



СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ В РАЗЛИЧНЫХ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОВИНЦИЯХ

Казачёнок Н.Н.

Белорусско-Российский университет, Могилёв, Республика Беларусь

Аннотация. Несмотря на различия природных условий на территориях биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов и разные сроки после загрязнения, распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в автоморфных почвах практически не различается. Наибольшая удельная активность сохраняется в подстилке и в верхнем слое почвы. Предполагается, что в почве преобладают восходящие потоки ^{90}Sr и ^{137}Cs с капиллярной водой в период между выпадением осадков.

A COMPARATIVE ANALYSIS OF RADIONUCLIDE DISTRIBUTION IN SOIL IN VARIOUS BIOGEOCHEMICAL PROVINCES

Kazachonok N.N.

Belarusian-Russian University, Mogilev, Belarus

Abstract. Despite the differences in natural conditions in the territories of biogeochemical provinces of technogenic radioactive isotopes and different terms after contamination, the distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in automorphic soils is practically the same. The highest specific activity is retained in the litter and in the upper soil layer. It is assumed that ascending flows of ^{90}Sr and ^{137}Cs with capillary water prevail in the soil in the period between precipitation.

Миграция радионуклидов в почве и донных отложениях со временем приводит к перераспределению их по профилю. Выявление закономерностей процесса перераспределения необходимо для прогнозирования загрязнения корнеобитаемой зоны, поступления радионуклидов в грунтовые воды, для планирования реабилитационных мероприятий и ведения хозяйства на загрязненных территориях. Предполагается, что на скорость миграции радионуклидов в первую очередь влияют природно-климатические условия. Сравнение характера распределения радионуклидов по почвенному профилю в разных биогеохимических провинциях позволит повысить качество прогнозирования развития радиационной обстановки в аварийных ситуациях.

В настоящее время наиболее изучены процессы миграции радионуклидов на территории трех биогеохимических провинций.

Территория Южно-Уральской техногенной биогехимической провинции радиоактивных изотопов (ЮУПТРИ), подвергаясь радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк» включает северо-восточную часть Челябинской, южную часть Свердловской, западную часть Курганской областей. Наиболее загрязненная ее часть находится в северной части Челябинской области на границе Зауральской равнины и хребтовой полосы Урала. По физико-географическому районированию наиболее загрязненная часть территории ЮУПТРИ относится к двум провинциям Уральской горной страны: восточных предгорий горно-лесной зоны (озерно-лесная подзона сосново-лиственных пород), абразионно-эрозионной платформы лесостепной зоны (подзона предгорной лесостепи), а также к провинции первично-аккумулятивной озерно-морской равнины лесостепной зоны (подзона северной лесостепи) Западно-Сибирской низменной страны [1].

Предгорья восточного склона Урала называют увалистой полосой. Склоны и гребневая поверхность гонной цепи пологие выпуклые. К востоку от предгорий расположен Зауральский пенеплен, который отделяется уступом, выраженным цепью тектонических озер. Для Зауральского пенеплена характерен равнинно-увалистый рельеф с высотами от 300 м до 500 м. Пенеплен постепенно переходит в Западно-Сибирскую равнину. В пределах Зауральского пенеплена есть большое число мелких пресных или соленых озер с илистым дном [2].



На рисунке 1 представлены значения коэффициента увлажнения (КУ), рассчитанные нами по данным метеостанции г. Озерска [3]. На рисунке видно, что в первые годы после начала деятельности ПО «Маяк» водный режим автоморфных почв по большей части был непромывным ($KУ < 1$) и колебания КУ были относительно плавными. Начиная с 1982 г. наблюдаются резкие скачки значений КУ, в большинстве случаев $KУ > 1$ (соответствует промывному водному режиму для автоморфных почв).

