

В.Ю.Агеец, кандидат сельскохозяйственных наук

НИУП "Институт радиологии", г. Гомель

УДК 631.438.2(476)

Миграция радионуклидов в почвах Беларуси

Дан анализ миграции радионуклидов в почвах Республики Беларусь.

The article provides the analysis of the migration of the radio nuclides in the soils of Belarus.

В Беларуси 68% территории и свыше 90% пашни занимают дерново-подзолистые и дерново-подзолистые заболочиваемые почвы. Дерново-болотные и торфяно-болотные почвы занимают 25% территории. Для всех районов Белорусско-Украинского Полесья характерно распространение легких по гранулометрическому составу (песчаных и супесчаных) почв, обедненных гумусом и элементами минерального питания с характерными низкой емкостью обмена, малым содержанием вторичных глинистых минералов и повышенной гидроморфностью. В этой зоне также широко распространены торфяные почвы разного генезиса и пойменные (аллювиальные) дерново-болотные и торфяно-болотные почвы [9].

Для изучения характера и скорости миграционных процессов, определяющих биологическую доступность долгоживущих радионуклидов чернобыльского происхождения в почвах сельскохозяйственных угодий, в 1986 г. были выбраны постоянные пункты наблюдений (реперы) на необрабатываемых участках пастбищ, сенокосов и залежей, расположенных на основных почвенных разновидностях Гомельской и Могилевской областей (табл. 1).

На каждом пункте были заложены почвенные разрезы и изучена исходная характеристика морфологических свойств, гранулометрического, минералогического, валового химического состава и агрохимических свойств генетических горизонтов. Ежегодно проводились измерения мощности экспозиционной дозы (МЭД) и определялось содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве по вертикальному профилю через 1 и 5 см.

Диапазон плотности загрязнения почв ^{137}Cs пунктов наблюдений составлял от 74 до 3552 кБк/м², ^{90}Sr — от 4,8 до 566 кБк/м². Как показали результаты, почвы реперных точек в широких пределах различались по валовому химическому и гранулометрическому составу.

Данные анализов гумусо-аккумулятивных горизонтов почв постоянных участков наблюдений показали, что на выбранных реперах в широких пределах варьировали агрохимические свойства почвы. Размах колебаний рН на разных реперах составил от 4,22 (9Г) до 7,34 (3Г), содержания P_2O_5 — от 2 (3Г) до 212 (6Г) мг/кг почвы, K_2O — от 13 (9Г) до 228 (15Г) мг/кг почвы. Значительные

различия отмечены по сумме поглощенных оснований, выраженных в мг-экв/100 г почвы от 0,8 (9Г) до 53,1 (3Г). Все это говорит о том, что реперной сетью охвачены почвы не только различного генезиса, но и разного уровня плодородия, определяемого основными агрохимическими показателями.

Радиационно-экологический мониторинг включал исследования по следующим направлениям, наиболее важным для прогноза радиационной ситуации, сложившейся после чернобыльской аварии:

- изменение мощности экспозиционной дозы (МЭД);
- определение форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в разных типах и разновидностях почв;
- установление параметров вертикальной миграции радионуклидов.

За период наблюдений с 1986 по 1997 г. мощность экспозиционной дозы (МЭД) на реперных точках значительно снизилась. Это обусловлено рядом факторов, главным из которых является естественный распад выпавших радионуклидов. В первые годы после аварии резкое снижение величины МЭД происходило за счет распада короткоживущих радионуклидов. Дальнейшее снижение гамма-фона определялось распадом средне- и долгоживущих радионуклидов. В отличие от Гомельской области, на реперных площадках Могилевской области наблюдался меньший изначальный размер МЭД и более плавное ее снижение в последующие годы (рис. 1). Это объясняется характером

