующий вид:

$$y = a_1x_1 + a_2x_2,$$

где y — среднее содержание Sr^{90} в молоке;

x — средний уровень кумулятивного накопления Sr^{90} в почвах США, *мкюри/миля²*;

x_2 — среднее месячное значение плотности выпадений Sr^{90} , *мкюри/миля² месяц*;

a_1, a_2 — коэффициенты пропорциональности, которые находятся опытным путем и зависят от условий опыта.

Тот же вид уравнения был использован для прогнозирования возможного загрязнения молока другими исследователями (Shumway R. H., 1965; Harris a. o., 1961). В формулировке последнего исследователя x_1 — уровень кумулятивного накопления Sr^{90} в почве, найденный в середине вегетационного периода, x_2 — величина плотности выпадения, вычисленная на основании данных, полученных в течение шестимесячного вегетационного периода. При этом подчеркивалось, что для получения достоверных значений x_1, x_2 необходимо иметь данные за пять лет, взятые в пяти различных точках данной области (района).

Приведенные выше уравнения являются чисто эмпирическими. И хотя экспериментальное определение переменных x_1, x_2 не лишено некоторых элементов неопределенности, применение этих уравнений для определения уровней накопления Sr^{90} в растениях и в других объектах дает вполне соизмеримые и достаточно надежные данные.

Возвращаясь к уравнению (1), на основании которого были рассчитаны все интересующие нас параметры, и вводя обозначения

$$A = qn, \quad (2)$$

$$B = km, \quad (3)$$

мы можем уравнение (1) переписать следующим образом:

$$y = A + B, \quad (4)$$

где A и B равны соответственно количеству Sr^{90} , пкюри/кг, поступившего в растения в результате прямой сорбции и через корневые системы.

Отметим, что при той схеме опытов, которая была принята нами и рассмотрена выше, достаточно было экспериментально определить лишь величину y , которая эквивалентна общему содержанию Sr^{90} в растениях. Остальные величины находили расчетным путем. Расчет этих величин производили следующим образом.

Определение численных значений A и B . Согласно со схемой, по которой проводились опыты, на основании уравнения (4) можно написать, что количество Sr^{90} в растениях, выращенных в условиях открытого грунта, будет равно:

$$y = A + B. \quad (5)$$

Если растения выращиваются в закрытом грунте, с применением защитных устройств, то величина аэрозольной компоненты будет равна нулю. Следовательно, для тех вариантов опыта, где эти устройства применялись, $A = 0$. Очевидно, количество Sr^{90} , поступившее в растения в условиях закрытого грунта (y_2), будет равно

$$y_2 = B, \quad (6)$$

где B , как уже указывалось выше — количество Sr^{90} , поступающее в растения за счет почвенного запаса.

Зная величину B , легко рассчитать при помощи уравнения (5) и численное значение A . Для этого достаточно определить суммарное содержание Sr^{90} в растениях (y_1), выращенных в условиях открытого грунта.

Используя описанную выше методику и предлагаемые нами защитные устройства, было установлено, что количество Sr^{90} , поступившее в растения горчицы и ячменя в 1963 году за счет аэрозольных источников и почвенных запасов, составляло соответственно около 82 и 18%, а в 1966 г. — примерно 33 и 67%.

Выводы

В районе Дарвинского заповедника в течение четырех лет (1963—1966 гг.) проводились наблюдения за содержанием в растениях Sr^{90} , используемого в качестве радиоак-

тивной метки для изучения механизма поступления в сельскохозяйственные растения биогенных элементов путем прямой сорбции и при помощи захвата корневыми системами.

Опыты проводились по методике, согласно которой одну часть растений выращивали в открытом грунте, другую — в защитных устройствах.

Оказалось, что защитные устройства полностью защищали растения от радиоактивных выпадений и позволяли идентифицировать количества Sr^{90} , поступающие в растения за счет аэрозольных и почвенных источников.

Было показано, что количество Sr^{90} , поступившее в растения в 1963 году за счет аэрозольных источников и почвенных запасов, составляло соответственно 82 и 18%, а в 1966 г. — 33 и 67%.

Было найдено, что количество Sr^{90} сорбированного наружными органами растений, в рассматриваемом интервале времени, линейно зависело от плотности радиоактивных выпадений (по Sr^{90}).

ЛИТЕРАТУРА

Дибобес И. К. и др. Глобальные выпадения стронция-90 на территории Урала в период 1961—1966 гг. М., Атомиздат, 1967.

Поляков Ю. А. Проблема «заражения» почв и сельскохозяйственных посевов продуктами распада. Ж. «Почвоведение», 1956, № 8.

Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А., Бабичева Е. В., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках. Ж. «Почвоведение», 1964, № 2.

Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б. и др. Стронций-90, стабильный стронций и калий в почвах и продуктах питания растительного происхождения. Ж. «Гигиена и санитария», 1965, № 11.

Полевой Р. М. Измерение β -активности изотопов с активностью от $5 \cdot 10^{-13}$ до $5 \cdot 10^{-7}$ кюри методом 4л-счетчика. — В кн.: «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., изд. «Наука», 1966.

Шведов В. П. Метод радиохимического анализа продуктов деления. — В кн.: «Радиоактивные загрязнения внешней среды». М., Госатомиздат, 1962.

Чулков Л. М., Курчатов Л. Н., Юзвук Н. Н., Вадковская О. А. Содержание стронция-90 в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы. Ж. «Почвоведение», 1957, № 4.

Russell R. S. — Nature, 1958, 182, p. 834.

Menzel R. G. Soil Science, 1954, 77, p. 419.

Menzel R. G., Heald W. R. — Soil Science, 1955, 80, p. 287.

Menzel R. G., Myhre D. L., Roberts Jr. H. — Science, 1961, 134, p. 559.

Jchikawa R., Abe M., Eto M. — Science, 1961, 133, p. 2017.

Jchikawa R., Eto M., Abe M. — Science, 1962, 135, p. 1072.

Ю. А. ПОЛЯКОВ, Л. Н. КАЛИШИНА,
Л. Ф. НАЗАРОВА, В. В. КРИНИЦКИЙ

ПОСТУПЛЕНИЕ СТРОНЦИЯ-90 В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ В РАЙОНЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ

В последние годы во многих исследовательских центрах мира в широких масштабах изучаются механизмы и пути движения стронция-90 в биологическом цикле, а также количественные закономерности, существующие между уровнем загрязнения внешней среды стронцием-90 и его концентрацией в сельскохозяйственных растениях [1—8].

В данной статье приводятся результаты многолетних исследований по изучению размеров накопления стронция-90 в урожае сельскохозяйственных растений, районированных для зоны распространения дерново-подзолистых супесчаных почв. Для этой цели, по определенной методике, которая рассматривается ниже, были найдены численные значения так называемых «воздушного» и «почвенного» коэффициентов.

Отметим, что числовые значения «воздушного» и «почвенного» коэффициентов производили согласно уравнению

$$C = aD_p + bD_T \quad (1),^*$$

которое дано в работе Расселла [9].

В частных случаях, когда сорбция стронция-90 растениями осуществляется за счет одних лишь аэрозольных или почвенных источников, содержание этого нуклида в растениях может быть найдено соответственного по уравнению

$$C = aD_p \text{ и } C = bD_T.$$

Возвращаясь к уравнению (1) и вводя обозначения

$$A = aD_p \quad (2)$$

$$B = bD_T \quad (3)$$

мы можем переписать его следующим образом:

$$C = A + B \quad (4)$$

* Физический смысл и значения символов C , a , v , D_p и D_T указаны в табл. 1.

где A и B равны соответственно количеству стронция-90 *пкюри/кг*, поступающему в растения в результате прямой сорбции и через корневые системы.

МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ПОЛЕВЫХ ОПЫТОВ

Для количественного определения «воздушного» и «почвенного» коэффициентов проводили мелкоделяночные полевые опыты по следующей методике.

В одной серии вариантов растения выращивали в открытом грунте (здесь растения загрязнялись за счет радиоактивных аэрозолей, выпадающих с осадками и за счет корневой сорбции). Во втором случае растения выращивали на почве, где они с момента посева и до уборки урожая были изолированы от выпадающих осадков. В этих вариантах опыта растения могли поглощать стронций-90 только из почвы (при помощи корневых систем), так как благодаря защитным устройствам (З. У.) прямой захват стронция-90 практически исключался.

Отметим, что З. У. работали по принципу миниатюрных вегетационных домиков с той лишь разницей, что полив растений здесь производили очень редко, так как значительная часть влаги, испаряемой почвой и самими растениями, не поступала в атмосферу, а конденсировалась на стенках З. У. и возвращалась обратно растениям.

По окончании опытов растения убирали в стадии восковой спелости, помещали в марлевые мешки, высушивали и озоляли. В пробах золы определяли содержание стронция-90, используя ту методику, которая неоднократно описывалась в литературе [10, 11]. Относящиеся сюда данные приводятся в табл. 1.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЧИСЛЕННЫХ ЗНАЧЕНИЙ A И B

Для определения значений A и B воспользуемся теми данными, которые были получены при постановке мелкоделяночных полевых опытов. В соответствии со схемой, по которой проводились наши опыты, на основании уравнения (4) можно написать, что содержание стронция-90 в растениях, выращенных в условиях открытого грунта, будет равно:

$$C = A + B.$$

Если растения выращиваются с применением защитных устройств, тогда величина аэрозольной компоненты равна нулю. Следовательно, для тех вариантов опыта, где эти устройства применялись, количество стронция-90, поступившее в растения, будет равно $C - B$.

Принимая во внимание экспериментальные данные, помещенные в табл. 1, легко видеть, что, например, для вари-

Численные значения коэффициентов А и В, а также коэффициентов а и б, найденные на основании полевых опытов, проводившихся в 1967—1969 гг.

Годы	Культура	Численные значения			Процентное содержание Sr-90, поступившего в растения в результате		Плотность выпадений по Sr-90 за вегетационный период мкюри/км ² D _p	Кумулятивное накопление Sr-90 в почве, мкюри/км ² D _т	Коэффициент пропорциональности аэрозольного поступления Sr-90 пкюри/кг мкюри/км ² а = $\frac{A}{D_p}$	Коэффициент пропорциональности почвенного поступления Sr-90 пкюри/кг мкюри/км ² б = $\frac{A}{D_t}$
		C = A+B пкюри/кг	B, пкюри/кг	A = C - B пкюри/кг	прямой сорбции наружными органами растений А, %	захвата корневыми системами В, %				
1967	Овес зерно	92	68	24	26,1	73,9	0,8	45	30,0	1,5
	солома	401	290	111	27,6	72,4	0,8	45	138,8	6,4
	Ячмень зерно	99	73	26	26,3	73,7	0,8	45	32,5	1,6
	солома	411	341	70	17,0	83,0	0,8	45	87,5	7,6
	Рожь зерно	104	80	24	23,1	76,9	0,8	45	30,0	1,8
	солома	437	371	66	15,1	84,9	0,8	45	82,5	8,2
1968	Овес зерно	81	64	17	20,9	79,1	0,6	42	28,3	1,5
	солома	340	281	79	23,2	76,8	0,6	42	98,3	6,7
	Ячмень зерно	78	61	17	21,8	78,2	0,6	42	28,3	1,6
	солома	346	301	45	13,0	87,0	0,6	42	75,0	7,2
	Рожь зерно	90	74	16	17,8	72,2	0,6	42	26,7	1,8
	солома	374	329	45	12,0	88,0	0,6	42	75,0	7,1
1969	Овес зерно	59	51	8	13,6	86,4	0,3	34	26,7	1,5
	солома	231	207	24	10,4	89,6	0,3	34	80,0	6,1
	Ячмень зерно	57	49	8	14,0	86,0	0,3	34	26,7	1,5
	солома	240	218	22	19,2	90,8	0,3	34	73,3	6,2
	Рожь зерно	64	58	6	9,3	90,7	0,3	34	20,0	1,7
	солома	251	230	21	18,4	91,6	0,3	34	70,0	6,6

анта опыта, проводившегося в 1967 году (овес, зерно), $B = 68$ пкюри/кг. Чтобы определить величину A , достаточно подставить численные значения C и B в уравнение (4). Тогда $A = C - B = 92 - 68 = 24$ пкюри/кг. Аналогичным образом были рассчитаны величины A для других вариантов опыта. Полученные данные приводятся в табл. 1.