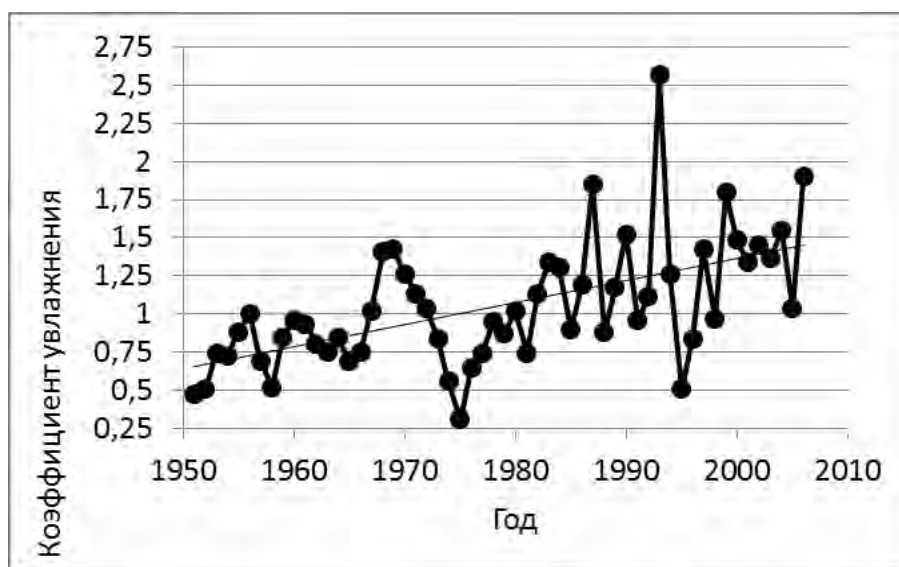


Рис. 1. Динамика коэффициента увлажнения в г. Озерске [3]

Полесская провинция техногенных радиоактивных изотопов (ППТРИ) в целом соответствует Полесской провинции сельскохозяйственно-лесных и лесных озерно-аллювиальных, болотных и аллювиальных террасированных ландшафтов. Она расположена на юге республики Беларусь и северной части Украины. Восточная и центральная ее части приурочены к Припятскому прогибу, западные – к Полесской седловине и Подляско-Брестской впадине. Южная часть расположена на Украинском щите, на крайнем северо-востоке находится участок погружения Воронежской антеклизы [4]. Слабая дренированность территории обусловила широкое распространение (65%) заболоченных почв, в том числе дерново-подзолистых заболоченных (28%), торфяно-болотных (17%), аллювиальных дерновых (17%). Автоморфные дерново-подзолистые почвы в структуре почвенного покрова Полесской провинции составляют всего 34%. Регион выделяется высоким уровнем лесистости (40%). В составе лесов господствуют сосновые (54%) и мелколиственные коренные (22%) формации.

Восточно-Белорусская биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ВБПТРИ) соответствует Восточно-Белорусской провинции сельскохозяйственных вторично-моренных и лессовых ландшафтов. Она расположена на территории юго-восточной части Могилевской, северо-восточной части Гомельской и юго-западной части Брянской областей. Северная ее часть находится на Оршанской равнине, центральная – на Жло-



бинской седловине, южная – на Припятском прогибе. На юго-востоке – Воронежская антеклиза. [4].

Краткая характеристика природных условий представлена в табл.1. Таким образом, По мнению Н.В. Клебановича, переувлажнение почв большей части территории Беларуси обусловлено не столько автохтонной влагой, сколько аллохтонной, но общее увлажнение достаточно для протекания процессов, свойственных полугидроморфным и гидроморфным условиям. В целом за год КУ на крайнем юге Гомельской области меньше 1, а за вегетационный период ППТРИ меньше 0,75, ВБПТРИ – 0,75-0,85 [8].

Несмотря на имеющиеся различия природно-климатических условий, характера атмосферных выпадений и времени, прошедшего после аварий, характер распределения техногенных радионуклидов по профилю автоморфных почв практически не различается.

Большинство исследователей, занимавшихся изучением распределения радионуклидов в почве, отмечают, что как в первые годы после атмосферных выпадений, так и в отдаленный период, наибольшая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs отмечается в дернине или лесной подстилке.