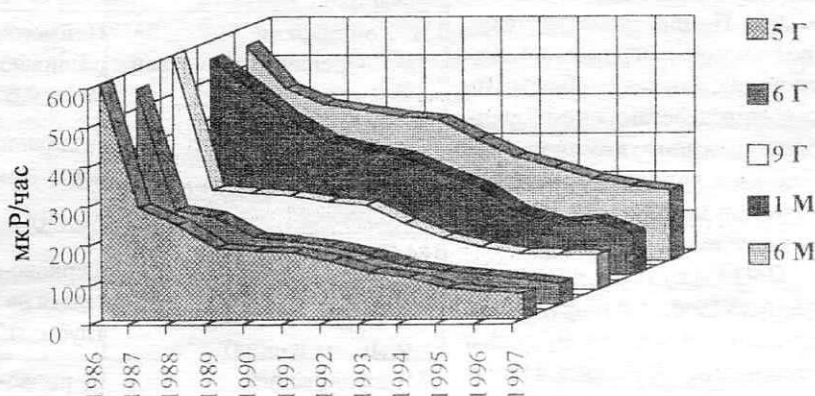


Рис. 1. Динамика снижения γ -фона (1 м над уровнем почвы) на реперных точках за период с 1986 по 1997 г., мкР/час (5Г — дерново-глеевая суглинистая почва; 6Г — дерново-торфянисто-глеевая песчаная; 9Г — дерново-подзолистая песчаная; 1М — дерново-палево-подзолистая супесчаная; 6М — дерново-подзолистая песчаная почва)

ром выпадения радионуклидов, поскольку в Могилевской области величину МЭД в большей степени изначально определяли долгоживущие радионуклиды ^{134}Cs , ^{137}Cs и ^{90}Sr . В настоящее время поступательное плавное снижение МЭД происходит за счет естественного распада ^{137}Cs , определяющего гамма-фон. Расчеты показывают, что только за счет распада ^{137}Cs в послеаварийный период радиоактивность снизилась более чем на 30%.

Вторым фактором, существенно влияющим на снижение МЭД, является миграция радионуклидов по профилю почв. Проведенные нами исследования показали, что на почвах, отличающихся повышенной скоростью вертикальной миграции радионуклидов, отмечается более интенсивное снижение МЭД во времени. Так, за время наблюдений гамма-фон на реперной точке 5Г уменьшился в 10,5 раза, а на реперной точке 9Г — только в 7 раз. Это обусловлено тем, что на реперной точке 5Г скорость миграции значительно выше и 50% выпавшего ^{137}Cs мигрировало на глубину до 15 см, в то время как на репере 9Г около 95% радионуклида находится в самом верхнем (1-2 см) слое (дернине).

Наши исследования согласуются с данными Б.И. Якушева, полученными для естественных фитоценозов [15].

Поведение радионуклидов, их миграция на разных этапах биогеохимического круговорота элементов в природе в значительной степени зависят от физико-химического состояния почвы. Почва является ведущим звеном миграции радионуклидов, так как особенности их взаимодействия с компонентами почвенного комплекса определяют характер движения изотопов в остальных звеньях биологического цикла.

Поскольку поступление радионуклидов, как и других химических элементов, из почвы растениями определяется прочностью связи их с почвой и изменением ее с течением времени, следует располагать данными о состоянии и формах нахождения радионуклидов в разных почвенных разновидностях. Это важно еще и потому, что система почва-растение —

это начальная ступень экологического цикла, которая играет весьма важную роль в переносе радионуклидов из внешней среды в организм животных и человека.