ЧИСЛЕННЫЕ ЗНАЧЕНИЯ КОЭФФИЦИЕНТА «а»

Величина коэффициента «а», как это следует из уравнения (1), эквивалентна концентрации стронция-90 в растении при концентрации этого нуклида в почве, равной нулю. Из табл. 1 видно, что величина «а», найденная из уравнения (2), для различных растений и разных частей урожая при данных условиях внешней среды варьирует для зерна от 20,0 до

32,5 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$, а для соломы от 70,0 до 138,9 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$. По-

скольку численные значения коэффициента «а» оказались довольно близкими, можно произвести их осреднение по годам. В этом случае для зерна овса, ячменя и ржи значения

«а» будут соответственно равны 28, 25, 26 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$, а для

соломы (те же культуры): 106, 79, 76 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$.

ЧИСЛЕННЫЕ ЗНАЧЕНИЯ КОЭФФИЦИЕНТА «в»

Коэффициент «в» представляет существенный интерес для оценки уровня загрязнения растений стронцием-90 за счет его поступления из почвы. Величину этого коэффициента рассчитывали по уравнению (3). Соответствующие данные приводятся в табл. 1. Как видно из таблицы, величина коэффициента «в» варьирует в сравнительно небольших пределах. Для расчета размеров накопления стронция-90 в растениях можно принять, что наиболее вероятной (осредненной) величиной для соломы, овса, ржи, ячменя является $b = 7$, а для зерна $b = 1,6$. Из таблицы видно, что почвенный коэффициент у всех зерновых культур имеет довольно устойчивое значение. Столь устойчивое значение коэффициента b было получено в результате тщательного перемешивания корнеобитаемого слоя, которое производили перед посевом растений, а также в силу легкого механического состава и высокой проницаемости почв. Все это в конечном итоге позволило в условиях полевого опыта создать столь же равномерное распределение стронция-90 и обменного кальция в пахотном горизонте, как и при постановке вегетационных опытов.

Выводы

В зоне распространения дерново-подзолистых супесчаных почв (район Дарвинского заповедника) в период с 1967 по 1969 год исследованы количественные закономерности поступления стронция-90 в сельскохозяйственные растения за счет «почвенного» и «воздушного» источников. На основе модели Расселла рассчитаны коэффициенты накопления стронция-90 сельскохозяйственными растениями, районированными для данной зоны. Было показано, что численные значения «почвенного» коэффициента варьируют для зерна и соломы соответственно от 1,5 до 1,8 и от 6,1 до 8,2 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$

Численные значения «воздушного» коэффициента колеблются в пределах для соломы от 70,0 до 138,8, для зерна от 20,0 до 32,5 $\frac{\text{пкюри/кг}}{\text{мкюри/км}^2}$

В заключение следует отметить, что коэффициенты накопления, найденные в результате полевых опытов, не являются величинами дискретными. Тем не менее эти коэффициенты имеют весьма существенное значение, так как позволяют получить соответствующие данные, необходимые для прогнозирования уровня загрязнения сельскохозяйственных растений на основании тех материалов, которые дает радиохимический анализ почв и растений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Laurence I. et al. Science, 136, № 3516, 19, 1962.
2. Архипов Н. П., Егоров А. В., Ключковский В. М. К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопление в урожае. М., Атомиздат, 1969.
3. Дибобес И. К. и др. Глобальные выпадения стронция-90 на территории Урала в период 1961—1966 гг. М., Атомиздат, 1967.
4. Ключковский В. А., Архипов Н. П. Прогнозирование размеров поступления стронция-90 из почвы в растения. М., Атомиздат, 1968.
5. Молчанов А. А., Федоров Е. А., Алексахин Р. М. и др. Некоторые закономерности распределения важнейших радиоактивных продуктов деления, оседающих из атмосферы в составе глобальных выпадений, в лесах различных природных зон СССР в 1964—1965 гг. М., Атомиздат, 1968.
6. Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова Э. Б., Бабичева Е. В., Баранов В. И. О поступлении Sr⁹⁰ в растения. В кн.: «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., изд-во «Наука», 1966.
7. Поляков Ю. А. Радиоэкология и дезактивация почв. М., Атомиздат, 1970.
8. Федоров Е. А., Романов Г. Н. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радионуклидов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. М., Атомиздат, 1969.
9. Russell R. S. Nature, v. 182, № 4639, 1958.
10. Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г., Бабичева Е. В., Зацепина Л. Н., Тюрюканова Э. Б. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и Са в почвах и растительных остатках. «Почвоведение» № 2, 1964.
11. Зацепина Л. Н., Сапарлыев Ч., Павлоцкая Ф. И. Экспрессметод определения стронция-90 в растениях. «Гигиена и санитария» № 10, 1967.

Ю. А. ПОЛЯКОВ, В. В. КРИНИЦКИЙ

МИГРАЦИЯ ИЗОТОПОВ СТРОНЦИЯ И ИХ ХИМИЧЕСКИХ АНАЛОГОВ В ПОЧВАХ ДГЗ

Процессы миграции изотопов стронция Sr^{87*} , Sr^{90} и их химических аналогов в почвах представляют не только теоретический, но и практический интерес, так как эти процессы определяют интенсивность перехода указанных изотопов из внешней среды в растительные и животные организмы.

Следует отметить, что в литературе давно высказывались предположения о том (Amphlet, 1955), что изотопы стронция и их химические аналоги, которые относятся ко второй группе периодической системы Менделеева, в виду их общеизвестных физико-химических свойств, будут подвергаться весьма интенсивной вертикальной и горизонтальной миграции. Однако позднее было показано (В. М. Клечковский, И. В. Гулякин, 1958; В. М. Клечковский, 1966; Н. В. Тимофеев-Ресовский, 1966; Е. А. Тимофеева-Ресовская, 1962; Э. Б. Тюрюканова и др., 1966; Ю. А. Поляков, 1966; В. М. Прохоров, 1971; Р. М. Алексин, 1971), что миграция изотопов стронция и их аналогов зависит не только от их физико-химических свойств, но и от целого ряда других факторов.

В предлагаемой статье рассматриваются те факторы, которые играют наиболее важную роль в процессах миграции: физико-химические свойства почв и комплексообразователи. Отметим, что все рассматриваемые здесь экспериментальные данные получены в результате многолетних наблюдений, проводившихся в климатической подзоне южной тайги в районе Дарвинского заповедника. В этих исследованиях, помимо авторов настоящей статьи, прини-

* В соответствии с рекомендациями Международной Комиссии, опубликованными в 1955 г., массовое число элемента стронция, здесь и далее, принимается равным 87,63. Для краткости мы пишем Sr^{87} или «стабильный стронций». (см. Дж. Кей «Таблицы физических и химических постоянных». М., 1962).

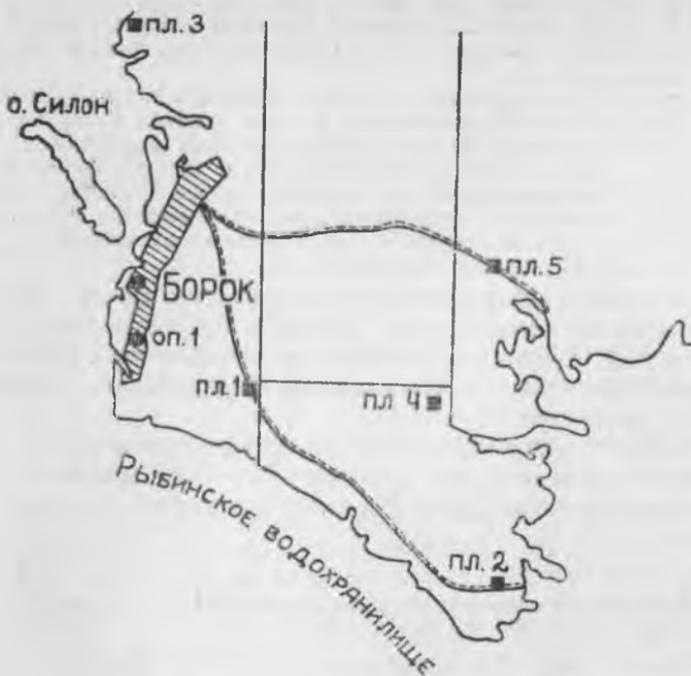


Рис. 1. Распределение площадок для радиоэкологических исследований.

мали участие научные сотрудники Л. Н. Зацепина, Л. Н. Калишина, Т. Ф. Криницкая и Л. Ф. Назарова.

Для изучения явлений миграции были выделены пять наблюдательных площадок, расположенных в определенных пунктах Дарвинского заповедника (рис. 1).

Площадка 1. Здесь залегают слабоподзолистые пылевато-песчаные почвы. Эти почвы имеют наиболее широкое распространение. В настоящее время они частично заняты лесными насаждениями, а частично используются в качестве пахотных или луговых угодий.

Морфологические свойства. Для морфологической характеристики этих почв приводим описание разреза № 1—63.

Разрез заложен в центре наблюдательной площадки.

A_0 0—2 (3) см. Луговая дернина, которая представляет собой войлокообразное сплетение отмерших и живых корней луговой растительности.

A_1 2 (3)—18 см. Перегнойный горизонт (в прошлом пахотный горизонт). Окраска темно-серая равномерная, резко отличающаяся от окраски нижележащих горизонтов. Рыхлый, пылевато-комковатый, резко отделяется от нижележащего. Все строение горизонта свидетельствует о том, что в недалеком прошлом эти почвы находились в сельскохозяйственной культуре.

- A₂ 18—28 см. Серовато-коричневый, в сухом состоянии — белесый, рыхлый, влажный, пронизан корнями растений, супесчаный, заметны включения мелких частиц угля, резкая граница с нижележащим.
- B₁ 28—47 см. Иллювиальный горизонт, светло-серый, супесчаный, рыхлый, влажный, включения мелких частиц угля, перенесенных с поверхности почвы землероющими животными.
- B₂ 47—65 см. Серовато-желтый, с ржавыми и бурыми пятнами окисных соединений железа. Заметны черные частички марганцевых соединений, встречаются редкие оглеенные пятна.
- C—65—115 см. Буровато-желтый песок, сильно увлажненный. Грунтовая вода на глубине 115 см.

Из описания этих почв легко видеть, что на их поверхности залегает небольшой слой дернины (луговые угодья) или слой рыхлой подстилки (лесная растительность). Ниже расположен перегнойно-аккумулятивный горизонт, мощность которого достигает 14—17 см.

По механическому составу эта почва отнесена к пылеватопесчаной, так как она содержит 75—93% мелкого песка. Данные механического состава приведены в табл. 1.

Таблица 1

Механический состав слабоподзолистой почвы с площадки 1

Глубина взятия про- бы, см	Процентное содержание частиц диаметром, мм		
	0,25—0,05	0,05—0,01	<0,01
3—13	74,6	16,3	9,1
20—30	88,0	8,4	3,4
35—40	92,7	5,3	1,4
80—90	90,4	6,4	3,2
90—120	91,5	2,7	5,8

Таблица показывает, что содержание высокодисперсных частиц размером <0,01 мм распределяется по почвенному профилю неравномерно и что наибольшее количество этих частиц сосредоточено в горизонтах A₁ и B.

Химические свойства. Для изучения химических свойств этой почвы были сделаны соответствующие анализы. Содержание гумуса оказалось равным 1,29%, рН водной суспензии — 5,45. Были определены также количества поглощенных Са и Mg. Относящиеся сюда данные приводятся в табл. 2.

Таблица показывает, что рассматриваемая почва обладает незначительной величиной поглощенных Са + Mg, которая в поверхностном горизонте равна 5,2 мг-экв, а в подстилающих породах, на глубине около метра, — меньше одного мг-экв. Характерно, что в верхних горизонтах до глу-

бины 90 см (горизонты 3—10; 20—30 см и др.) отношение между Ca и Mg имеет практически одно и то же значение, равное ≈ 4 .

Таблица 2

Содержание поглощенных Ca, Mg в образцах почвы, взятой с площадки 1, мг-экв/100 г почвы

Глубина взятия образцов, см	Ca	Mg	Ca + Mg
3—13	4,2	1,0	5,2
20—30	0,8	0,2	1,0
35—40	0,9	0,2	1,1
80—90	0,7	0,2	0,9
90—120	0,3	0,2	0,5

Площадка 2. Здесь залегают слабоподзолистые, пылевато-песчаные почвы, находившиеся ранее в культуре. Эти почвы расположены главным образом по берегам Мшичинского залива. В прошлом эта территория являлась пашней. В настоящее время она заросла луговой растительностью и частично молодыми деревьями—березой и сосной. Создание водохранилища вызвало явное переувлажнение этих почв. Это переувлажнение наблюдается на территории всей прибрежной полосы, примыкающей к береговой линии Мшичинского залива.

Морфологические свойства. Для характеристики этих почв приводим описание разреза № 2/63.

