

УДК 630:539.163:631.4

## ВЛИЯНИЕ ПОЛЕЗАЩИТНЫХ ЛЕСНЫХ НАСАЖДЕНИЙ НА ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ $^{137}\text{Cs}$ В АГРОЛЕСОЛАНДШАФТАХ

© 2018 г. З. Н. Маркина<sup>1,\*</sup>, В. В. Вечеров<sup>1</sup>, С. И. Марченко<sup>1</sup>, В. И. Шошин<sup>1</sup><sup>1</sup>Брянский государственный инженерно-технологический университет, Брянск, Россия

\*E-mail: markina\_br@mail.ru

Поступила в редакцию 18.01.2018 г.

Показано влияние сосновых, березовых и сосново-березовых древостоев на пространственное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове с использованием ГИС-технологий и вертикальную миграцию в профиле почв полезащитных лесных полос. Установлено влияние почвенно-экологических условий на рост сосны обыкновенной и березы повислой в чистых и смешанных насаждениях. Выявлена роль видового состава древесных насаждений в перераспределении радионуклида в почвенном профиле. Дано обоснование видового состава насаждений при проведении реабилитационных мероприятий в радиоактивно загрязненных агролесоландшафтах.

**Ключевые слова:** радиоактивное загрязнение, полезащитные лесные полосы,  $^{137}\text{Cs}$ , ГИС-технологии, почва, миграция

DOI: 10.1134/S0869803118040100

Брянская область относится к числу субъектов Российской Федерации, наиболее сильно пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС. Распределение радиоактивных веществ по территории области в силу ряда причин (многообразие ландшафтов, почвообразующих пород и почв) было неравномерным, пятнистым и неоднородным. Состояние почвенного покрова лесных и сельскохозяйственных угодий остается нестабильным, сложным, и коренных изменений в сторону улучшения еще не наступило [1–3].

Около 25% земель, которые представлены отдельными участками, имеют плотность загрязнения от 200 до 600 кБк/м<sup>2</sup> и расположены в границах действующих сельхозпредприятий, где проживает население [4]. В связи с этим особую актуальность приобретает решение вопросов, связанных с разработкой и внедрением действенных механизмов реабилитации загрязненных территорий [5–7]. В научных работах ряда авторов отражены закономерности миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове и по почвенному профилю в лесных экосистемах [8–17]. Исследований по изучению влияния почвенно-экологических условий на состояние полезащитных лесных насаждений, на параметры миграции  $^{137}\text{Cs}$  и видовой состав древесных пород практически нет. До настоящего времени нет четких критериев по формированию агролесоландшафтных экосистем в условиях радиоактивного загрязнения. Известно, что при смене условий произрастания сельскохозяйственные растения

находятся под защитой лесных насаждений [18]. В условиях радиоактивного загрязнения юго-запада Нечерноземья (на примере Брянской области) установлена взаимосвязь состояния полезащитных насаждений с лесорастительными свойствами почв и почвообразующими породами; выявлена роль полезащитных лесных полос (ПЛП) в перераспределении  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове с применением ГИС-технологий и закономерности миграции радионуклида в почвенном профиле, определен видовой состав древесных пород, влияющий на интенсивность вертикальной миграции. ПЛП – это экологический каркас, который меняет ветровой режим, регулирует испаряемость, положительно влияет на формирование продуктивных запасов влаги в почве и воспроизводство ее плодородия, который также играет важнейшую роль в стабилизации, перераспределении и очищении экосистем от радионуклидов.

Цель исследований – изучение и анализ влияния полезащитных лесных полос на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном покрове и разработка параметров модели агролесоландшафта для юго-запада Нечерноземья.

### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объектами исследований являлись искусственные полезащитные линейные насаждения (табл. 1), загрязненные  $^{137}\text{Cs}$  и расположенные в трех административных районах Брянской обла-

сти (Клинцовский, Красногорский и Новозыбковский). Исследования проводили на 20 временных пробных площадях (ПП) в чистых древостоях сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) и березы повислой (*Betula pendula* Roth.), в смешанных сосново-березовых ПЛП в ГКУ Брянской области “Злынковское лесничество” (Новозыбковское участковое лесничество) и “Клинцовское лесничество” (Ущерпское и Красногорское участковые лесничества). Полезащитные лесные полосы создавали на сельскохозяйственных территориях, занятых пашней, представлены ландшафтами водно-ледниковых суглинистых и супесчано-суглинистых равнин и ландшафтами зандровых и моренно-зандровых равнин и расположены в Перелазовском, Смотровском и Новозыбковском ландшафтах соответственно [19, 20]. Ландшафты водно-ледниковых суглинистых и супесчано-суглинистых равнин занимают: слабоволнистые междуречья (местность 19), сложенные мощными покровными суглинками с дерново-слабо- и среднеподзолистыми легкосуглинистыми почвами под пашней; в этих ландшафтах заложено восемь пробных площадей в Ущерпском участковом лесничестве; слабоволнистые междуречья (местность 20), сложенные средне-мощными и маломощными покровными суглинками и супесями, подстилаемые различными супесчано-суглинистыми породами с дерново-средне- и слабоподзолистыми легкосуглинистыми почвами под пашней; в этих ландшафтах заложено четыре пробные площади в Красногорском участковом лесничестве. Ландшафты зандровых и моренно-зандровых равнин занимают: краевые наклонные поверхности междуречий (местность 46), сложенные маломощными супесями и песками, подстилаемые мореной с дерново-средне- и слабоподзолистыми почвами под пашней; в этих ландшафтах заложено восемь пробных площадей в Новозыбковском участковом лесничестве. Изучение почвенно-грунтовых условий показало, что ПЛП расположены на дерново-подзолистых супесчаных и легкосуглинистых почвах разной степени оподзоленности и оглеенности, сформированных на водно-ледниковых и моренных отложениях. В ПЛП (табл. 1) наиболее распространены следующие эдаптопы: влажные субори ( $B_3$ ), свежие субори ( $B_2$ ), свежие сложные субори ( $C_2$ ) и влажные сложные субори ( $C_3$ ).

Закладку ПП и проводимые работы на объектах исследования осуществляли в соответствии с ГОСТ 16128-70 “Площади пробные лесоустроительные (метод закладки)” и ОСТ 56-69-83 “Площади пробные лесоустроительные. Метод закладки”. На пробных площадях по видам древесных пород выполняли сплошной пересчет деревьев. С применением высотомера Suunto РМ-5 (“Suunto Petzi”, Финляндия) измеряли высоты у 30 деревьев. Таксационные характеристики древостоев

определяли методом измерительной таксации по общепринятым методикам. Описание напочвенного покрова проводили глазомерным методом по шкале Друде. Полевые почвенные исследования выполняли в соответствии с методическими разработками кафедры лесного дела БГИТУ и ОСТ 56-81-84 “Полевые исследования почвы” с фиксированием географических координат почвенных разрезов с помощью GPS-приемника с последующей привязкой мест отбора проб к космоснимкам. Отбор проб почв в полезащитных лесных насаждениях проводили буром Малькова на глубину 20 см. Смешанный образец составляли из 20–25 индивидуальных проб, равномерно расположенных по ПЛП. Масса смешанного образца не менее 1 кг. Физико-химический анализ почвенных образцов проводили в стационарных условиях стандартными методами [ГОСТ 29269-93]. Определяли содержание подвижных форм фосфора и калия по А.Т. Кирсанову [ГОСТ 26207-91]; гумус – по методу И.В. Тюрина в модификации В.Н. Симакова [ГОСТ 26213-91]; обменную кислотность – потенциометрическим методом [ГОСТ 26483-85 и ГОСТ 26490-85]; гранулометрический состав по Н.А. Качинскому; плотность сложения почвы – весовым методом из рассыпного образца; содержание  $^{137}\text{Cs}$  – гамма-спектрометрическим методом на гамма-спектрометре “Прогресс” (фирма-изготовитель ЗАО НПП “Доза”, Москва, Россия). Запас радиоактивного цезия определяли расчетным методом. Обработку экспериментального материала проводили средствами электронной таблицы Excel. Для моделирования латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и построения цифровой модели рельефа применяли ГИС-системы: SAGA GIS, QGIS. Влияние ПЛП на прилегающие ценозы оценивали по принятой в лесомелиорации методике: на расстояниях, кратных высоте (Н) лесополосы – 1Н, 5Н, 10Н и 20Н.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