Изучение форм соединений радионуклидов в почвах позволяет понять механизмы поступления их в растения и наметить пути возможного ограничения миграции в трофических цепях. Для количественной оценки потенциальной биологической доступности радионуклидов, сорбированных почвой, широкое распространение получил метод последовательных экстракций. Несмотря на то, что последовательные шаги

Таблица 1. Наименование почвенных разновидностей реперных точек, заложенных на территории Гомельской и Могилевской областей

Репер, район, хозяйство, населенный пункт, угодье	Название почв
Гомельская область	
1Г Брагинский, к-з "Чырвоная ніва", д. Острогляд, залежь	Дерново-подзолисто-глееватая супесчаная, развивающаяся на супеси связной, пылеватой, подстилаемой с глубины 0,5 м средним суглинком
3Г Брагинский, к-з "Чырвоная ніва", д. Бокуны, пастбище	Иловато-перегнойно-глеевая, карбонатно-железистая, развивающаяся на легких пылеватых суглинках
5Г Хойникский, к-з "Октябрь", д. Бабчин, пастбище	Дерново-глееватая суглинистая, развивающаяся на суглинке, подстилаемом с глубины 0,5 м супесью
6Г Хойникский, с-з "Стреличево", ур. Майдан, пастбище	Дерново-торфянисто-глеевая песчаная на песке
9Г Наровлянский, с-з "Дерновичи", д. Дерновичи, лес	Дерново-подзолистая песчаная, развивающаяся на мощном рыхлом песке
12Г Наровлянский, к-з им. Ленина, д. Тешков, залежь (бывшая пащина)	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, песчаная, развивающаяся на связном песке, подстилаемом с глубины 0,4 м рыхлым песком
15Г Хойникский, с-з "Оревичи", естественный сенокос	Пойменная, дерново-перегнойно-глеевая, песчаная, развивающаяся на связном песке, сменяемом с глубины 0,6 м рыхлым песком
16Г Наровлянский, с-з "Дерновичи", Довляды, естественный сенокос	Аллювиальная, дерново-глеевая, суглинистая на слоистом суглинисто-песчаном аллювии
Могилевская область	
1М Славгородский, им. Куйбышева, д. Куликовка, залежь (бывшая пащина)	Дерново-палево-подзолистая супесчаная, развивающаяся на рыхлой песчанистой супеси, подстилаемой с глубины 39 см рыхлым песком
4М Чериковский, с-з "Знамя", д. Малиновка, сад	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, супесчаная, развивающаяся на связной песчанистой супеси, подстилаемой с глубины 1 м моренным суглинком
5М Чериковский, д. Чудяны, лес	Дерново-подзолистая, оглеенная внизу супесчаная, развивающаяся на связной песчанистой супеси, подстилаемой с глубины 0,7 моренным суглинком
6М Краснопольский, с-з "Холмянский", д. Мхиничи, залежь	Дерново-подзолистая, песчаная, на связных песках, переходящих с глубины 48 см в рыхлые пески, подстилаемые с глубины 140 см моренным суглинком

Таблица 2. Динамика доступных* форм ^{137}Cs и ^{90}Sr (% от общего содержания)

Почва	^{137}Cs					^{90}Sr				
	1987 г.	1989 г.	1993 г.	1995 г.	1997 г.	1987 г.	1989 г.	1993 г.	1995 г.	1997 г.
Дерново-подзолистая глееватая супесчаная, подстилая с глубины 0,5 м суглинком (1Г)	-	45,4	22,7	15,7	13,2	96,6	89,3	98,2	93,9	94,9
Дерново-глееватая суглинистая, подстилая с глубины 0,5 м супесью (5 Г)	28,6	21,7	5,5	1,8	1,5	96,7	94,8	86,9	89,4	97,6
Дерново-подзолистая песчаная, на мощных рыхлых песках (9 Г)	78,2	67,7	31,2	11,8	10,1	97,0	95,7	93,9	81,2	92,1
Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, песчаная на связном песке, подстилая с гл. 0,5 м рыхлым песком (12 Г)	47,8	38,3	29,6	16,7	13,2	92,5	88,4	95,4	88,0	88,0
Пойменная, дерново-перегнойно-глееватая на связном песке, сменяемом с гл. 0,6 м рыхлым песком (15Г)	74,2	50,7	29,6	14,1	13,4	92,5	89,8	97,2	96,8	97,3
Пойменная, дерново-глееватая суглинистая на слоистом суглинисто-супесчаном-песчаном аллювии (16 Г)	56,8	36,4	18,5	2,7	2,2	94,1	93,0	86,7	93,2	93,2

Примечание. * — доступные формы представлены суммой водорастворимой, обменной и подвижной форм

экстракции не являются абсолютно селективными, параметры, определяемые этим методом, полезны при прогнозировании последствий радиоактивного загрязнения земель и поведения радионуклидов в почве.