- A₀ 0—2 см. Дернина темно-серого (коричневого) цвета, состоящая из травянистых остатков; влажная, рыхлая, резко отделяющаяся от нижележащих горизонтов.
- A₁ 2—16 (18) см. Пахотный горизонт темно-серой окраски. По стенкам разреза видны значительные включения мелких частиц угля и одиночных орштейновых зерен; пылевато-песчаный, рыхлый, весь горизонт густо переплетен корнями травянистой растительности; переход в следующий горизонт резкий, отчетливый.
- B₁ 16 (18)—35 см. Палево-желтый, содержит твердые орштейновые зерна, рыхлый, влажный, пылевато-тонкий песок; на глубине 25—45 см залегает более тяжелая по механическому составу бурая (и красновато-бурая) прослойка пластинчатого строения.
- B₂ 35—48 см. Желто-бурый, слегка оглеенный, пылевато-песчаный, влажный, рыхлый; переход в следующий горизонт довольно отчетливый.
- B₃ 48—70 см. Чередование суглинистых коричневатых и песчаных светло-желтых прослоек.
- BC 70—82 см. Серовато-желтый песок, встречаются включения марганца.
- C 82—95 см и глубже. Розовато-бурый, очень влажный песок. Грунтовая вода на глубине 90 см.

Химические свойства. Для определения химических свойств были проведены соответствующие анализы. Относящиеся сюда данные приводятся в табл. 3.

Таблица 3

Данные о химическом составе почвы с площадки 2

Глубина взятия проб, см	Количества поглощенных оснований мг-экв/100 г				Сумма Са+Mg мг-экв 100 г	рН вод- ный	Гумус, %
	Са	Mg	Н	Са+ +Mg+ +Н			
3—13	1,29	0,30	1,3	2,89	1,59	5,6	1,32
20—30	1,11	0,25	1,5	2,86	1,36	5,6	1,22
35—45	0,99	0,20	—	1,19	1,19	6,0	0,35
50—70	0,56	0,07	—	0,53	0,53	6,2	0,026
70—95	0,20	0,02	—	0,22	0,22	6,2	0,048

Таблица показывает, что реакция почвы слабо-кислая. Количество гумуса в верхних горизонтах варьирует от 1,2 до 1,3%. Емкость поглощения этой почвы изменяется от 2,9 мг-экв (гор. А₁) до 0,2 мг-экв (гор. С). Интересно отметить, что отношение между Са и Mg в поверхностных горизонтах здесь наблюдается практически такое же, как и в предыдущем случае. Оно близко к 4.

Площадка 3. Эта площадка расположена в северо-западной части территории Борка, на расстоянии 410 м от левого берега реки Лоши. Здесь залегают торфянистые почвы, которые занимают довольно большую площадь Борокского ключа. Торфянистые почвы можно рассматривать как почвы переходные, которые располагаются между суходолами и верховыми болотами.

Морфологические свойства. Для характеристики морфологических свойств этих почв приводим описание разреза № 3/62.

А₀ 0—4 (6) см. Лесная торфянистая подстилка, весьма рыхлая, коричнево-бурая, содержит много корней древесной и кустарниковой растительности.

А₁; А₂ 4 (6)—18 см. Серый, рыхлый, влажный, с ярко выраженными признаками оподзоленности, гумусированный, со значительным количеством корней.

В 18—40 см. Бурый, рыхлый, очень влажный, пылевато-песчаный; внизу окраска переходит в светло-бурую; заметны пятна глеевых образований.

ВС 40—100 см. Бурый (светло-бурый), рыхлый, с железистыми мазками и признаками оглеения.

Грунтовая вода на глубине 120 см.

В понижениях верховодка подходит к поверхности. Одновременно с описанным разрезом были заложены другие

разрезы, которые не рассматриваются здесь. Торфянистые пылевато-песчаные почвы занимают довольно большие пространства. Мощность торфянистого слоя этих почв колеблется в очень широких пределах и достигает в некоторых случаях 36—40 см толщины. Нижняя часть этого слоя имеет темный (черный) цвет. Здесь растительная масса в значительной мере разложилась и по своим внешним признакам напоминает собой гумусоподобное вещество. Несколько глубже этот слой сменяется гумусовым горизонтом, потеки которого иногда заходят в гор. В₁. Гумусовый горизонт подстилают иллювиальные горизонты В и ВС, мощность которых достигает 70—80 см. В нижней части иллювиального горизонта залегает обычно плотный ортоандровый слой, который выполняет роль ложа верховодки. Еще ниже можно видеть отложение песка пльвуна серого или зеленоватого цвета. Грунтовая вода лежит на глубине 80—150 см.

По мере продвижения от торфянистых почв в глубь верховых болот, торфянистые почвы постепенно переходят в верховые торфяники. Торфяники занимают в Борокском ключе большую площадь. Толщина торфянистого слоя варьирует в очень широких пределах и достигает в некоторых случаях 400—410 см.

Верховые болота занимают большие пространства. Они представляют собой гигантские хранилища влаги, которые непрерывно подпитывают систему р. Мологи и впадающих в нее притоков.

Механический анализ этих почв показал, что здесь преобладают частицы мелкого песка (80%) и крупной пыли (7—8%). При химическом анализе было найдено, что содержание гумуса этой почвы равно 1,28%, рН водной суспензии $\approx 5,2$ (поверхностный горизонт).

Площадка 4. Расположена в центральной части Борокского ключа. Здесь распространены торфяно-подзолистые почвы. Основной фон растительного покрова составляют зеленые мхи, черника и реже кукушкин лен, вейник ланцетолистный и майник.

Морфологические свойства. Для характеристики морфологических свойств этих почв приводим описание разреза № 4/63.

А₀ 0—5 (7) см. Лесная подстилка, бурая торфянистая, рыхлая, влажная с большим количеством отмерших и живых корней древесной и травянисто-кустарниковой растительности.

А₁; А₂ 5 (7) — 18 см. Подзолистый пылевато-песчаный подгоризонт, белесый, местами окрашенный гумусовыми потеками в более темные, коричневатые тона, бесструктурный, влажный, слегка уплотненный.

В₁ 18—52 см. Иллювиальный пылевато-песчаный горизонт, охристо-бурой окраски, слегка уплотнен, влажный со значительным со-

держанием корней древесной растительности, нижняя граница выделяется весьма отчетливо.

В₁ 52—80 см. Коричнево-бурый пылевато-песчаный с сизоватыми прослойками глинистых образований, с большим количеством черных мазков марганца и ржавых пятен соединений железа.

С₁ 90—110 см (и глубже). Серовато-бурый пылевато-песчаный с едва заметной горизонтальной слоистостью.

Грунтовая вода на глубине 80—140 см.

Следует отметить, что торфяно-подзолистые почвы формируются в условиях значительно большего увлажнения, чем почвы слабоподзолистые (площадка первая). Эти почвы характеризуются также более худшим воздушным режимом, по сравнению со слабоподзолистыми почвами. В иллювиальных горизонтах этих почв развиваются глеевые процессы, что легко можно видеть по тем голубоватым и сизоватым включениям, которые наблюдаются при рассмотрении почвенных профилей.

По механическому составу рассматриваемые почвы можно отнести к пылевато-песчаным. В них содержится более 80% мелкого песка и более 6% крупной пыли.

Химический состав. Для характеристики химических свойств были проведены соответствующие анализы. Результаты этих анализов приводятся в табл. 4.

Таблица 4

Состав поглощенных оснований, рН водной суспензии и содержание гумуса

Глубина взятия образцов, см	Количества поглощенных оснований мг-экв/100 г			Сумма Са+ Mg+ H	Гумус, %	рН водный
	Са	Mg	H			
0—6	9,48	3,65	12,8	25,93	20,30	4,44
8—18	0,18	0,05	3,3	3,53	1,59	4,75
20—30	0,04	0,05	сл.	0,09	0,48	5,36
50—60	0,04	0,02	сл.	0,06	0,16	5,58
100—110	0,15	0,06	сл.	0,21	—	5,90

При рассмотрении таблицы легко видеть, что данная почва, в отличие от предыдущих, обладает довольно высокой емкостью поглощения, равной около 25 мг-экв/100 г. Высокая емкость поглощения объясняется наличием органических кислот и высокодисперсных органических и минеральных соединений, которые входят в состав торфянистой массы. Характерно, что уже с глубины 8—10 см величина емкости резко падает, и в подстилающих породах она становится меньше одного мг-экв. Здесь отношение Са : Mg в поверхностных горизонтах не имеет такого стабильного значения, как в предыдущих случаях, а по своей абсолют-

ной величине это соотношение меньше того, что отмечалось выше.

Площадка 5 расположена в северо-восточной части Борокского ключа. Здесь залегают среднеподзолистые пылевато-песчаные почвы с признаками оглеения. Развивались эти почвы под пологом березовых и сосново-березовых лесов. Грунтовая вода была отмечена на глубине 120 см.

Морфологические свойства. Для характеристики этих почв приводим описание разреза № 5/63.

A_0 0—5 см. Лесная подстилка темно-серого цвета, которая состоит из остатков хвои, листьев, мхов и веточек деревьев. Вся масса горизонта переплетена густым войлоком корней древесной и травянистой растительности.

A_1 5—18 (20)—27 см. Подзолистый горизонт темно-серого цвета, окраска в нижней части несколько оветлее, чем в верхней; пылевато-песчаный, влажный, с единичными ржавыми пятнами, с большим количеством корней.

A_2 18 (20)—27 см. Подзолистый светло-серый, с буроватым оттенком, сравнительно рыхлый, в нижней части заметны ржавые пятна и частицы марганцевых соединений.

B_1 27—60 см. Иллювиальный горизонт бурого цвета, заметно уплотнен, с охристыми пятнами железа и черного цвета мазками соединений марганца.

B_2 60—98 см. Иллювиальный горизонт с признаками оглеения, светло-бурый, пылевато-песчаный, несколько уплотненный.

C 98—105 см. Влажный песок.

Грунтовая вода на глубине 116 см.

Для характеристики поглотительной способности этой почвы и состава поглощенных оснований были сделаны соответствующие анализы, результаты которых приводятся в табл. 5.

Таблица 5

Состав поглощенных оснований, pH водной суспензии и содержание гумуса в почве площадки 5

Глубина взятия проб, см	Гумус, %	Количества поглощенных оснований, мг-экв/100 г			Сумма Ca ²⁺ + +Mg +H
		Ca	Mg	H	
A_0 5—10	5—8	1,71	0,25	3,5	5,46
A_1 13—16	1,2	0,5	0,43	1,4	2,33
A_2 16—20	0,65	0,3	0,20	1,2	1,70
B_1 40—50	не опред.	0,90	0,03	2,3	3,23
B_2 80—90	не опред.	—	—	—	—

Почва явно не насыщена основаниями. Величина поглотительной способности почвы в горизонте A_0 составляет 5,4, а в гор. A_1 — 2,3 мг-экв/100 г, причем в верхнем горизонте значительная доля ее обусловлена органической частью почвенно-поглощающего комплекса.

Валовой анализ почв является, как это хорошо известно, основным анализом, который применяется для определения элементарного состава почвы. Элементарный состав почвы позволяет создать наглядное представление о запасе в почве легкорастворимых питательных веществ, а также о наличии в почве кальция, магния, железа, алюминия, калия и других элементов.

Хорошо известно, что содержание этих элементов зависит от морфологических и генетических свойств почвы, и что распределяются они по профилю почв весьма неравномерно. Естественно было поэтому проанализировать не только поверхностные горизонты почв, но и подстилающие породы. Относящиеся сюда данные приводятся в табл. 6.

При рассмотрении таблицы можно сделать следующие выводы. Потеря при прокаливании, которая является весьма важной характеристикой для оценки содержания в почве органических компонентов, колеблется в довольно широких пределах. Максимальные значения этой величины, как и следовало ожидать, были отмечены в поверхностных горизонтах, где она варьировала в пределах 2,98—1,91%. По мере углубления она постепенно уменьшалась, и в горизонтах B_2 — B_3 составляла 0,67—1,36%.

Содержание SiO_2 во всех разрезах очень мало изменяется с глубиной. Численные значения этой величины колеблются от 83 до 85%. Столь устойчивое содержание SiO_2 в рассматриваемых почвах объясняется специфическими условиями их образования и развития. Относительно высокое содержание SiO_2 в рассматриваемых почвах имеет существенное значение не только для оценки их химического состава, но и для характеристики физических свойств. Среди последних особенно следует подчеркнуть сложение почв, которое оказывает большое влияние на явления диффузии Sr^{90} и Cs^{137} .

Содержание окиси кальция. По содержанию окиси кальция рассматриваемые почвы можно подразделить на две группы. В первой группе почв (разрезы 1, 2) абсолютное количество окиси кальция варьирует в пределах 0,42—0,62%. Минимальное количество окиси кальция содержится здесь в поверхностном горизонте 3—23 см, максимальное — в горизонте 55—70 см. Во второй группе (разрезы 3, 4) содержание окиси кальция более высокое, — грубо говоря, оно в два раза больше, чем в первой группе и колеблется от 1 до 1,2%. В этой группе почв, в отличие от предыдущих, наблюдается максимальное содержание CaO в поверхностных горизонтах (A_1 , A_2), минимальное — в нижележащих горизонтах (B_1 , B_2).