*Почвенно-экологические условия полезащитных лесных полос.* Почва, как подсистема в любой экосистеме, является приемником и аккумулятором всех техногенных загрязнителей, в том числе и радиоактивных. Из комплекса физико-химических свойств, которые влияют на подвижность радионуклидов и отражают состояние почвенного плодородия, наибольший интерес представляют такие показатели как гумус, кислотность, содержание подвижного фосфора и калия, гранулометрический состав [21]. В условиях радиоактивного загрязнения почв роль органического вещества в них значительно усиливается. Среди его многочисленных функций на первый план выходят такие как способность регулировать водно-воздушные, тепловые, физические свойства, поддержи-

Таблица 1. Краткая характеристика и таксационные показатели полезащитных лесных полос

ПП	Таксационные показатели							Технологические особенности создания лесных полос				<sup>137</sup> Cs, кБк/м <sup>2</sup>
	порода	возраст, лет	ТЛУ	ср. диаметр, см	ср. высота, м	запас, м <sup>3</sup> /га	класс бонитета	относительная полнота	строение лесной полосы	схема размещения, м	конструкция лесной полосы	
Клинцовское лесничество, Ущерпское участковое лесничество												
1	С	73	В <sub>3</sub>	22.4	19.4	233	II	0.7	4рС	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	151.7
2	С	73	В <sub>2</sub>	27.0	20.9	162	II	0.5	1рБ2рС1рБ	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	902.8
	Б			19.0	14.6	28		0.2				
3	С	73	В <sub>2</sub>	26.1	20.9	221	II	0.6	4рС	3.0 × 1.0	Ажурно-продуваемая	1354.2
4	С	73	В <sub>2</sub>	28.2	19.0	129	II	0.4	1рБ2рС1рБ	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	714.1
	Б			16.5	15.4	45		0.3				
5	С	51	В <sub>2</sub>	29.3	18.9	100	I	0.3	1рБ2рС1рБ	3.0 × 0.75	Ажурная	466.2
	Б			28.0	19.4	87		0.4				
6	С	73	В <sub>2</sub>	29.0	19.9	276	II	0.8	4рС	3.0 × 1.0	Ажурно-продуваемая	1380.1
7	С	73	В <sub>2</sub>	28.3	20.0	243	II	0.7	4рС	3.0 × 1.0	Ажурно-продуваемая	1054.5
8	С	73	В <sub>2</sub>	33.3	20.2	176	II	0.5	1рБ2рС1рБ	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	810.3
	Б			25.9	16.5	17		0.1				
Клинцовское лесничество, Красногорское участковое лесничество												
9	Б	42	В <sub>2</sub>	23.5	15.4	106	I	0.7	3рБ	2.5 × 0.5	Ажурная	362.6
10	Б	42	В <sub>2</sub>	24.1	18.1	156	I	0.8	3рБ	2.5 × 0.5	Ажурная	362.6