Для оценки прочности связи радионуклида с почвой определяли относительное содержание различных форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве методом последовательного экстрагирования водной (водорастворимая), ацетатно-аммонийной (обменная), 1М НСl (подвижная) и 6М НСl (неподвижная, связанная) вытяжками.

Динамика содержания в почве доступных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr за ряд лет представлена в таблице 2.

Приведенные данные показывают, что во всех изученных почвах в 1987 г. в доступной форме находилась значительная часть ^{137}Cs (от 28,6 до 78,2%), что согласуется с данными Новиковой Н.Я. и др. [3]. В последующие годы отмечается некоторое снижение количества потенциально доступных растениям форм ^{137}Cs . Причины этого связаны с необменным поглощением радионуклида глинистыми минералами и обсуждаются ниже. Что касается ^{90}Sr , то практически на всех почвенных разновидностях отмечается тенденция к увеличению количества доступных растениям форм.

Для всех почв республики характерно извлечение водой незначительной доли (0,3-0,7%) ^{137}Cs . В обменной форме, также легкодоступной корневой системе растений, его содержание было в пределах от 1,5 до 10,4%.

Рерих Л.А. и Моисеев И.Т. [10] установили, что ближний резерв ^{137}Cs , потенциально доступного для растений при определенных условиях, извлекается 1М НСl. В наших исследованиях этот резерв составил 3,4-23,8% от валового содержания ^{137}Cs в почве. Основная доля радионуклида (69,8-94,5%) находится в прочно связанной форме, что связано с фиксацией ^{137}Cs глинистыми минералами, имеющими кристаллическую решетку монтмориллонитового типа.

На рисунке 2 представлены формы нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в дерново-подзолистой, оглеенной внизу, песчаной, развивающейся на связном песке почве (репер 12 Г). Наибольшая доля ^{137}Cs содержится в фиксированном состоянии — 70,5%, а минимальная — в водорастворимой форме — 0,3%. Для ^{90}Sr характерно несколько другое распределение по формам нахождения в почвах.

Наибольшее количество ^{90}Sr находится в обменной форме — 52,6%, несколько меньше в подвижной — 41,3%. Минимальное содержание радионуклида вы-

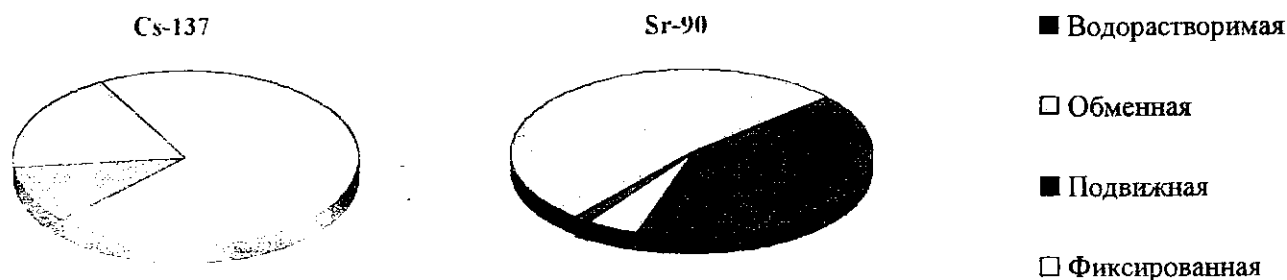


Рис. 2. Формы нахождения радионуклидов в дерново-подзолистой, оглеенной внизу, песчаной почве, развивающейся на связном песке, подстилаемом с глубины 0,5 м рыхлым песком

Таблица 3. Формы нахождения радионуклидов в торфяно-болотных почвах, % (1995 г.)