Содержание окиси магния. Абсолютные количества MgO в разрезах 1, 2, 3 весьма мало изменяются с глубиной. Практически содержание MgO варьирует в пределах 0,3—0,7%. В разрезе 4 оно в поверхностном горизонте составляет 0,09%, в горизонте B_0 — 0,32%, т. е. почти в четыре раза больше.

Содержание окиси калия. Содержание K_2O в рассматриваемых почвах варьирует в пределах 2,4—3,75%.

Содержание полуторных окислов, как это видно из таблицы, распределяется по профилю почв с определенной закономерностью. Так, в верхних горизонтах количество полуторных окислов варьирует в пределах 6—7%, тогда как в нижних горизонтах содержание этих окислов оказалось равным 8—9%. Сопоставление этих данных свидетельствует о том, что в рассматриваемых почвах происходит обеднение поверхностных горизонтов полуторными окислами и накопление их в нижних горизонтах.

Отмеченное обстоятельство находится в полном согласии с генезисом рассматриваемых почв и свидетельствует о выщелачивании полуторных окислов из верхних горизонтов в нижележащие.

Содержание P_2O_5 . Содержание P_2O_5 во всех почвах характеризуется относительно высокими величинами, значения которых варьируют в пределах 0,3—0,9%. Надо сказать, что фосфорная кислота ни в одном из рассматриваемых образцов почв не имеет каких-либо определенных точек локализации. Она во всех рассматриваемых случаях распределена более или менее равномерно. В разрезах 1, 2 можно отметить ее биогенное накопление (хотя и весьма незначительное).

Следует отметить, что наиболее характерной особенностью генезиса рассматриваемых почв является, как это неоднократно отмечалось в литературе, высокая интенсивность иллювиального процесса. В результате этого процесса происходит определенная дифференциация почвенного профиля и весьма характерное распределение Ca и Sr^{90} по профилю почв, о чем подробнее будет сказано ниже.

Содержание Sr^{87} . О содержании Sr^{87} в почвах, типичных для Дарвинского заповедника, в литературе нет никаких данных. Поэтому представляет несомненный интерес определение концентрации этого изотопа в тех образцах почв, которые брали с наблюдательных площадок. Концентрацию Sr^{87} в почвенных образцах определяли спектрофотометрическим методом (Д. Н. Иванов, 1968). Полученные данные приводятся в табл. 7. При рассмотрении таблицы видно, что концентрация Sr^{87} по почвенному профилю варьирует в довольно широких пределах. Максимальное содержание Sr^{87} было отмечено в самом верхнем слое почвы, толщина

Данные валового анализа почв.

Почва	Раз- рез	Гори- зонт	Глуби- на, см	Потеря от про- калива- ния, %	SiO ₂ %	Полу- торные окислы %	CaO %	MgO %	K ₂ O %	Na ₂ O %	P ₂ O ₅ %	pH водный
Дерново-слабоподзо- листая, слабооглеен- ная, песчаная	1	A ₁	3—13	2,89	85,21	6,81	0,42	0,37	2,93	1,44	0,43	5,20
	1	A ₂	25—35	1,02	87,58	6,22	0,53	0,33	2,90	1,26	0,44	5,80
	1	B	55—65	0,84	84,65	8,03	0,62	0,49	2,41	1,54	0,38	5,75
Дерново-слабоподзо- листая, пылевато- песчаная, старо- пахотная	2	A ₁	3—13	2,61	83,74	7,47	0,42	0,33	3,01	1,70	0,54	5,05
	2	B ₁	20—30	1,35	86,77	6,83	0,54	0,35	3,00	1,89	0,43	5,50
	2	B ₂	45—55	0,82	86,25	7,25	0,54	0,44	3,37	1,83	0,56	5,88
	2	B ₃	65—70	1,36	83,45	9,31	0,61	0,71	3,00	1,67	0,36	5,80
Торфяно-слабоподзо- листая, среднеогле- енная	3	A ₁	5—10	2,98	83,33	7,22	1,16	0,37	2,43	1,73	0,75	4,80
	3	B ₁	20—25	1,24	84,40	7,67	1,20	0,49	3,20	1,76	0,74	5,00
	3	B ₂	40—50	0,67	85,88	7,36	1,05	0,29	3,27	1,63	0,88	5,80
	3	B ₃	80—90	0,75	83,41	8,49	1,00	0,58	3,75	1,96	0,79	5,90
Торфянистая, подзо- листая, слабоогле- енная	4	A ₁ , A ₂	6—16	1,91	85,74	6,08	1,15	0,09	3,02	1,35	0,43	5,30
	4	B ₁	25—35	1,17	83,50	8,26	1,30	0,92	3,19	1,76	0,56	5,30
	4	B ₂	95—105	0,97	85,37	7,59	0,99	0,32	3,25	1,74	0,44	5,95

Содержание в почве Sr⁸⁷, мг/кг

Глубина изятия проб, см	Воднорастворимый		Обменный		Необменного		Сумма	
	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
0—2	1,2	5,2	11,5	50	10,2	44,5	22,9	100
2—4	1,0	3,5	14,3	52	12,8	46,5	28,6	*
4—6	0	0	10,0	55	8,9	45	18,9	*
6—10	0	0	5,3	57	4	43	9,3	*

которого не превышала 4 см. Здесь концентрация была равна около 0,002% (от веса сухой почвы). По мере углубления концентрация Sr⁸⁷ постепенно уменьшалась и на глубине 10 см оказалась равной, примерно, 0,001%. Распределение Sr⁸⁷ по профилю почвы свидетельствует о том общеизвестном факте, что в результате ассимиляции этого элемента растениями происходит перемещение его из нижних слоев в верхние, где в результате действия ионообменного механизма и других процессов он накапливается в относительно больших количествах, чем в нижних горизонтах. Следует отметить, что стабильный изотоп стронция Sr⁸⁷ обладает весьма интересными биохимическими особенностями, которые были впервые обнаружены К. К. Гейдройцем, (К. К. Гейдройц, 1920).

Исследуя возможность замены в питательной среде биогенного элемента кальция стабильным изотопом Sr⁸⁷, он обнаружил, что во всех случаях, когда вместо кальция вносили стронций, урожай культур был почти одинаковый. Это обстоятельство неизменно повторялось во всех более поздних исследованиях. Таким образом, было установлено, что растения не делают существенных различий при усвоении Ca и Sr⁸⁷ из питательных растворов и что в метаболизме растений эти элементы выполняют весьма близкие функции.

В последние годы в результате целого ряда работ было показано, что механизм предпочтительного захвата какого-либо элемента по сравнению с другим зависит не только от свойств данных элементов и видовых особенностей растений, но и от свойств почвы, как питательной среды (Е. В. Юдинцева, И. В. Гулякин, 1968). Известно, что энергия сорбции атомов стронция и кальция не одинакова. Исследования, которые проводились в этом направлении (Ю. А. Поляков, 1959, 1960, 1966), показывали, что при обмене ионов кальция и стронция в почвах реакция предпочтитель-

нее идет в сторону образования системы Sr — почва и что соединения стронция с обменными группами поглощающего комплекса термодинамически более устойчивы, чем соединения кальция. Более прочную связь атомов Sr по сравнению с атомами Ca объясняли также, исходя из электростатических законов. Известно, что ионы стронция менее гидратированы, чем ионы кальция. Менее гидратированный ион стронция будет сильнее притягиваться коллоидальными частицами почвенных минералов, чем более гидратированный ион кальция, так как по закону Кулона сила притяжения двух равных зарядов обратно пропорциональна квадрату расстояния между ними (Khasawneh F. E. and oth., 1968). С другой стороны, было установлено, что интенсивность поступления атомов Sr и Ca в растения зависит не только от их концентрации, но и от термодинамических характеристик (Khasawneh F. E. and oth., 1968), определяющих энергию связи этих атомов с анионами кристаллических решеток, а также и от присутствия естественных и искусственных комплексообразователей.

Теоретическое и практическое значение термодинамических характеристик в рассматриваемых явлениях было подробнее описано нами в другом месте (Ю. А. Поляков, 1960). Поэтому здесь мы ограничиваемся рассмотрением лишь тех вопросов, которые касаются роли комплексообразователей.

ЗНАЧЕНИЕ КОМПЛЕКСООБРАЗОВАТЕЛЕЙ

О роли комплексообразователей в поведении биогенных элементов в почве существует обширная литература. В последнее время роль комплексообразователей усиленно изучается и в агрохимических целях, так как некоторые комплексообразующие агенты увеличивают подвижность питательных элементов, что в свою очередь повышает эффективность применяемых удобрений. Однако, несмотря на массу затраченного труда, вопрос о роли комплексообразователей в процессах миграции биогенных элементов в почве остается спорным и недостаточно выясненным.

Известно, что интенсивность поступления любых ионов в растения связана с концентрацией этих ионов, непосредственно примыкающих к корням, особенно, если эти концентрации очень низкие. С другой стороны, прикорневая концентрация зависит от той скорости, с которой движутся ионы из окружающей среды по направлению к корням. Таким образом, концентрация ионов на поверхности корней в конечном итоге зависит от баланса между интенсивностью их сорбции растениями (то есть вовлечением в биотический цикл) и скоростью перемещения из внешней среды в корнеобитаемую зону.

Имеются указания, что интенсивность поступления этих элементов в растения зависит от численного значения обменной способности корневых систем, которая в свою очередь может рассматриваться как функция видовых особенностей растений и уровня их жизнедеятельности. Так, обменная способность корней у восьмидневных растений гороха и ржи была равна соответственно 71 и 29,5 мг-экв/100 г сухого вещества. У трехдневного ячменя — 22,7 мг-экв/100 г (F. Khasawnen and oth., 1968).

Некоторые авторы рассматривают корни растений как коллоидные системы, которые находятся в постоянном контакте с коллоидными системами почв и глинистых минералов, а также с органическими соединениями почвы. Обе системы находятся в состоянии подвижного равновесия, которое может сдвигаться в ту или иную сторону в зависимости от изменения химического состава среды и условий роста и развития растений.

Отмечалось (E. H. Holstead and oth., 1968), что корни растений оказывают влияние на внешнюю среду. Распространяясь между почвенными частицами, они развивают повышенное давление на эти частицы, что приводит к уменьшению их объема и, следовательно, к увеличению концентрации ионов Sr^{2+} . Поэтому в процессах поглощения Sr растениями большое значение придается площади корней, хотя площадь корней мало коррелируется с поглощением этих ионов.

Возвращаясь к вопросу о роли комплексобразующих агентов в процессах миграции Sr^{90} в почвах, мы рассмотрим эту роль с количественной точки зрения, используя некоторые закономерности, установленные в последние годы в области ионообменной хроматографии.

Отметим прежде всего, что добавка комплексобразователя увеличивает концентрацию Sr^{90} в жидкой фазе и что общее количество свободных ионов в жидкой фазе будет равно сумме двух ингредиентов: $Sr^{2+} + Sr\gamma^{-}$, где γ^{-} — символ комплексобразователя.

Ранее было показано (Поляков Ю. А., 1966), что коэффициент распределения атомов стронция между твердой и жидкой фазами (K^1_d) в присутствии комплексобразователя может быть найден при помощи уравнения:

$$K^1_d = \frac{K_d}{K(\gamma^{1-})} \quad (1),$$

где: K_d — коэффициент распределения стронция в отсутствие комплексобразователя;
 K — константа обмена между свободными ионами Sr^{2+} и комплексобразователем;
 γ^{4-} — символ четырехвалентного комплексобразователя (этилендиаминтетрауксусная кислота).

При рассмотрении этого уравнения легко видеть, что величина K_d^1 находится в обратной зависимости от концентрации комплексообразователя и величины константы ассоциации K (константа равновесия реакции между свободными ионами Sr^{2+} и комплексообразователем).

Из литературы известно, что численные значения константы ассоциации для редкоземельных элементов варьируют (в зависимости от порядкового номера) от 10^{14} до 10^{19} . Для элементов второй группы эта величина колеблется в таких пределах, которые на 6—8 порядков меньше указанных значений.