В почвах Полесского радиационного заповедника через год после аварии высокие концентрации всех радионуклидов отмечались в гумусовом горизонте и в подстилке [10]. В 2008 г. опубликованы данные о том, что почвах Полесского заповедника активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в подстилке примерно в 10 раз выше, чем в верхнем почвенном слое. Соответственно запас ^{90}Sr в подстилке составляет 39% от всего содержания ^{90}Sr по профилю до глубины 105 см. Запас ^{137}Cs составляет 55%. [11]. В автоморфных лесных почвах Беларуси через 10 и более лет после аварии на ЧАЭС наиболее высокая удельная активность ^{137}Cs также отмечалась в подстилке (в 5-10 раз выше, чем в слое 0-1 см), затем быстро снижалась и в слое 50-70 см достигала «фоновых значений». Наибольшая активность ^{90}Sr в почве отмечена в слое 0-5 см [12, 13]. По данным радиационного мониторинга почв в Беларуси установлено, что основная доля запаса радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr на радиационно загрязненных землях находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы. Наличие геохимических барьеров (мощных слоев дернины, перегнойных горизонтов, прослойки глинистых минералов, фиксирующих радионуклиды и препятствующих их проникновению в более глубокие слои почвы) способствует низкой интенсивности миграционных процессов [14]. Спустя 25 лет после катастрофы на Чернобыльской АЭС на дерново-подзолистых супесчаных почвах залежных земель основная доля выпавших радионуклидов (69-73% ^{90}Sr ; 88-93% ^{137}Cs ; 91-94 % ^{241}Am) продолжала оставаться в 0-10 см слое гумусово-аккумулятивного горизонта. На глубину ниже 20 см мигрировало не более 1,8% ^{137}Cs , 4,5% – ^{90}Sr . Для ^{90}Sr характерна более интенсивная миграция по профилю дерново-подзолистых супесчаных почв, чем для ^{137}Cs . Это обусловлено более высоким содержанием подвижных (водорастворимой + обменной) форм ^{90}Sr (до 95%) по

сравнению с ^{137}Cs (до 20%) в изучаемых почвах [15]. Во влажной субори Украинского Полесья лесная подстилка является своеобразным «депо» радионуклидов в другие компоненты экосистемы [16]. На территории юго-западной части Брянской области в 2004 году на моренных холмах 92% ^{90}Sr и практически весь ^{137}Cs находились в слое 0-20 см, а на высокой пойме 12% ^{137}Cs мигрируют до слоя 20-35 см [17]; а через 30 лет после аварии 99% ^{137}Cs содержалось в подстилке и гумусовом горизонте дерново-подзолистой и серой лесной почв на глубине до 15-21 см [18]. Т.А. Парамонова с соавт. в 2017 году опубликовала работу, в которой показала, что до настоящего времени основная часть запасов ^{137}Cs в луговых экосистемах Тульской и Курской областей приходится на 10-см слой дернины [19].

На других территориях наблюдалась аналогичная картина распределения. В лесных биогеоценозах Ульяновской области максимальная концентрация ^{137}Cs фиксируется в лесной подстилке – 0-2(5) см и верхнем минеральном горизонте – 3(5)-7(15) см. Стронций распределяется по почвенному профилю более равномерно [20]. Отмечено, что в мерзлотных почвах Якутии удельная активность ^{137}Cs глобальных выпадений в настоящее время наиболее высока в горизонтах A_0 и A_d на глубине 2-4 см [21].

Таблица 1. Природные условия провинций техногенных радиоактивных изотопов

Рельеф	
ЮУПТРИ	Равнинно-увалистый рельеф с высотами от 300 м до 500 м [5]
ВБПТРИ	Волнистый и холмисто-увалистый рельеф местами платообразный с долинно-балочным расчленением с высотами 150-200 м [6]
ППТРИ	Плоский рельеф, осложненный дюнно-бугристыми формами, ложбинами стока, котловинами, 105-140 м [6]
Климат	
ЮУПТРИ	Осадки – 426-557 мм. Годовой максимум – в июле, от 76-108 мм. Испаряемость – 487-601 мм [7]
ВБПТРИ	Слабоувлажненный по Торнтвейту. Осадки 600-650 мм в год. Коэффициент увлажнения в среднем за год 1,0-1,15, за вегетационный период – 0,75-0,85 [8]
ППТРИ	Полузасушливый по Торнтвейту. Осадки - 500-650 мм Коэффициент увлажнения в среднем за год меньше 1, за вегетационный период – меньше 0,75 [8]
Ландшафт	
ЮУПТРИ	Ландшафты лесостепной и лесной зоны, болота и пойменные земли, озера
ВБПТРИ	Сельскохозяйственные вторично-моренные – 47%, лесовые – 21,5% [6]
ППТРИ	Озерно-аллювиальные и болотные – 43%, водно-ледниковые, пойменные, моренно-зандровые – 50% [6]
Преобладающие почвы	
ЮУПТРИ	Серые лесные на элювиальных и делювиальных суглинках [1]
ВБПТРИ	Дерново-подзолистые на песках, водно-ледниковых и моренных суглинках [9]
ППТРИ	Дерново-подзолистые на песках [9]