Почва	^{137}Cs				^{90}Sr			
	Водная	1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1М HCl	6М HCl	Водная	1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1М HCl	6М HCl
Торфяные маломощные почвы, развивающиеся на тростниковых торфах (Т=60см)	24,0±2,4	28,4±2,6	2,2±0,7	16,1±7,2	7,0±1,4	53,6±5,1	27,3±5,6	12,1±1,8
Торфянисто-глеевые, развивающиеся на тростниковых торфах (Т=30см)	19,3±1,7	19,1±1,9	0,9±0,4	37,0±6,9	2,7±0,4	47,0±4,8	36,6±4,9	13,7±2,4
Торфяные маломощные почвы, развивающиеся на осоковых торфах (Т=60см)	23,2±2,1	26,7±2,8	1,7±0,6	27,4±8,4	8,2±1,2	73,6±12,4	9,1±2,8	9,1±0,9
Торфянисто-глеевые, развивающиеся на осоковых торфах (Т=30см)	23,0±2,2	22,6±2,9	1,6±0,4	31,8±5,1	5,0±0,8	47,5±5,1	36,8±7,5	10,7±2,0

явлено в водорастворимой (1,3%) и фиксированной (4,8%) формах.

Результаты наших исследований согласуются с опубликованными данными ряда исследователей [1, 4, 5, 6, 11, 12, 13]. Многие авторы указывают, что доступность растениям ^{137}Cs существенно уменьшается по мере протекания процессов его "старения" и фиксации в почве, которые практически заканчиваются в течение 5-10 лет [1, 2, 7, 14]. В наших исследованиях также отмечается снижение количества доступных растениям форм радиоцезия практически на всех минеральных почвенных разновидностях (табл. 3).

Результаты исследований показали, что в дерново-подзолистых суглинистых почвах с высоким содержанием глинистых минералов концентрация ^{137}Cs в доступных формах в 1997 г. уменьшилась в 15-20 раз по сравнению с 1986 г. и не превышает 5% от валового его количества в почве. В то же время в дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах содержание доступных форм ^{137}Cs колебалось от 10 до 20% и за послеаварийный период уменьшилось в 3-7 раз.

Для ^{90}Sr характерно преобладание в почвенном поглощающем комплексе легкодоступных для растений форм. По нашим данным, в настоящее время до 80-90% ^{90}Sr находится в легкодоступной для растений форме, что складывается из 0,7-3% в водорастворимой, 49-86% обменной и 6-43% подвижной форм.

Поглощение ^{137}Cs растениями из торфяных почв в значительной степени зависит от степени минерализации торфов. При высокой минерализации (зольность 70%) уровень накопления радионуклида снижается в 10 раз по сравнению с целинными и слабо окультуренными торфами [8]. Установлено, что минерализация торфяной массы приводит не только к снижению накопления радионуклидов в травах, но и к различиям в формах нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах (табл. 3).

Установлено, что доступный растениям ^{90}Sr сосредоточен в основном во фракциях, вытесняемых водой, 1М ацетатом аммония и 1М соляной кислотой. В почвах с более высокой зольностью содержание водораствори-

мых и обменных форм ^{90}Sr ниже и, следовательно, доступность его на этих почвах для растений меньше.

При сравнительном анализе перераспределения ^{90}Sr между формами в разных почвах также заметно влияние степени увлажнения. В автоморфных почвах и в почвах со слабой степенью оглеения нижнего горизонта величина содержания доступных форм ^{90}Sr колебалась в пределах 88-92%. При повышении степени гидроморфизма почв (глееватая или глеевая) содержание ^{90}Sr в водорастворимой, обменной и подвижной формах возрастало и достигало 93-98%.

Одним из основных интегральных параметров, используемых для прогноза радиологической обстановки, является период полураспада ($T_{\text{с}}$) корнеобитаемого слоя почвы — время, в течение которого первоначальное содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое почв уменьшается в 2 раза.