По некоторым данным величина константы ассоциации K стронция и этилендиаминтетрауксусной кислоты равна $K = 6,3 \cdot 10^8$ литр/моль. С другой стороны, величина K_d для супесей колеблется в пределах 0,1—0,6 литр/гг. Если взять для расчета среднее арифметическое значение $K_d = 0,3$ литр/г, тогда для концентрации комплексообразователя равной, например, $\gamma^{4-} = 10^{-4}$ моль/л, мы получаем, согласно уравнению (1), следующую величину коэффициента распределения (K_d^1):

$$K_d^1 = \frac{0,3 \text{ л/г}}{6,3 \cdot 10^8 \text{ л моль} \cdot 10^{-4} \text{ моль/л}} = 4,7 \cdot 10^{-6} \text{ л/г}$$

При интерпретации уравнения (1) и при рассмотрении вышеуказанных расчетных данных легко видеть, что даже при относительно невысоких концентрациях комплексообразователя, произведение $K(\gamma^{4-})$ представляет собой довольно большую величину. Отсюда следует, что присутствие комплексообразователя уменьшает коэффициент распределения Sr^{90} между твердой и жидкой фазами. Это уменьшение будет тем больше, чем больше концентрация комплексообразователя и чем больше величина константы ассоциации.

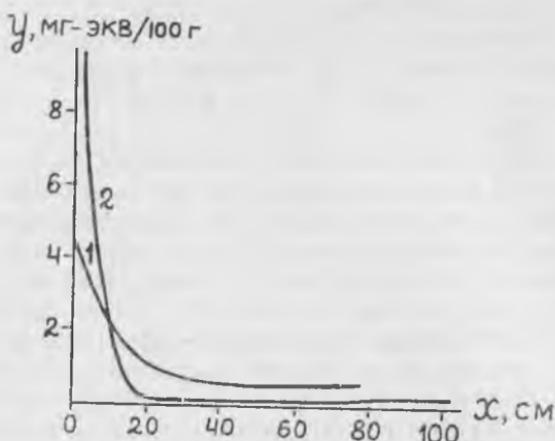
Приведенные данные показывают, что присутствие в почве естественных комплексообразователей в виде различных органических соединений, а также внесение искусственных комплексообразователей, например, этилендиаминтетрауксусной кислоты и других комплексообразующих агентов оказывает значительное влияние на поведение изотопов стронция в почве. И действительно, опыты на колонках показали, что на песчаных почвах (или на почвах, смешанных с песком) присутствие комплексообразователей оказывает существенное влияние на поведение Sr^{90} , вызывая, в частности, ускорение процессов выщелачивания Sr^{90} из почв. На почвах черноземного типа, содержащих большое количество органических веществ и обладающих тяжелым механическим составом, этот эффект был выражен значительно слабее.

ЗНАЧЕНИЕ КАТИОНООБМЕННОЙ СПОСОБНОСТИ ПОЧВ И НЕКОТОРЫХ АГРОТЕХНИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ В ПРОЦЕССЕ МИГРАЦИИ ИЗОТОПОВ Sr В ПОЧВАХ И ПОДСТИЛАЮЩИХ ПОРОДАХ

Значение катионообменной способности почв в поведении Sr^{90} и Sr^{87} в почве неоднократно подчеркивалось в литературе. Однако надежных данных, относящихся к этому вопросу, существует очень мало. Дело в том, что определение зависимости, существующей между катионообменной способностью почв и поведением Sr^{90} , Sr^{87} в почве, сопряжено со значительными трудностями, так как это поведение зависит не только от величины катионообменной способности и состава поглощенных оснований, но и от других факторов. Отмечалось (Alexander and oth., 1960), что при одной и той же плотности радиоактивных выпадений концентрация Sr^{90} в поверхностных горизонтах песчаных почв подзолистого типа была более низкой, чем у суглинистых подзолистых почв. Так как песчаные разновидности подзолистых почв обладают более низкой катионообменной способностью по сравнению с суглинистыми и глинистыми разновидностями, то отсюда делали вывод о том, что концентрация Sr^{90} в верхних горизонтах почв находится в обратной зависимости от их катионообменной способности. Аналогичные соображения высказывались и другими исследователями.

В свете высказанных соображений представлялось интересным выяснить распределение Sr^{90} по почвенному профилю в зависимости от количества поглощенного кальция и характера его распределения по генетическим горизонтам почв, учитывая, что именно этот элемент является одним из основных компонентов поглощающего комплекса. Для этой цели были выбраны две разновидности подзолистых почв: слабоподзолистая, пылевато-песчаная и торфяно-подзолистая. Рассматриваемые почвы отличаются друг от друга не только по абсолютному содержанию поглощенного кальция, но и характеру его распределения по профилю почвы, что легко видеть из графика кривых, показанных на рис. 2.

Отметим, что кривая 1 относится к слабоподзолистой пылевато-песчаной разновидности почв, а кривая 2 — торфяно-подзолистой разновидности. Рисунок показывает, что по количеству поглощенного кальция рассматриваемые почвы проявляют весьма существенные различия лишь в самых поверхностных горизонтах. Здесь содержание поглощенного кальция в почве 1 в два раза меньше, чем в почве 2. С возрастанием глубины это различие быстро сглаживается и, начиная, примерно, с 25 см (и глубже), содержа-



Р и с. 2. Изменение количества (γ) поглощенного кальция как функции глубины h (x) почвенного горизонта.

1 — почва слабоподзолистая пылеватопесчаная,
2 — почва торфяно-подзолистая.

ние поглощенного кальция в обеих почвах становится почти одинаковым.

Следует отметить, что примерно такие же кривые были получены в том случае, когда изучали изменение катионообменной способности почв с глубиной на других разновидностях подзолистых почв. Приведенные данные показывают, что в рассматриваемой географической зоне вопрос о дифференцированном подходе к оценке роли катионообменной способности почв в процессах распределения Sr^{90} по профилю почв может представлять интерес в том случае, когда сопоставляются поверхностные горизонты, мощность которых не превышает 20—25 см. Более глубокие горизонты характеризуются относительно небольшими абсолютными значениями этой величины, не превышающей десятых долей мг-экв/100 г. Сказанным в значительной мере определяется и то влияние, которое оказывает катионообменная способность почв на распределение Sr^{90} по профилю почв. Это влияние легко проследить, если обратиться к рис. 3, где приводятся кривые 1, 2, выражающие изменение концентрации Sr^{90} с глубиной на тех же самых почвах, которые рассмотрены выше. Кривые показывают, что концентрация Sr^{90} в поверхностном горизонте слабоподзолистой пылеватопесчаной почвы оказалась примерно в три раза меньше той концентрации, которая была отмечена у торфяно-подзолистой разновидности. Но пылеватопесчаная почва обладает значительно меньшей величиной катионообменной способности по сравнению с торфяно-подзолистой.

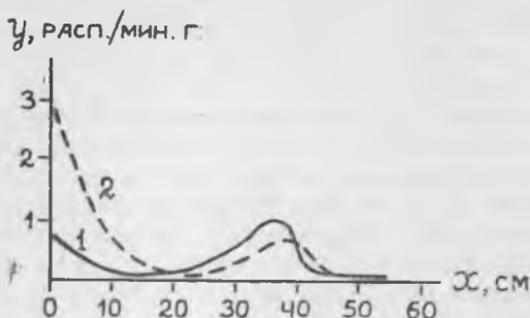


Рис. 3. Распределение Sr^{90} по профилю почв (1966 г.).

1 — почва слабоподзолистая пылевато-песчаная,
2 — почва торфянисто-подзолистая.

Таким образом, можно с достаточной степенью вероятности сделать заключение о том, что с уменьшением величин катионообменной способности почв подзолистого типа наблюдается уменьшение концентрации Sr^{90} в поверхностном горизонте, вследствие частичной его миграции в более глубокие слои почвы.

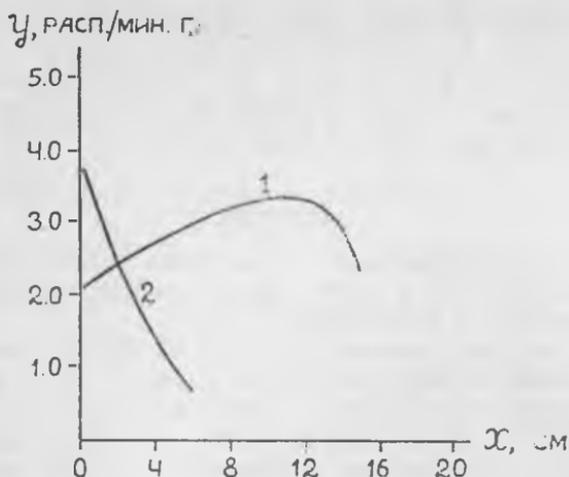
Такое заключение кажется тем более вероятным, что нет никаких оснований считать ответственными в создании этого эффекта какие-либо другие физические факторы, например, сложение, проницаемость почв и т. д. Скорее наоборот, эти факторы наиболее благоприятно складывались (в смысле задержания Sr^{90} на поверхности почв) как раз у пылевато-подзолистых почв, обладающих меньшей проницаемостью и более плотным сложением, чем торфяно-подзолистые почвы.

Поведение Sr^{90} в более глубоких горизонтах, как это показывают кривые рис. 3, носит более сложный характер. Помимо ионного механизма, здесь активную роль играют минералогический состав подстилающих пород, а также их проницаемость и те геохимические барьеры, которые существуют в этих почвах в виде иллювиальных горизонтов. Последнее обстоятельство имеет особенно важное значение. Дело в том, что иллювиальные горизонты в рассматриваемой группе почв располагаются, как это было показано выше, на глубине 30—50 см. Поскольку эти горизонты практически оказались непроницаемыми для ионов Sr^{90} , можно легко объяснить и факт отсутствия Sr^{90} в грунтовых водах. Можно полагать, что иллювиальные горизонты будут выполнять роль барьеров и в том случае, если на поверхности рассматриваемых почв возникнут очаги повышенных концентраций Sr^{90} . Именно в иллювиальных горизонтах будут главным образом осуществляться самопроиз-

вольно идущие процессы локализации Sr^{90} с последующим уменьшением его концентрации за счет естественного распада. Возвращаясь к рис. 3, можно сделать на основании характера кривых 1, 2 чисто практический вывод о поведении Sr^{90} в зависимости от катионообменной способности почв. Кажется вполне вероятным, что независимо от характера выпадения Sr^{90} , то есть будут ли выпадения локального или глобального характера, интенсивность захвата атомов Sr^{90} поверхностными горизонтами почв будет находиться в обратной зависимости от величины катионообменной способности. На песчаных почвах, обладающих незначительной величиной катионообменной способности и повышенной проницаемостью, процесс выноса Sr^{90} из верхних горизонтов в нижележащие всегда будет идти с большей интенсивностью, чем в других разновидностях почв.

В заключение приходится отметить, что катионообменная способность почв играет, конечно, большую роль в распределении Sr^{90} по профилю почв. Однако оценить эту роль однозначно невозможно, так как здесь приходится иметь дело с многофункциональными зависимостями, физическая природа которых до сих пор остается недостаточно изученной.

Роль агротехнических факторов. В процессах поведения Sr^{90} в почвах существенную роль играют агротехнические факторы. Для изучения этих факторов проводились опыты по следующей схеме. На среднеподзолистых супесчаных почвах были выделены два участка. На первом участке (площадью 1 га) находились сельскохозяйственные угодья (преимущественно культура овса). На втором (такой же площади) — луга, которые издавна не распахивались, луговые почвы. На обоих участках систематически брали пробы почв на различных глубинах. В почвенных пробах определяли: общую β — активность, калиевый фон и содержание Sr^{90} . На основании полученных данных построены кривые 1, 2 (рис. 4), характеризующие распределение Sr^{90} с глубиной соответственно на первом и втором участках. Отметим, что при построении кривых на оси ординат откладывали численные значения активности Sr^{90} (y , расп/мин.) на грамм абс. сухой почвы, по оси абсцисс — глубину (x , м). При рассмотрении рис. 4 можно видеть, что к осени 1961 г. на почвах, находящихся в культуре, произошло более однородное распределение Sr^{90} с глубиной, чем на луговых почвах. Однако нельзя сказать, что смещение Sr^{90} с материалом почвы под влиянием обработки было совершенно равномерно. Кривая 1 имеет явно выраженный максимум, который обнаруживается на глубине 11—12 см. Характерно, что уровни радиации поверхностных горизонтов этих почв, по Sr^{90} не одинаковы. Почвы луговые имеют



Р и с. 4. Распределение Sr^{90} по профилю почв (1961 г.):

1 — среднеподзолистая, супесчаная почва (пахотная),
2 — та же почва (многолетняя залежь).

примерно в два раза большую плотность накопления Sr^{90} , чем почвы старопашотные. Следует отметить, что точность определения концентрации Sr^{90} в почве составляет примерно 13—15%. Таким образом, отмеченная разница в уровнях радиации по Sr^{90} у рассматриваемых почв является вполне достоверной.