Таблица 1. Окончание

ПП	Таксационные показатели							Технологические особенности создания лесных полос				<sup>137</sup> Cs, кБк/м <sup>2</sup>
	порода	возраст, лет	ТЛУ	ср. диаметр, см	ср. высота, м	запас, м <sup>3</sup> /га	класс бонитета	относительная полнота	строение лесной полосы	схема размещения, м	конструкция лесной полосы	
11	Б	42	B <sub>2</sub>	20.1	16.1	97	I	0.6	3рБ	2.5 × 0.5	Ажурная	540.2
12	Б	42	B <sub>2</sub>	23.4	15.7	111	I	0.7	3рБ	2.5 × 0.5	Ажурная	518.0
Злынковское лесничество, Новозыбковское участковое лесничество												
13	С	56	B <sub>2</sub>	28.2	17.2	196	II	0.7	4рС	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	817.7
14	С	49	C <sub>3</sub>	27.3	20.3	148	I	0.4	2рБ2рС2рБ	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	1032.3
	Б			28.0	19.1	64		0.3				
15	С	49	C <sub>2</sub>	28.6	21.0	116	I	0.3	1рБ1рС1рБ	3.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	3233.8
	Б			27.6	19.4	87		0.4				
16	С	49	B <sub>2</sub>	25.1	19.5	280	I	0.8	6рС	2.0 × 0.75	Ажурно-продуваемая	1121.1
17	Б	59	C <sub>2</sub>	21.8	18.2	119	I	0.6	1рБ1рС1рБ	2.5 × 1.0	Ажурно-продуваемая	3910.9
	С			20.8	18.3	32		0.1				
18	С	50	C <sub>2</sub>	22.6	19.1	170	I	0.5	1рБ2рС1рБ	3.0 × 0.5	Ажурно-продуваемая	3426.2
	Б			20.8	17.6	56		0.3				
19	Б	65	C <sub>2</sub>	28.5	20.1	160	I	0.7	3рБ	2.5 × 1.0	Ажурная	3318.9
20	С	59	B <sub>2</sub>	29.8	19.2	239	I	0.7	4рС	3.0 × 0.5	Ажурно-продуваемая	503.2

Примечание. ТЛУ – типы лесорастительных условий; С – сосна; Б – береза.

вать высокую химическую и биологическую активность круговорота веществ в системе “почва–растение”, служить акцептором минеральных и органических токсикантов, радионуклидов. Органическое вещество почвы активно влияет на миграцию радионуклидов и снижает поглощение их растениями. Содержание гумуса в органическом веществе является основным показателем экологического состояния почвы и главным носителем ее плодородия.

Реакция почвенной среды (рН) является одним из основных факторов, определяющих характер поглощения и прочность закрепления радионуклидов. Повышенная кислотность почвы является лимитирующим природным фактором не только для роста и развития растений, но и повышает биологическую подвижность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Кислотность почвы регулирует физико-химические и биологические процессы в почве и доведение почвенной кислотности до оптимальных уровней (рН не ниже 5.5) ведет к закреплению радионуклидов в почвенном поглощающем комплексе. При рН выше 5.5 подвижность радионуклидов резко снижается [21].

Закономерность загрязнения почвенно-растительного покрова радиоцезием во многом определяется сходством в поведении этого радионуклида и калия. Причем калий, как биогенный макроэлемент, находится в почве в больших количествах, а радиоцезий – в ультрамикроразнообразиях, поэтому у них не возникает конкуренции за места в почвенном поглощающем комплексе. Кроме того, в процессе постепенного разбавления в почвенном растворе радиоцезия калием и антагонизма этих катионов при поглощении их корневыми системами растений в конкуренции за места их сорбции на поверхности корней калий ингибирует поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения. С увеличением содержания подвижных форм калия в почве увеличивается фиксация радионуклида почвенным поглощающим комплексом, что снижает его поступление в растения [21, 22]. Содержание фосфора может способствовать образованию различных химических соединений  $^{137}\text{Cs}$  и изменению их доступности растениям.

ПЛП расположены на дерново-подзолистых супесчаных и легкосуглинистых почвах, сформировавшихся на ледниковых (морена) и водноледниковых отложениях и на их смеси (табл. 1). Детальное изучение почвенно-экологических условий показало, что сосновые насаждения произрастают в свежих ( $B_2$ ) (ПП 3, 6, 7, 13, 16, 20) и влажных субориях ( $B_3$ ) (ПП 1); сосново-березовые насаждения – в свежих ( $B_2$ ) (ПП 2, 4, 5, 8), свежих сложных ( $C_2$ ), (ПП 15, 17, 18) и влажных сложных субориях ( $C_3$ ) (ПП 14); березовые насаждения – в свежих ( $B_2$ ) (ПП 9, 10, 11, 12) и свежих сложных субориях ( $C_2$ ) (ПП 19). В отдельных эдатопах

встречаются дерново-подзолистые супесчаные со следами оглеения и глееватые почвы.