В наших исследованиях на 13 реперах более чем у половины (1Г, 5Г, 6Г, 1М, 4М, 5М) установленохождение периода полураспада от ^{90}Sr верхнего корнеобитаемого слоя почвы (0-5 см), где содержание этого нуклида в 1997 г. находилось в пределах от 37-56% от общего содержания в определяемом слое (0-35 см). В слое почвы 5-10 см содержание ^{90}Sr составляет 22-38%, в слое 10-15 см — 8-17%, в слое 15-20 см — 1-10% и в слое 20 см и ниже — в сумме до 10%.

На автоморфных почвах (9Г и 6М) установлена значительно меньшая скорость миграции ^{137}Cs по профилю почв. В слое 0-5 см и после 10 лет его содержится около 95% от общего количества ^{137}Cs в горизонте 0-30 см. Наибольшая глубина проникновения ^{137}Cs в данных почвах составляет 15-20 и 20-25 см соответственно. В почвах с высокой степенью гидроморфизма обнаружено значительное содержание ^{137}Cs на глубине 30 и 35 см. В почвах, характеризующихся умеренным избыточным увлажнением, интенсивность процессов вертикальной миграции ^{137}Cs ниже, чем в глеевых и глееватых, но выше, чем в автоморфных почвах.

Для ^{90}Sr характерна более высокая скорость вертикальной миграции, чем для ^{137}Cs . Это обусловлено вы-

соким содержанием обменной и подвижной форм радионуклида и низким содержанием фиксированной фракции. Установлено, что так же, как и для ^{137}Cs , с увеличением степени гидроморфизма почв скорость миграции ^{90}Sr по профилю почв значительно возрастает.

На землях, находящихся в настоящее время в сельскохозяйственном использовании, с регулярным ежегодным перепахиванием почвы под посев сельскохозяйственных культур, практически все количество ^{137}Cs содержится в пахотном горизонте. Так, на исследованном нами опытном поле, расположенном на территории экспериментальной базы "Стреличево" Хойникского района на дерново-подзолистой супесчаной почве, содержание ^{137}Cs в пахотном слое 0-25 см составляет 99,8%.

Таким образом, мощность экспозиционной дозы на реперных участках Гомельской области (Брагинский, Наровлянский, Хойникский районы) снизилась в большей степени, чем в Могилевской (Краснопольский, Славгородский, Чериковский районы), что объясняется типом и изотопным составом выпадений.

В последние годы не отмечается значительных изменений в перераспределении форм нахождения радионуклидов в почвах, что указывает на установление динамического равновесия форм ^{137}Cs и ^{90}Sr . Доминирующей для ^{137}Cs является фиксированная форма нахождения в почве (до 90%), а для ^{90}Sr — обменная (до 80%).

Установлено, что миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr вниз по профилю почв естественных угодий проходит очень медленно, с увеличением степени увлажнения почв темпы миграции увеличиваются. Максимальная глубина проникновения радионуклидов отмечается в дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах. В почвах с ненарушенной дерниной основное количество радионуклидов содержится в слое 0-5 см, а в почвах сельскохозяйственного использования практически все количество ^{137}Cs находится в пахотном горизонте.