Рассмотренный выше случай распределения Sr^{90} с глубиной относится к среднеподзолистым, оторфованным почвам. Характерной чертой для этих почв является повышенное содержание органического вещества (содержание гумуса около 20%). Эти почвы имеют легкий механический состав и обладают относительно высокой величиной емкости поглощения (≈ 20 мг-экв/100 г.). Приведенные данные, а также данные других авторов (Чулков П. М. и др. 1967, 1960) показывают, что в начальный период ядерных испытаний (до осени 1961 г.) глубина распространения Sr^{90} по почвенному профилю как на целинных почвах, так и на почвах, находящихся в культуре, варьировала, грубо говоря, в пределах 5—15 см. Таким образом, в преобладающем числе случаев в столбе почвы высотой 5—15 см в тот момент находилось практически все количество выпавшего Sr^{90} . Важно подчеркнуть, что ни в одном из наблюдаемых нами случаев не было обнаружено в то время таких фактов, которые свидетельствовали бы о локальном накоплении радионуклидов в нижележащих горизонтах.

Приведенные данные показывают, что агротехнические факторы оказывают большое влияние на поведение Sr^{90} в

почвах. Особое значение имеет обработка почв, в результате которой выпадающий на поверхность земли Sr^{90} (и другие нуклиды) распределяются по всему корнеобитаемому слою, что в свою очередь способствует более интенсивному переходу этого нуклида из почв в растения.

Выводы

Изучены закономерности поведения изотопов стронция, а также ионов Ca^{2+} , Mg^{2+} на основных разновидностях почв Дарвинского заповедника.

Показано, что поведение Sr^{87} , Sr^{90} , Ca в почвах зависит не только от их физико-химических свойств (ионного радиуса, степени гидратации, величины заряда), но и других факторов. Так, в области низких значений pH подвижность Sr^{90} увеличивается, в области высоких значений — уменьшается.

Поведение Sr^{90} зависит также от форм его соединений в почве, которые в свою очередь функционально связаны с той формой соединений, в виде которых он выпадает на поверхность земли. Показано, что в зоне деятельности заповедника в период 1966—1967 гг. воднорастворимые фракции Sr^{90} варьировали в пределах 0,5—3,5% (от общего количества Sr^{90}), обменные — от 63 до 85%, необменные — от 8 до 23%.

Отмечено, что на почвах Дарвинского заповедника, обладающих легким механическим составом и кислой реакцией, при том количестве атмосферных осадков, которое здесь выпадает, некоторая доля Sr^{90} , находившегося в первый период ядерных испытаний на поверхности почвы, достигла иллювиального горизонта. При этом в большинстве случаев распределение Sr^{90} с глубиной отвечает гиперболической функции.

Выяснена роль комплексобразующих веществ природного и искусственного происхождения. Оказалось, что Sr^{90} образует более прочные комплексы, чем кальций. Этим объясняется, в частности, различие в энергии сорбции Sr^{90} и Ca органическими соединениями почвы и глинистыми минералами.

На основании численных значений коэффициентов распределения Sr^{90} между жидкой и твердой фазами почвы, найденных в обычных условиях и в присутствии комплексобразователя (ЭДТА) доказано, что хотя комплексобразующие агенты и могут быть использованы для эффективного выщелачивания микроколичества Sr^{90} из поверхностных горизонтов изученных почв, тем не менее удалить полностью из почвы сорбированный Sr^{90} при помощи комплексобразователей невозможно.

Таким образом, поведение изотопов стронция и его аналогов зависит от поглотительной способности почв, физико-химических свойств почв, а также от энергетических факторов и наличия природных комплексообразователей.

Зная эту зависимость, можно прогнозировать характер миграции изотопов стронция в почвах, а также интенсивность их поступления из почв в растения.

ЛИТЕРАТУРА

- Алексахин Р. М. Сб. «Современные проблемы радиобиологии», т. II, М., Атомиздат, 1971.
- Гедройц К. К. Почвенные обменные катионы и растения. — Ж. «Удобрение и урожай», 1930, № 6.
- Иванов Д. Н. Эмиссионный спектральный анализ почв. — В кн.: «Физико-химические методы анализа почв». М., Изд. «Наука», 1968.
- Клечковский В. М. и Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств Sr, Cs, Ru и Ce — Ж. «Почвоведение», 1958, № 3.
- Клечковский В. М. Миграция радионуклидов в биосфере. — Вестник АН СССР 1966, № 5.
- Поляков Ю. А. О поглощении ионов стронция и кальция почвами. — Коллоидный журнал, том 21, 1959, вып. 2.
- Поляков Ю. А. Определение термодинамических характеристик обменной адсорбции ионов кальция и стронция в почвах. — В кн.: «Доклады советских ученых к 7-му Международному конгрессу в США». М., Изд. АН СССР, 1960.
- Поляков Ю. А. Ионный обмен и процессы выщелачивания микроколичеств стронция и цезия из почв. — Ж. «Радиобиология», 1966, № 9.
- Поляков Ю. А. Радиоактивные выпадения и почвы. — В кн.: «Радиоактивность почв и методы ее измерения». М., Изд. АН СССР, 1966.
- Поляков Ю. А. Значение водного фактора и явления ионного обмена в процессах выщелачивания микроколичеств Sr^{90} из почв. — В кн.: «Радиоактивность почв и методы ее определения». М., Изд. «Наука», 1966.
- Прохоров В. М. Сб. «Современные проблемы радиологии», т. II, М., Атомиздат, 1971.
- Тимофеева-Ресовская Е. А., Тимофеев-Ресовский Н. В. — Доклады АН СССР, 1962, 130 № 1.
- Тимофеев-Ресовский Н. В. и др. Радиоактивность почв и методы ее определения. М., Изд. «Наука», 1966.
- Тюрюканова Э. Б., Павлоцкая Ф. И., Тюрюканова А. Н., Зацепина Л. Н., Бабицева Е. В., Родионова Л. М. О миграции и распределении стронция-90 и цезия-137 в почвах Московской области. — Ж. «Почвоведение», 1964, № 10.
- Чулков П. М. и др. Содержание стронция-90 в почве и растительном покрове в окрестностях Москвы. — Ж. «Почвоведение», 1957, № 4.
- Чулков П. М. Содержание Sr^{90} в почве и растительном покрове Московской области. М., Изд. АН СССР, 1960.
- Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М. Атомиздат, 1968.
- Alexander L. T., Hardy E. P., Hoelister H. L. Radioisotopes in soils, particularly with reference to strontium-90 — Symp. radioisotopes in the Biosphere. Univ. Minnesota Minneapolis, Minn., 1969, p. 3.
- Amplett C. B. Soil chemistry and the uptake of fission products. — Research, 8, 1955, № 9.
- Halstead E. H. a. o. Supply of Ca, Sr, Mn and Eu to plant roots growing in soil. — Soil Sci. Soc. Amer. Proc., v. 32, 1968, № 1.
- Khasawneh F. E. a. o. Soil properties influencing differential Ca to Sr adsorption. — Soil Sci. Soc. Amer., Proc., v. 32, 1968, № 2.

Л. Н. КАЛИШИНА

ВЛИЯНИЕ НИЗИННОГО ТОРФА НА ПОСТУПЛЕНИЕ СТАБИЛЬНОГО СТРОНЦИЯ В УРОЖАИ ОВСА

Одной из наиболее актуальных задач в общей проблеме загрязнения биосферы радиоактивными продуктами деления является разработка практических мероприятий, снижающих поступление радиоизотопов в растения и накопление их в урожае.

Одним из таких приемов является внесение в почву органического вещества, которое, повышая прочность сорбции продуктов деления в почве, снижает поступление радионуклидов в растения и уменьшает их накопление в урожае [1—5, 9, 11—15].

В наших исследованиях в качестве органического вещества использовался торф.

В литературе имеется ограниченное количество данных о влиянии торфа на поступление радионуклидов [7, 8, 10] в растения. Эти данные относятся в основном к низинным торфам со слабокислой реакцией ($pH_{HCl} = 5,6—6,6$), которые имеют наибольшее распространение в центральных областях СССР.

Низинные торфяные болота северных областей по составу растительных ассоциаций скорее напоминают переходные, чем низинные болота, имеют более кислый pH и более низкую зольность, чем аналогичные почвы центральных районов.

В наших исследованиях использовали низинный торф, взятый на территории Дарвинского заповедника, с pH солевой вытяжки 4,7, зольностью 6,2%, степенью разложения 30%, влажностью в момент набивки сосудов 62%. Предварительно торф проветривался в течение 6 месяцев.

В опытах использовали дерново-подзолистую пылевато-песчаную почву из Дарвинского заповедника со следующими агрохимическими показателями: гумус — 1,74%, $pH_{сол} = 4,1$, гидролитическая кислотность — 4,3 мг-экв/100 г почвы, обменный Ca^{++} — 3 мг-экв/100 г почвы, обменный Mg^{++} — 0,4 мг-экв/100 г почвы, емкость поглощения — 7,8 мг-экв/100 г почвы, доступный для растений фосфор — 6,3 мг P_2O_5 —

на 100 г почвы, доступный для растений калий—5,4 мг K_2O на 100 г почвы.

Исследования проводились в условиях вегетационного опыта со стабильным изотопом стронция. При набивке сосудов вносили минеральные удобрения из расчета 0,15 г N, 0,15 г P_2O_5 , 0,15 г K_2O на 1 кг почвы в виде растворов солей азотнокислого аммония, однозамещенного фосфорнокислого калия и сернокислого калия. В качестве фона добавляли азотнокислый стронций в количестве 150 мг на 1 кг почвы. Торф вносили в количестве 30, 60 и 90 г на 1 кг почвы. Дополнительно были поставлены опыты, в которых на фоне возрастающих добавок торфа вносили углекислый кальций, хлористый кальций и углекислый магний: $CaCO_3$ вносили по I норме гидролитической кислотности почвы, а $CaCl_2$ и $MgCO_3$ в количестве, эквивалентном $CaCO_3$ в расчете на Ca. Во всех вариантах опыта исследуемым растением был овес. Вегетационный период длился 90 дней. Растения убирали в стадии восковой спелости. Урожайные данные, приведенные в табл. 1, показывают, что возрастающие дозы торфа положительно влияют на рост и урожай растений, увеличивая вес зерна на 12—20%, а соломы — на 12—25%.

Еще более значительное увеличение урожая наблюдается при совместном внесении торфа и углекислого кальция: вес зерна увеличивается на 18—28%, а соломы — на 16—29%.

Таблица 1

Влияние низинного торфа на урожай овса

Схема опыта	1 год опыта			
	зерно, г	%	солома, г	%
П (контроль)	11,6	100,0	12,4	100,0
П + 30 г торфа/кг почвы	13,1	112,4	14,0	112,5
П + 60 г торфа/кг почвы	13,8	118,6	14,6	117,7
П + 90 г торфа/кг почвы	14,0	120,2	15,6	125,8
П + $CaCO_3$	12,0	111,8	13,6	109,2
П + $CaCO_3$ + 30 г торфа	13,8	118,5	14,5	116,5
П + $CaCO_3$ + 60 г торфа	14,3	123,0	15,4	124,1
П + $CaCO_3$ + 90 г торфа	14,7	126,7	16,0	129,0
П + $CaCl_2$	11,5	98,5	10,5	84,0
П + $CaCl_2$ + 30 г торфа	12,3	105,5	11,7	93,7
П + $CaCl_2$ + 60 г торфа	13,1	112,4	12,4	100,0
П + $CaCl_2$ + 90 г торфа	13,9	119,8	13,0	104,8
П + $MgCO_3$	5,9	50,8	12,9	104,0
П + $MgCO_3$ + 30 г торфа	6,6	56,9	14,2	113,8
П + $MgCO_3$ + 60 г торфа	7,0	60,3	15,4	123,5
П + $MgCO_3$ + 90 г торфа	7,6	65,5	16,7	134,7

Внесение хлористого кальция вместе с торфом увеличивает урожай зерна на 5—19%. Вес соломы остается близким к контрольным вариантам. При совместном внесении торфа и $MgCO_3$ резко снижается урожай зерна (на 44—35%).

Данные, характеризующие поступления стронция в растение овса (табл. 2), показывают, что возрастающие дозы торфа (30, 60 и 90 г/кг почвы) уменьшают накопление стронция в зерне на 22—41%, а в соломе — на 18—37%. Эффект этого приема увеличивается при совместном внесении торфа и углекислого кальция. Концентрация стронция в этом случае уменьшается в зерне на 57—70%, а в соломе — на 33—51%. Влияние торфа на фоне хлористого кальция снижается. Здесь накопление стронция в зерне уменьшается на 16—26%, а в соломе увеличивается по сравнению с контролем.