Анализ гранулометрического состава почвенных профилей показал (табл. 2), что наименьшее содержание илстых частиц характерно для оподзоленных горизонтов ( $A_1A_2$ ,  $A_2B$ ) и составляет в сосновых насаждениях 1.3–3.0 и 1.3–3.4%; в сосново-березовых – 1.2–3.7 и 2.3–2.9%; в березовых – 3.4–5.0 и 1.9–8.4% соответственно. Максимум илистой фракции отмечен в нижней части иллювиального горизонта. Схожие закономерности характерны и для распределения физической глины. Ее максимальное содержание отмечено в гумусовом и нижнем иллювиальном горизонтах. Такое распределение ила и глины типично для подзолистых почв. Гранулометрический состав оказывает значительное влияние на физико-химические свойства почв. Степень этого влияния определяется соотношением песчаных и суглинистых фракций.

Дерново-подзолистые почвы, на которых произрастают ПЛП, обладают низким естественным плодородием, бедны минеральными питательными элементами, органическим веществом, имеют сильноокислую и кислую реакцию почвенной среды, незначительную емкость поглощения. Дерново-подзолистые песчаные и супесчаные почвы имеют крайне неблагоприятные водные свойства: высокую водопроницаемость и малую вододерживающую способность, что способствует усилению миграции радионуклидов (ПП 1). Водный режим таких почв зависит от количества и частоты выпадения осадков, толщины снежного покрова, температуры воздуха, механического состава подстилающей породы, уровня залегания грунтовых вод. Физические свойства легкосуглинистых почв благоприятнее песчаных и супесчаных, но и для них остаются характерными невысокая влагоемкость, повышенная водопроницаемость и небольшая водоподъемная способность. Эти свойства почв в основном определяют распределение техногенных загрязнителей по почвенному профилю.

Почвы изучаемых ПЛП характеризуются в сосновых насаждениях (табл. 2) независимо от типа лесорастительных условий очень сильноокислой реакцией (рН менее 4) в гумусовом горизонте и в пределах от очень сильноокислой до среднекислой (рН 4.6–5.0) в нижележащих. В сосново-березовых насаждениях величина обменной кислотности гумусового слоя находится в пределах от очень сильноокислой до среднекислой, в нижележащих горизонтах варьирует от очень сильноокислой до среднекислой и близкой к нейтральной (рН 5.6–6.0). В березовых фитоценозах величина обменной кислотности органогенных горизонтов ( $A_1$ ,  $A_1A_2$ ) изменяется от сильноокислой (рН 4.1–4.5) до среднекислой (рН 4.6–5.0),

Таблица 2. Обобщенные физические и физико-химические показатели почв полевых насаждений