Ф.И. Павлоцкая с соавт. в 1989 г. писала, что для всех природных зон СССР характерны закономерности распределения радионуклидов в поч-

венном профиле: концентрирование в дернине и подстилке, концентрирование в гумусовом горизонте под слоем подстилки и дернины, вынос из элювиального горизонта, накопление в верхней части иллювиального горизонта, более равномерное распределение в пахотных и гидроморфных почвах, вынесенные из торфянистого горизонта радионуклиды накапливаются в иловатом и глеевом горизонте. Поведение радионуклидов чернобыльского происхождения не является специфичным [22].

Нами было проведено исследование распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю на территории Южно-Уральской провинции техногенных радиоактивных изотопов. Для этого были отобраны пробы почвы и подстилки в 130 точках наземных экосистем в ареалах 52 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов. Практически во всех точках отбора наиболее загрязненным ^{137}Cs и ^{90}Sr оказался верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). В таблице 2 показаны значения удельной активности радионуклидов в подстилке и верхнем слое почвы на оси ВУРС через 50 лет после аварии. Активность ^{90}Sr в верхней части подстилки практически совпадает с активностью в верхнем слое почвы, активность в нижней части подстилки – значительно выше. Активность ^{137}Cs в верхнем и нижнем слоях подстилки различается в еще большей степени, чем ^{90}Sr .

Табл. 2. Уровни загрязнения почвы и подстилки, кБк/кг

Расстояние от ПО «Маяк», км	Почва	Верхняя часть подстилки		Нижняя часть подстилки		Почва 0-5 см	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
20	Серая лесная	7,1	0,18	16,3	1,3	7,8	0,48
	Чернозем	0,6	0,02	1,2	0,2	1,1	0,3
30	Чернозем	0,03	0,005	0,09	0,02	0,03	0,14
55	Дерново-подзолистая	2,8	0,06	10,0	1,2	1,9	0,2

То есть, исследование распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в автоморфных почвах разных типов в различных ландшафтах ЮУПТРИ, ППТРИ, ВБПТРИ и других территорий показали, что, несмотря на некоторые отличия, картина распределения имеет общий характер: наибольшая удельная активность отмечается в нижней части подстилки и верхнем слое почвенного профиля. Такая картина распределения формируется в первые годы после радиоактивных выпадений и в дальнейшем на протяжении десятков лет практически не меняется.

Нами был проведен анализ влияния водного режима на разложение растительного опада березового леса и характер вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в экспериментальных условиях. За 12 месяцев эксперимента вынос радионуклидов гравитационной водой за пределы слоя 35 см был незначительным. Распределение радионуклидов по профилю 0-35 см в

целом соответствовало современному распределению их в серой лесной почве ВУРС и 20-км зоны ПО «Маяк» [23].

Известно, что растительный опад травянистой формации разлагается в течение одного сезона, а опад лиственного леса – за 3-4 года. Несколько дольше разлагается опад хвойного леса, но за время, прошедшее после аварии на ЧАЭС, тем более после образования Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), лесная подстилка и дернина, загрязненные атмосферными выпадениями должны были давно разложиться. Возникает вопрос, какие именно процессы приводят к сохранению высокого уровня загрязнения подстилки и верхнего слоя почвы в отдаленный период после радиоактивных выпадений.

На оси ВУРС в 20 км от ПО «Маяк» в березовом лесу в 2008 г. с опадом надземной фитомассы на поверхность почвы (подстилки) поступило 2,1% ^{90}Sr и 3,4% ^{137}Cs от плотности загрязнения всего слоя лесной подстилки, или 0,36% ^{90}Sr и 0,8% ^{137}Cs от суммарной плотности в подстилке и слое почвы 0-20 см. Следовательно, растительный опад надземных органов обеспечивает незначительную долю плотности загрязнения подстилки и верхнего слоя почвы.