Таблица 2

Содержание стабильного стронция в урожае овса,
мг/кг воздушно-сухой массы

Схема опыта	1 год опыта			
	Зерно		Солома	
	мг/кг	%	мг/кг	%
П (контроль)	114,9	100,0	814,8	100,0
П + 30 г торфа/кг почвы	90,0	78,3	670,0	82,2
П + 60 г торфа/кг почвы	78,3	68,3	592,0	72,6
П + 90 г торфа/кг почвы	68,1	59,4	516,4	63,3
П + $CaCO_3$	63,6	55,2	550,0	67,5
П + $CaCO_3$ + 30 г торфа	49,5	43,0	450,6	55,3
П + $CaCO_3$ + 60 г торфа	41,8	36,3	393,5	48,3
П + $CaCO_3$ + 90 г торфа	35,2	30,6	332,4	40,8
П + $CaCl_2$	111,2	96,9	2098,4	245,2
П + $CaCl_2$ + 30 г торфа	97,5	84,7	1472,0	180,8
П + $CaCl_2$ + 60 г торфа	92,9	80,4	1212,8	148,8
П + $CaCl_2$ + 90 г торфа	85,7	74,8	984,0	121,0
П + $MgCO_3$	81,9	71,2	623,3	76,5
П + $MgCO_3$ + 30 г торфа	68,6	59,6	550,9	67,6
П + $MgCO_3$ + 60 г торфа	57,4	50,0	478,0	58,6
П + $MgCO_3$ + 90 г торфа	49,5	43,0	400,1	49,1

Во второй год постановки опытов торф и добавки химических соединений продолжали оказывать влияние на урожай растений и на поступление в них стронция (табл. 3 и 4). Урожайные данные второго года незначительно отличаются от данных первого года.

Тенденция в накоплении стронция в урожае овса во второй год постановки опытов сохраняется. Однако необходимо

Влияние низинного торфа на урожай овса

Схема опыта	2 год опыта			
	зерно, г	%	солома, г	%
П (контроль)	10,9	100,0	12,0	100,0
П + 30 г торфа/кг почвы	11,8	108,2	13,2	110,0
П + 60 г торфа/кг почвы	12,4	113,7	14,0	116,0
П + 90 г торфа/кг почвы	12,8	117,4	14,7	122,5
П + CaCO ₃	11,8	108,2	13,2	110,0
П + CaCO ₃ + 30 г торфа	12,8	117,7	14,0	116,6
П + CaCO ₃ + 60 г торфа	13,2	121,1	14,8	123,3
П + CaCO ₃ + 90 г торфа	13,7	125,6	15,2	126,6
П + CaCl ₂	10,4	95,4	9,9	82,5
П + CaCl ₂ + 30 г торфа	11,2	102,7	11,0	91,6
П + CaCl ₂ + 60 г торфа	11,8	108,2	11,8	98,3
П + CaCl ₂ + 90 г торфа	12,4	113,7	12,4	103,3
П + MgCO ₃	5,4	49,5	12,2	101,6
П + MgCO ₃ + 30 г торфа	6,0	55,0	13,6	109,7
П + MgCO ₃ + 60 г торфа	6,6	60,5	14,1	117,5
П + MgCO ₃ + 90 г торфа	7,1	65,1	14,8	123,3

Таблица 4

Содержание стабильного стронция в урожае овса,
мг/кг воздушно-сухой массы

Схема опыта	2 год опыта			
	Зерно		Солома	
	мг/кг	%	мг/кг	%
П (контроль)	81,5	100,0	700,0	100,0
П + 30 г торфа/кг почвы	70,5	86,5	633,5	90,5
П + 60 г торфа/кг почвы	59,7	73,3	578,2	82,6
П + 90 г торфа/кг почвы	51,4	63,1	516,6	73,8
П + CaCO ₃	57,1	70,1	560,0	80,0
П + CaCO ₃ + 30 г торфа	50,8	62,4	518,7	74,1
П + CaCO ₃ + 60 г торфа	46,0	56,5	469,7	67,1
П + CaCO ₃ + 90 г торфа	39,8	48,8	426,3	60,9
П + CaCl ₂	82,9	101,5	1830,3	261,4
П + CaCl ₂ + 30 г торфа	72,0	88,3	1551,1	221,6
П + CaCl ₂ + 60 г торфа	67,5	82,8	1263,4	180,5
П + CaCl ₂ + 90 г торфа	63,9	78,4	952,8	136,1
П + MgCO ₃	61,0	74,9	616,0	88,0
П + MgCO ₃ + 30 г торфа	52,3	64,2	546,7	78,1
П + MgCO ₃ + 60 г торфа	46,9	57,6	494,2	70,6
П + MgCO ₃ + 90 г торфа	40,1	49,4	449,4	64,2

отметить, что концентрация стронция во второй год во всех вариантах ниже, чем в первый. По-видимому, это уменьшение можно объяснить тем, что с течением времени стронций прочнее закрепляется в почве и становится менее доступным для растений. Сравнение результатов первого и второго года исследований показывает, что влияние торфа и рассмотренных химических соединений на урожай растений и на поступление стронция в растения овса было более эффективным в первый год, чем во второй.

Таким образом, двухлетние исследования свидетельствуют о том, что кислый низинный торф при совместном внесении с CaCO_3 или MgCO_3 может рассматриваться, как достаточно эффективное средство для уменьшения поступления стронция в растения.

Наибольший эффект снижения содержания стронция в растениях при внесении торфа вместе с CaCO_3 или MgCO_3 можно объяснить тем, что щелочные формы Ca и Mg нейтрализуют почвенную кислотность, тем самым уменьшая подвижность стронция и доступность его растениям.

Кальций, внесенный в подвижной форме (CaCl_2), не способствует снижению поступления стронция в зерно и увеличивает концентрацию его в соломе.

Чтобы нейтрализовать кислотность вносимого торфа и повысить pH среды до оптимальной величины — при pH около 7 подвижность стронция наименьшая (6) — были поставлены опыты, в которых на фоне возрастающих добавок торфа вносили углекислый кальций в количестве равном 1 норме гидролитической кислотности почвы и 1 норме гидролитической кислотности торфа. При этом pH сол. среды была равна 6,8. При этих условиях опыта концентрация стронция в зерне уменьшилась на 68—80%, а в соломе — на 53—66% (табл. 5).

Таблица 5

Содержание стронция стабильного в урожае овса при внесении в почву торфа и CaCO_3 *

Схема опыта	Зерно		Солома	
	мг/кг возд. сухой массы	%	мг/кг возд. сухой массы	%
Контроль (без CaCO_3)	114,9	100,0	814,8	100,0
П + CaCO_3 + 30 г торфа	37,4	32,5	384,59	47,2
П + CaCO_3 + 60 г торфа	30,3	26,4	332,4	40,8
П + CaCO_3 + 90 г торфа	23,8	20,8	277,0	34,0

*) CaCO_3 внесено в количестве эквивалентном одной норме гидролитической кислотности почвы и одной норме гидролитической кислотности вносимого торфа.

Таким образом, совместное внесение торфа и CaCO_3 по 1 норме гидролитической кислотности почвы и торфа снижает концентрацию стронция в репродуктивных и вегетативных органах овса в большей степени (на 8—10%), чем те же добавки торфа в сочетании с известью по 1 норме гидролитической кислотности почвы.

Выводы

1. Возрастающие добавки торфа существенно снижают накопление стабильного стронция в урожае овса на дерново-подзолистой пылевато-песчаной почве (в зерне на 22—41%, а в соломе — на 18—37%).

2. Эффект снижения накопления стронция стабильного в урожае овса возрастает при совместном внесении торфа и CaCO_3 в количестве, равном 1 норме гидролитической кислотности почвы. При этом концентрация стронция в зерне снижается на 57—70%, а в соломе — на 45—60%.

3. Внесение торфа совместно с CaCO_3 в дозе по 1 норме гидролитической кислотности почвы и торфа еще в большей степени снижает накопление стронция в растениях овса: в зерне в 3—5 раз, а в соломе — в 2—3 раза.

4. Добавление торфа и MgCO_3 значительно снижает концентрацию стронция как в зерне, так и в соломе (соответственно на 41—57% и на 33—51%). При этом резко снижается урожай зерна — почти на 50%.

5. Внесение кальция в подвижной форме (CaCl_2) не снижает концентрацию стронция в зерне и существенно увеличивает в соломе. Добавки торфа на фоне CaCl_2 снижают поступление стронция в зерне на 16—26% по сравнению с контролем. Концентрация стронция в соломе остается значительно выше контрольных вариантов.

6. В первый год постановки опытов влияние торфа и рассмотренных химических соединений (CaCO_3 , MgCO_3 , CaCl_2) на поступление стронция в растения овса было более эффективным, чем во второй.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гулякин И. В., Коровкина А. В. Влияние механического состава почвы и органического вещества на поступление продуктов деления в растения. Сб-к «О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступления в растения и накоплении в урожае». Изд-во АН СССР, 1956.

2. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление в растения продуктов деления и накопление их в урожае при внесении в почву извести, перегной и калийных удобрений. Изд-во ТСХА, № 2, 1957.

3. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почвах и растениях. Атомиздат, М., 1962.

4. Ключковский В. М., Целищева Г. М. Поведение радиоактивных продуктов в почвах. Сб-к: «О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступления в растения и накоплении в урожае». Изд-во АН СССР, 1956.

5. Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и расгениях стронция, цезия, рутения и циркония. «Почвоведение», № 3, 1958.
6. Кокотов Ю. А. и др. «Радиохимия» № 2, 1961.
7. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Гольцев В. Ф. Влияние внесения соединений кальция, торфа и глубины размещения Sr^{90} в почве на его накопление в урожае сельскохозяйственных растений. «Агрохимия», № 10, 1971.
8. Скадченко Н. М. Поступление в растения Sr^{90} при внесении в почву низинного торфа. «Агрохимия», № 8, 1964.
9. Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. Атомиздат, М., 1968.
10. Юдинцева Е. В., Демин В. А. Влияние свойств почвы и торфа на накопление Sr^{90} в урожае картофеля и капусты. Докл. ТСХА, вып. 133, 1968.
11. Юдинцева Е. В., Фоломкина З. М. Влияние навоза и минеральных удобрений на поступление Sr^{90} в пшеницу. Докл. ТСХА, вып. 133, 1968.
12. Mistry K. V., Bhujbal V. M. Effect of calcium und organic matter additions on the uptake of radiostrontium and radium by plants from Indian Soils. Symposium on the use of isotopes and radiation in research on soil-plant. Vienna, 1971 g.
13. Nishita H., Kowalewsky B. W., Larson K. H. Influence of soil organic matter on mineral uptake bu barley seedlings. Soil Sci., v. 82, № 5, 1956.
13. Nishita H., Kowalewsky B. W., Larson K. H. Influence of soil organic matter on mineral uptake bu tomato plants. Soil Sci., v. 82, № 5, 1956.
15. Romney E. M., Nishita H., Wallace A. Transfer of radioactive fallout debris from soil to humaus investigated. Calif. Agric., v. 14, № 3, 1960.

Р. А. ШИРШОВА

ПОЧВЕННЫЕ УСЛОВИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В РАСТЕНИЯ И ВЛИЯНИЕ СОЕДИНЕНИЙ КАЛИЯ И КАЛЬЦИЯ НА НАКОПЛЕНИЕ ЕГО В УРОЖАЕ

В настоящее время опубликовано значительное количество работ, посвященных изучению поступления Cs^{137} в растения и накопления его в урожае [1—6]. В связи с тем, что развитие новой отрасли науки изотопной агрохимии определяется сравнительно небольшим промежутком времени, то каждая работа в указанном направлении расширяет наши представления о характере радиационной опасности и создает предпосылки к планомерному изучению средств защиты от нежелательного накопления радиоактивных веществ в растительном и животном организмах.

В данном сообщении излагаются результаты исследований по изучению поступления Cs^{137} в сельскохозяйственные растения в зависимости от типа почв и свойств почв в пределах одного и того же почвенного типа. Изучалось также влияние соединений калия и кальция на накопление радиоцезия в урожае растений.

Исследования проводились в условиях вегетационного домика. В опыт были включены две дерново-подзолистые почвы, мощный средневещелоченный чернозем и слабоподзоленный краснозем. Используемые в опыте почвы резко различались по агрохимическим свойствам и механическому составу. Максимальная величина обменного калия превышала минимальную в 36 раз (табл. 1).

Выращивание растений гречихи проводилось в стеклянных сосудах емкостью 3 л. Cs^{137} вносился из расчета 200 мккюри на сосуд в виде раствора хлористого цезия при набивке сосудов и тщательно перемешивался со всем объемом почвы. Повторность опыта трехкратная. Растения убирали в фазе полной спелости семян.

Содержание цезия-137 в растениях, выращенных на разных типах почв, было неодинаковым при одном и том же уровне их загрязнения и было обратно пропорционально количеству обменного калия в почвах.