Горизонт, слой почвы	Мощность, см	Плотность сложения, г/см <sup>3</sup>	Гранулометрический состав, %			рН <sub>KCl</sub>	Физико-химические свойства		
			ил	физическая глина	гумус, %		запас элементов, кг/га		
							азот	фосфор	калий
Сосновые насаждения									
A <sub>1</sub>	4–22	0.79–1.21	1.4–3.6	14.2–29.8	3.7–5.2	1.15–3.29	4.2–13.3	8–226	20–219
A <sub>1</sub> A <sub>2</sub>	20	1.24–1.35	1.8–3.0	13.4–26.3	3.9–4.2	0.71–1.01	7.0–10.9	123–154	49–335
A <sub>2</sub> B	18–20	1.27–1.39	1.3–3.4	8.5–21.4	3.8–4.5	0.33–1.26	3.1–10.8	32–556	47–89
0–20	–	1.10–1.30	1.4–3.3	13.8–24.4	3.8–4.4	0.70–2.17	7.1–16.9	33–388	47–199
0–50	–	1.19–1.37	1.6–2.7	11.9–24.8	3.9–5.0	0.38–1.15	10.0–26.9	92–1010	133–754
0–100	–	1.25–1.44	1.5–3.8	8.6–25.0	3.9–5.5	0.24–0.67	12.0–32.4	271–1993	291–1005
Сосново-березовые насаждения									
A <sub>1</sub>	7–30	0.84–1.27	2.1–4.5	9.8–29.8	3.8–4.9	0.80–4.87	5.7–26.2	30–193	28–236
A <sub>1</sub> A <sub>2</sub>	11–26	0.98–1.29	1.2–3.7	11.9–29.8	3.9–4.3	1.13–1.50	6.3–14.2	154–401	29–332
A <sub>2</sub>	10	1.32–1.35	2.3–2.9	12.0–28.3	4.0–4.5	0.48–0.67	2.5–3.6	16.5–17.6	19.8–29.7
A <sub>2</sub> B	22–33	1.20–1.46	1.1–1.8	9.0–21.6	4.1–4.5	0.33–0.60	6.2–9.5	49–299	75–257
0–20	–	0.92–1.27	1.8–3.6	9.8–29.5	3.9–4.5	0.78–2.85	7.4–24.8	30–320	48–377
0–50	–	1.07–1.38	1.2–3.3	6.7–26.3	4.0–4.5	0.45–1.60	10.0–35.9	106–807	95–766
0–100	–	1.30–1.44	1.3–4.7	8.7–31.5	3.9–4.8	0.26–0.90	12.0–44.5	227–1906	193–1537
Березовые насаждения									
A <sub>1</sub>	13–21	1.12–1.23	3.6–6.5	17.0–25.8	4.0–4.4	0.91–2.86	6.7–17.4	160–275	76–238
A <sub>1</sub> A <sub>2</sub>	5–11	1.27–1.30	3.4–5.0	22.0–24.8	4.4–4.7	0.39–0.83	2.1	71–132	48–104
A <sub>2</sub>	11	1.28	5.5	19.6	4.3	0.28	1.6	169.0	60.5
A <sub>2</sub> B	20–22	1.20–1.43	1.9–8.4	14.2–24.8	4.3–4.6	0.29–0.59	3.3–6.2	209–303	68–201
0–20	–	1.12–1.25	3.6–6.1	18.0–25.8	4.0–4.5	0.77–2.1	7.7–19.9	194–318	69–226
0–50	–	1.19–1.34	3.6–7.5	18.0–20.8	4.2–4.6	0.46–1.05	11.8–25.1	514–897	144–368
0–100	–	1.33–1.44	3.1–8.0	15.4–23.9	4.2–4.5	0.31–0.63	15.5–31.3	734–1928	336–919

Примечание. Указаны пределы (min–max) значений.

в нижележащих горизонтах варьирует от очень сильнокислой до среднекислой. Содержание подвижных форм фосфора в гумусовых горизонтах почв ПЛП варьирует в пределах от низкого (26 мг/кг почвы  $P_2O_5$ ) до высокого (151–250 мг/кг почвы  $P_2O_5$ ), в иллювиальных – от среднего (101–150 мг/кг почвы  $P_2O_5$ ) до высокого (151–250 мг/кг почвы  $P_2O_5$ ) и от очень низкого до высокого – в нижележащих. Хотя фосфор не оказывает прямого действия на сорбцию радионуклидов почвой, тем не менее, увеличивая продуктивность прилегающих к ПЛП участков сельхозугодий, способствует разбавлению радиоактивных веществ на единицу массы биопродукции. Степень обеспеченности почв подвижным калием в гумусовых горизонтах варьирует в пределах от очень низкой (менее 40 мг/кг почвы  $K_2O$ ) до высокой (151–250 мг/кг почвы  $K_2O$ ), в нижележащих – от очень низкой до очень высокой (более 250 мг/кг  $K_2O$ ). Являясь аналогом цезия по химическим свойствам, он препятствует поступлению радиоцезия в продукцию растениеводства и в наземную часть ПЛП. В основном на объектах исследования наблюдается низкая и средняя обеспеченность элементами минерального питания.