Литература

1. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиобиология. — 1993. — Т.33. — Вып.1. — С. 3-14.
2. Бондарь Ю.И., Сидельцева М.А., Сутямова В.В. и др. Динамика форм нахождения Cs-137 и Sr-90 в почвах ближней зоны ЧАЭС // Десять лет после чернобыльской катастрофы: Тез. докл. межд. науч. конф., Минск, 28-29 фев. 1996 г. / МЧС. Нац. акад. наук Республики Беларусь. — Минск, 1996. — С. 35.
3. Новикова Н.Я., Химич С.П., Сапунова Р.Н., Молоканова Е.Л. Формы нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах районов Гомельской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Суздаль, 13-17 ноября 1989 г. / Акад. наук СССР. Ин-т геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского. — Москва, 1989. — С. 103.
4. Петряев Е.П. Формы нахождения и миграция радионуклидов выброса ЧАЭС на территории БССР // Радиоэкология и контрмеры: Тез. докл. I семинара СО МСР, Киев, 27 апреля — 4 мая 1991 г. / Генеральная Ассамблея Советского отделения межд. союза радиоэкологов. — Киев, 1991. — С. 37.
5. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Любкина И.Я. и др. Экспериментальное исследование форм нахождения радионуклидов в почвах загрязненных районов Белоруссии // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Суздаль, 13-17 ноября 1989 г. / Акад. наук СССР. Ин-т геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского. — Москва, 1989. — С. 104.
6. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Соколик Г.А. и др. Об изменении форм нахождения радионуклидов на загрязненной территории БССР // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: Тез. докл. IV конф. науч. совета при ГЕОХИ АН СССР по программе «АЭС-ВО». — Гомель, 1990. — С. 54.
7. Петряев Е.П., Соколик Г.А., Иванова Т.Г. и др. Прогнозирование и закономерности трансформации и поведения чернобыльских выпадений в почвенно-растительном покрове // Десять лет после чернобыльской катастрофы: (научные аспекты проблемы): Тез. докл. науч. конф., Минск, 28-29 февраля 1996 г. / М-во по чрезвычайным ситуациям. Нац. акад. наук Республики Беларусь. — Минск, 1996. — С. 235.
8. Поникарова Т.М., Дричко В.Ф., Пархоменко В.И. Влияние агрохимических факторов на накопление радиоцезия растениями из торфяных почв // Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве — пять лет спустя: итоги проблемы и перспективы: Тез. докл. Всесоюз. конф. / Гос. комис. Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам. Всесоюз. науч.-исслед. ин-т с.-х. радиологии. — Обнинск, 1991. — Т.1. — С. 125-126.
9. Почвы Белорусской ССР / Под общ. ред. Т.Н. Кулаковской, П.П. Рогового, Н.И. Смяна. — Минск: Ураджай, 1974. — 328 с.
10. Рерих Л.А., Моисеев И.Т. Влияние свойств почвы на трансформацию форм Cs-137 и поступление его в сельскохозяйственные растения // Агрохимия. — 1989. — №8. — С. 96-104.
11. Самчук А.И., Мишкевич Б.Ф., Сушик Ю.Я. и др. Изучение форм нахождения и миграции радионуклидов в почвах // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов: Тез. докл. Всесоюз. совещ., Суздаль, 13-17 ноября 1989 г. / Акад. наук СССР. Ин-т геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского. — Москва, 1989. — С. 108.
12. Смян Н.И., Самусик И.Д. Влияние гранулометрического состава почв на вертикальную миграцию радионуклидов // Почва — удобрение — плодородие: Мат. науч.-произв. конф. / М-во сельского хозяйства и продовольствия Респ. Беларусь. Белорус. науч.-исслед. ин-т почвоведения и агрохимии. — Минск, 1999. — С. 204.
13. Состояние радионуклидов чернобыльских выпадений в почвах Беларуси / Е.П.Петряев, С.В.Овсянникова, С.Я.Рубинчик и др. // Вестн Акад. наук БССР. Сер. физ.-энерг. наук. — 1991. — № 4. — С. 48-55.
14. Суркова Л.В., Погодин П.И. Состояние и формы нахождения цезия-137 в почвах различных зон аварийного выброса ЧАЭС // Агрохимия. — 1991. — № 4. — С. 84-86.
15. Якушев Б.И. Состав и поведение радионуклидов чернобыльской аварии в растениях и почвах природных комплексов // Европа — наш общий дом: экологические аспекты: Тез. докл. науч. конф., Минск, 6-9 дек. 1999 г. / Науч. совет при Исполнительном комитете Союза Беларуси и России. НАН Беларуси. Рос. акад. наук. — Минск, 1999. — С.61.