Растения гречихи, выращенные на почве, содержащей высокое количество обменного калия (чернозем), поглощали

Агрохимическая характеристика почв

Почва	рН, КСl	Гу- мус, %	Гидро- литиче- ская кислот- ность	Ем- кость погло- щения	Поглощенные основания		
					Ca	K	Mg
<i>мг/экв на 10¹⁰ г почвы</i>							

Мощный средневыщелоченный, тяжелоуглинистый чернозем	5,90	7,86	2,70	51,90	38,5	1,08	7,9
Дерново-подзолистая тяжелоуглинистая	5,08	3,01	3,59	13,90	8,4	0,16	1,3
Дерново-подзолистая супесчаная	4,31	0,95	3,85	6,30	1,6	0,03	0,6
Слабоподзоленный краснозем	4,18	6,60	13,80	9,20	1,0	0,66	0,2

очень незначительное количество Cs^{137} , в то время как в растениях, выращенных на почве, малообеспеченной обменным калием (дерново-подзолистая супесчаная почва), была обнаружена высокая радиоактивность (табл. 2). В урожае гречихи, выращенной на супеси, содержалось почти в 5 раз больше Cs^{137} , чем на суглинке и красноземе, и в 30 раз больше, чем на черноземе.

Следует отметить, что зависимость поступления цезия-137 в растения от содержания обменного калия в почве получается в основном такая же и при выращивании растений на почвах одного и того же типа. Вегетационный опыт, проведенный нами на четырех образцах почв дерново-подзолистой зоны Московской области, различающихся механическим составом, агрохимическими свойствами и разной степенью окультуренности (табл. 3), показал, что накопление цезия-137 в растениях овса, выращенных на одном и том же типе почв, изменяется в 5 и более раз (табл. 4).

Более интенсивно радиоцезий поступал из супесчаной дерново-подзолистой почвы с удобренного участка, характеризующейся низким содержанием обменного калия (3 мг/100 г почвы). Меньше содержалось радиоцезия в растениях, выращенных на почвах с более высоким содержанием обменного калия, на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве с удобренного участка (10,9 мг $K_2O/100$ г почвы).

Содержание цезия-137 в урожае гречихи (в икюри)

Варианты опыта	На 1 г сухого вещества					На одно растение	
	зерно	мякина	листья	стебли	корни	зерно	солома
<i>Мощный средневещелочный чернозем</i>							
Контроль	0,90	4,8	2,9	1,1	7,4	2,74	4,4
$K_2HPO_4 + KN_2PO_4$	0,01	0,3	0,3	0,1	3,6	0,03	0,2
K_2SO_4	0,01	0,8	0,2	0,1	4,8	0,03	0,2
<i>Слабоподзоленный краснозем</i>							
Контроль	4,99	17,5	12,7	7,1	18,6	4,15	10,0
$K_2HPO_4 + KN_2PO_4$	2,28	9,1	8,6	6,4	16,1	2,43	12,5
K_2SO_4	2,78	13,2	11,2	4,9	13,9	3,97	13,8
$CaCO_3$	2,31	10,2	10,3	3,6	14,0	5,46	11,2
<i>Дерново-подзолистая тяжелосуглинистая почва</i>							
Контроль	5,31	27,3	11,2	6,5	28,6	12,63	18,1
$K_2HPO_4 + KN_2PO_4$	0,02	0,6	0,3	0,1	10,9	0,05	0,3
K_2SO_4	0,02	0,8	0,2	0,5	13,1	0,02	0,5
$CaCO_3$	5,21	25,0	12,9	6,0	26,7	12,50	19,8
<i>Дерново-подзолистая супесчаная почва</i>							
Контроль	26,21	85,1	74,8	23,5	54,0	37,74	60,0
$K_2HPO_4 + KN_2PO_4$	2,54	15,2	7,7	4,3	32,4	2,64	15,1
K_2SO_4	4,45	17,7	7,2	4,9	22,1	6,27	16,4
$CaCO_3$	31,35	129,5	98,6	31,0	61,4	49,98	87,4

Однако, несмотря на довольно тесную зависимость между накоплением цезия-137 в растениях и количеством обменного калия в почвах, в ряде случаев наблюдается отклонение от этой зависимости. Так, в условиях нашего опыта отмечалось, что содержание обменного калия в образцах почв с Долгопрудной опытной станции было одинаково, а накопление радиоцезия в урожае овса на среднесуглинистой дерново-подзолистой почве с неудобренного участка в 2—2,5 раза было выше, чем на той же почве с удобренного участка. Это говорит о том, что хотя накопление цезия-137 в растениях на дерново-подзолистых почвах и связано с содержанием в них обменного калия, данный фактор не всегда дает возможность определить размеры накопления этого нуклида в урожае. Наряду с изучением закономерностей

Агрохимические свойства почв

Почва	Гу-мус (по Тюрину), %	P ₂ O ₅	K ₂ O	рН	Ем-кость по-гло-ще-ния	Гидро-литическая кислот-ность	Об-мен-ный каль-ций	Сте-пень насы-щенности осно-ваниями, %
		(по Кир-санову)	(по Мас-ло-вой)					
Супесчаная дерново-подзолистая, Люберецкой оп. станции								
неудобренная	1,48	6,6	3,0	4,51	3,78	2,90	0,75	25,4
удобренная	4,62	66,0	7,6	6,60	10,70	1,09	9,12	89,8
Среднесуглинистая дерново-подзолистая. Долгопрудной агрохимической оп. станции								
неудобренная	2,06	3,3	10,9	4,10	10,02	5,24	4,45	47,7
удобренная	3,34	8,0	10,9	4,65	12,09	5,15	6,60	57,4

Таблица 4

Содержание цезия-137 в урожае овса (нкюри/г сухого вещества)

Почва	Варианты опыта	Колосья	Листья и стебли	Колосья	Листья и стебли
		<i>Неудобренное поле</i>		<i>Удобренное поле</i>	
Дерново-подзолистая супесчаная	Контроль	116	71	19	13
	0,5 г К ₂ O	19	26	4	4
	2,0 г К ₂ O	13	20	1	1
	CaCO ₃	146	79	16	11
	CaSO ₄	99	82	18	12
		<i>Неудобренное поле</i>		<i>Удобренное поле</i>	
Дерново-подзолистая среднесуглинистая	Контроль	75	25	30	11
	0,5 г К ₂ O	12	11	7	5
	2,0 г К ₂ O	0	1	0	0
	CaCO ₃	33	16	12	5
	CaSO ₄	84	34	32	14

ти поглощения радиоцезия растениями от количества обменного калия в почвах необходимо изучать поступление цезия-137 в растения в зависимости от других агрохимических показателей.

Итак, нашими исследованиями и (других авторов установлена определенная зависимость поведения цезия-137 в звене почва — растение от содержания калия в почве. Нами были проведены также опыты по изучению влияния соединений калия и кальция на накопление цезия-137 в урожае растений для выяснения практической возможности снижения его поступления в растения.

В опыте, проведенном на вышеуказанных типах почв, при внесении калия из расчета 4 г действующего начала на сосуд емкостью 3 кг почвы (в виде K_2SO_4 и K_2HPO_4 в смеси с KH_2PO_4) уменьшилось в 2—60 раз в зависимости от типа почвы (табл. 2).

Известкование почв (2/3 дозы гидролитической кислотности) практически не изменяло поглощения цезия-137 растениями.

Аналогичная закономерность поступления цезия-137 в растения при внесении в почву соединений калия и кальция отмечалась и в другом вегетационном опыте с овсом, выращенным на 4 различных образцах дерново-подзолистой почвы Московской области. Внесение сернокислого калия (2 г K_2O на сосуд емкостью 3 кг) на суглинистой дерново-подзолистой почве позволило получить практически урожай без радиоактивности, а на супесчаной почве уменьшить содержание радиоцезия более чем в 10 раз (табл. 4). Внесение солей кальция в почву как в виде углекислого, так и сернокислого соединений мало изменяло поступление радиоцезия в растения, а в некоторых случаях даже его увеличивало.

Изучение взаимодействия катионов радиоцезия и калия нами проводилось и в другом вегетационном опыте, проведенном с использованием методики изолированных культур.

Использование этой методики позволило расчленить антагонистическое действие изучаемых катионов, проявляющихся в наружной среде — в зоне корня — почва, от влияния катионов, находящихся в самом растении. В одном варианте опыта катионы Cs^{137} и K находились вместе в почве, а в другом варианте один катион отделялся от другого катиона в соседний сосуд. В первом случае имеются условия для проявления определенного взаимодействия катионов в почве, которое может сказаться на поступлении их в растение. Во втором же случае взаимодействие возможно только в растении.

Предварительно выращенные растения гороха и овса (в течение 10—12 дней), с хорошо развитой корневой системой, размещались на стыке двух прямоугольных металличе-

ских сосудов (3,5 кг) так, что половина корней находилась в сосуде правом, а вторая половина в левом сосуде. Калий вносился в дозе 0,5 и 2,0 г K_2O на сосуд в виде сернокислого калия. Растения гороха были убраны в фазе зеленых створок, овес в фазе молочной спелости семян.

Результаты опыта показали, что основным местом проявления антагонизма ионов Cs^{137} и калия является почва. Так, совместное внесение указанных катионов в почву позволило получить урожай практически без радиоактивности (рис. 1).

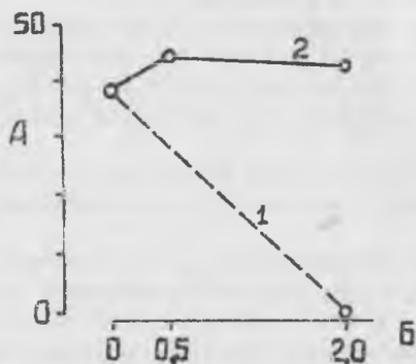


Рис. 1.

- А — Cs^{137} , икюри на 1 растение.
Б — Доза K_{20} на сосуд.
1 — Совместное внесение Cs^{137} и К.
2 — Изолированное внесение.

Таким образом, исследования, проведенные нами с целью определения размеров накопления цезия-137 сельскохозяйственными растениями из различных типов почв, показали, что накопление радиоцезия в урожае растений зависит от содержания обменного калия в почве. С увеличением содержания обменного калия в почве поглощение радиоцезия значительно уменьшается. Внесение калийных удобрений в почву резко снижает поступление радиоцезия в растения, что объясняется антагонизмом ионов цезия и калия при поглощении их растениями. Опыты, проведенные по методу изолированных культур, показали, что основным местом проявления антагонизма указанных ионов является почва.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. Изд-во АН СССР, М., 1963.
2. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. Госатомиздат, М., 1962.

3. Ключковский В. М. Труды научно-методического совещания ученых социалистических стран по применению изотопов и излучений в сельском хозяйстве. М., 1961.

4. Hisnita H., Romney E. M., Alexander C. V. Influence of K and Cs on release of Cs¹³⁷ from three soils. Soil Science, v. 89, № 3, 1966.

5. Evens E. I., Dekker A. I. Comparative Cs¹³⁷ content of agricultural crops grown in a contaminated soil. Canad. J. Plant Science, № 48, № 2, 1968.

6. Evens E. I., Dekker A. I. The fixation and plant recovery of Cs¹³⁷. Soil Science, № 107, № 3, 1969.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	3
Ю. А. Поляков, В. В. Криницкий, Л. Н. Калишина, Л. Ф. Назарова. О распределении радионуклидов в природных объектах зоны Дарвинского заповедника	6
Л. Н. Зацепина, Т. Ф. Криницкая. Стронций-90 в атмосферных осадках в районе заповедника	32
Н. Г. Морозова, В. В. Криницкий. Содержание радия и эманирование почв Дарвинского заповедника	38
Л. Н. Зацепина, А. А. Успенская, Л. Ф. Назарова. Необменный стронций-90 в почвах Дарвинского заповедника	45
Л. Ф. Назарова. Содержание стронция-90 в почвенном растворе дерново-подзолистых почв	50
Ю. А. Поляков, В. В. Криницкий. Об использовании радиоактивных меток для изучения поступления в растения биогенных элементов за счет почвенных и аэрозольных источников	58
Ю. А. Поляков, Л. Н. Калишина, В. В. Криницкий, Л. Ф. Назарова. Поступление стронция-90 в сельскохозяйственные растения в районе распространения дерново-подзолистых почв	68
Ю. А. Поляков, В. В. Криницкий. Миграция изотопов стронция и его химических аналогов в почвах Дарвинского заповедника	74
Л. Н. Калишина. Влияние низинного торфа на поступление стабильного стронция в урожай овса	96
Р. А. Ширшова. Почвенные условия поступления цезия-137 в растения и влияние соединений калия и кальция на накопление его в урожае	103