Следует ожидать, что при промывном водном режиме миграция радионуклидов вниз по профилю будет усиливаться, а при непромывном снижаться. Однако, хотя КУ в лесостепной зоне Челябинской области близок к 1, большая часть осадков выпадает в июле в виде ливней. В мае-июне осадков мало [3]. Аналогичное сезонное распределение осадков отмечено на территории Белорусского Полесья [24]. Во время вегетационного периода кратковременное увлажнение почвы в дождь сменяется длительным периодом иссушения почвы и подъема запаса влаги к поверхности. Таким образом, несколько раз за сезон происходит смена восходящего и нисходящего потоков воды в почве. Кроме того, в отдельные годы количество осадков и испаряемость, а, следовательно, и КУ, как показано на рис. 1, могут сильно колебаться. Вероятно, высокое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы поддерживается за счет капиллярного подъема почвенного раствора.

Это предположение подтверждает картина распределения радионуклидов в залежных почвах. На землях сельскохозяйственного назначения значительное влияние на характер распределения радионуклидов по почвенному профилю оказывают агротехнические мероприятия. На обрабатываемых почвах ВУРС активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоях 0-20 и 20-49 см была практически одинаковой [25], а на залежном черноземе, который не обрабатывали с 1991 г., в 2008 г. произошло частичное восстановление типичной картины распределения с высокой плотностью загрязнения верхнего слоя и степного войлока (рис. 2).

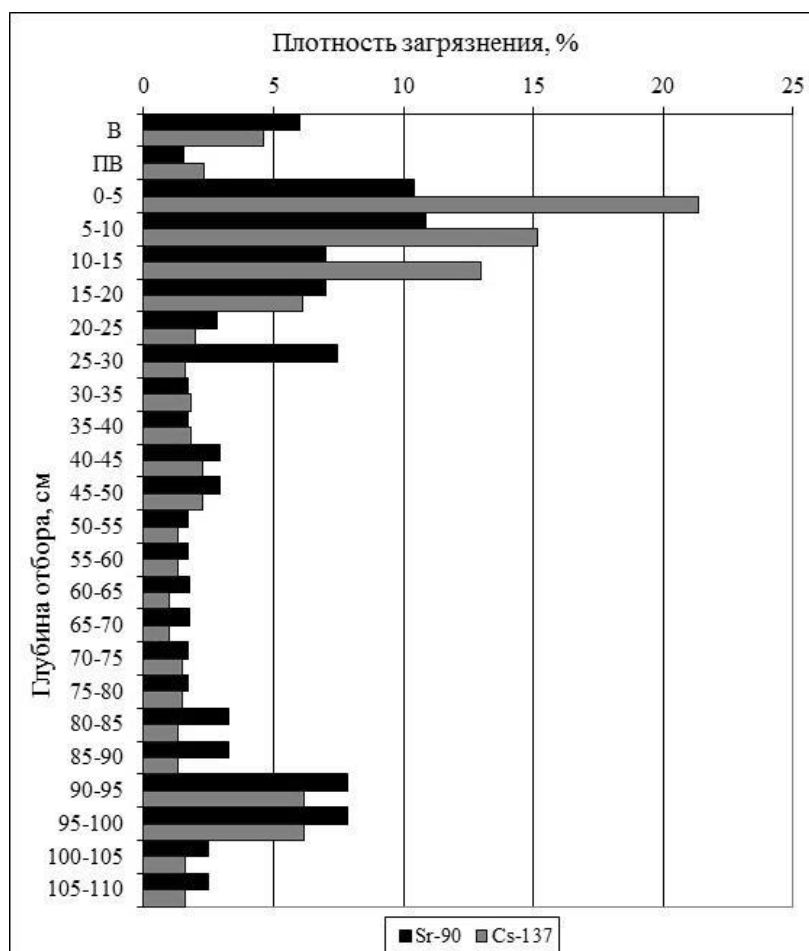


Рис. 2. Распределение радионуклидов по профилю чернозема выщелоченного

Литература:

- [1] Челябинская область. Атлас / Под ред. В.В. Латышина. – Челябинск: АБРИС, 2002. – 32 с.
- [2] Природа Челябинской области / Под ред. М.А. Андреевой. – Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. – 269 с.
- [3] Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк». – М.-Озерск: Геоспецэкология, 2007. – 106 с
- [4] Махнач А.А. Краткий очерк геологии Беларуси и смежных территорий. – Минск: Беларуская навука, 2014. – 190 с.
- [5] Природа Челябинской области / Под ред. М.А. Андреевой. – Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. – 269 с.
- [6] Ландшафтоведение [Электронный ресурс]. URL: https://www.bygeo.ru/materialy/vtoroi_kurs/landshaftovedenie-chtenie/1589-rayonirovanie-prirodno-antropogennyh-landshaftov.html (Дата обращения: 20.11.16 г.).
- [7] Тетерин А.Ф. Эколого-климатические особенности территории Восточно-Уральского радиоактивного загрязнения Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. – СПб., 2000. – 328 с.
- [8] Клебанович Н.В., Сорокин А.А. География увлаженности территории Беларуси // Вестник БГУ, Сер 2, 2012, №2. – С. 62-65.
- [9] Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь)/Под ред. Ю. А. Израэля, И. М. Богдевича. – М.: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа; Минск: Белкартография, 2009. – 140 с.
- [10] Анохин А.Б., Ламакина Н.В. Распределение радионуклидов в ландшафтах Белорусского Полесья // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С.18.

- [11] Машков И.Л., Маленок Л.В. Накопление и вертикальная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесной почве Полесского ГРЭЗ // Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции / под общ. ред. Е. Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С. 35-37.
- [12] Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под ред. Ипатьева В.А. – Гомель, 1999. – 454 с.
- [13] Матусов Г.Д., Рошин В.Е., Машков Е.А. К вопросу о миграции радионуклидов в лесной почве сосновых насаждений мшистого типа в Полесском ГРЭЗ // Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях: Материалы международной научно-практической конференции. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2011. – С. 81-84.
- [14] Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь: результаты наблюдений, 2010 / Под общей редакцией С.И. Кузьмина, В.В. Савченко. – Минск: Бел НИЦ «Экология», 2011. – 308 с.
- [15] Фролов П.А., Подоляк А.Г. Оценка параметры биологической доступности радионуклидов при вводе в сельскохозяйственный оборот залежных земель зоны отчуждения / Малые дозы: материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26-28 сент. 2012 г.) / ред. кол.: А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2012. – С. 143-146.
- [16] Краснов В.П., Турко В.Н., Орлов А.А., Короткова Е.З. Распределение активности ^{137}Cs в компонентах лесного биогеоценоза влажной субори Украинского Полесья // Лесная наука на рубеже XXI века: Сб. науч. трудов. – Гомель, 1997. Вып. 46. – С. 405-407.
- [17] Стародубов А.В., Бахур А.Е., Березина Л.А., Зуев Д.М., Мануилова Л.И., Иванова Т.М. Особенности миграции техногенных радионуклидов в загрязненных ландшафтах Брянской области // Разведка и охрана недр, 2005, №4. – С. 73-75.
- [18] Карпов А.Д., Русских А.Д., Радин А.И., Раздайводин А.Н. Вертикальное распределение Cs-137 в различных типах почв в загрязненных радионуклидами лесах юго-запада Брянской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. – Томск: СГТТ, 2016. – С. 284-287.
- [19] Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Беляев В.Р., Комиссарова О.Л. Сравнительный анализ поступления ^{137}Cs в луговую растительность районов черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС/ Радиационная биология. Радиоэкология. 2017, Том 57, №4, С.429-439
- [20] Конаков Д. Е. Накопление и перераспределение техногенных радионуклидов в лесных биогеоценозах Ульяновской области: Автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук. Мар. гос. техн. ун-т, Йошкар-Ола, 2004, 26 с
- [21] Собакин П.И. Миграция естественных и искусственных радионуклидов в мерзлотных почвах Якутии: Автореф. дис. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук. Ин-т общей и экспериментальной биологии СО РАН, Улан-Удэ, 2015, 323 с.
- [22] Павлоцкая Ф.И., Коробова Е.М., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е. Ландшафтно-геохимические исследования поведения искусственных радионуклидов // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С.44.
- [23] Kazachonok N.N., Popova I. Ya. Migration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Soil After Radiation Accidents / D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants, Springer International Publishing Switzerland 2014. – P. 297-314.
- [24] Булко Н.И., Диденко Л.Г., Шабалева М.А. Накопление ^{137}Cs в лесных подстилках и в почве различных типов леса и их ассоциаций // Лес. Человек. Чернобыль. Основы радиоэкологического лесоводства / Под ред. В.А. Ипатьева. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси и РАСХН, 2005. – С. 250-281.
- [25] Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и сельскохозяйственной продукции зоны ВУРС//Радиационная биология. Радиоэкология. Том 39. №3. 2009. – С. 324-329.