В органогенном горизонте почв сосновых насаждений наибольшее содержание гумуса (2.71%) отмечается в легкосуглинистой почве, сформировавшейся на морене (ПП 20), а наименьшее (0.98%) – в супесчаной (ПП 13, 16) со следами оглеения на двучленных отложениях морены и флювиогляциальных песков и на флювиогляциальных песках с прослойками морены; в сосново-березовых насаждениях высокое содержание гумуса отмечено в легкосуглинистых почвах, сформировавшихся на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком (ПП 4) и на покровном суглинке (ПП 8) (4.87 и 4.15% соответственно); в березовых насаждениях содержание гумуса в органогенном горизонте супесчаных почв, сформировавшихся на морене (ПП 17, 18), невысокое (1.98 и 1.81% соответственно) и несколько выше (2.11%) в легкосуглинистой почве на флювиогляциальных песках с прослойками морены. Плотность сложения почвы увеличивается от гумусового горизонта к материнской породе. По плотности верхнего горизонта почвы ПЛП относятся к рыхлым или нормально уплотненным. Мощность гумусового горизонта изменяется в сосновых ПЛП от 4 до 22 см, в сосново-березовых – от 7 до 30 см, в березовых насаждениях варьирует от 13 до 21 см. Основной запас подвижных форм фосфора и калия содержится в верхнем (0–50 см) слое почвы, где сосредоточена основная масса корней деревьев.

Почвенно-экологические условия дерново-подзолистых почв в насаждениях ПЛП весьма неоднородны (табл. 3).

В сосновых насаждениях по шкале С.А. Мамаева (1973) [23] очень высокая изменчивость (более 40%) характерна для мощности гумусового горизонта, запасов подвижного фосфора и калия в слое 0–50 см почвы. Столь высокие различия указанных показателей, на наш взгляд, связаны с почвообразующими породами и их гранулометрическим составом, а также со степенью протекания дернового процесса. Высокая вариабельность (21–40%) отмечается для ила и физической глины, содержания гумуса в аккумулятивном горизонте и корнеобитаемом слое, запасов подвижного азота, что объясняется динамичным перемещением этих веществ по почвенным профилям при промывном водном режиме. Низкая вариабельность получена для обменной кислотности (8–12%) и очень низкая – для плотности сложения (менее 8%).

В сосново-березовых насаждениях очень высокая изменчивость характерна для мощности гумусового горизонта, содержания гумуса в аккумулятивном горизонте, запасов подвижного фосфора и калия в корнеобитаемом слое почвы. Столь высокие различия указанных показателей, на наш взгляд, связаны, прежде всего, с разной степенью протекания подзолистого и дернового процессов в изучаемых почвах и промывным типом водного режима. Высокая вариабельность отмечается в содержании ила, физической глины, гумуса и запасах подвижного азота в корнеобитаемом слое почвы, что объясняется их подвижностью при протекании подзолистого процесса, а также свойствами почвообразующих пород. Для плотности сложения характерна низкая вариабельность. Обменная кислотность варьирует незначительно.

В березовых насаждениях очень высокая изменчивость характерна для гумуса в горизонте  $A_1$ , что связано с возрастом и плотностью насаждений, а именно с количеством поступающего опада на поверхность почвы. Высокая вариабельность отмечается для мощности гумусового горизонта, содержания гумуса, ила, запасов подвижного азота, фосфора и калия в корнеобитаемом слое (0–50 см) почвы, что объясняется увеличением подвижности этих элементов и гумуса под березовыми насаждениями. Низкая вариабельность отмечена для физической глины. Обменная кислотность и плотность сложения варьируют незначительно.

Следует отметить, что в сосновых и сосново-березовых насаждениях содержание физической глины и ила в корнеобитаемом слое существенно влияет на их продуктивность (I–II классы бонитета). В березовых насаждениях гранулометрический состав почв не оказывает существенного влияния на рост древостоев (I класс бонитета).

*Горизонтальная миграция  $^{137}Cs$ .* Наиболее перспективным вектором развития информацион-

**Таблица 3.** Статистические показатели почвенно-экологических свойств в насаждениях ПЛП (для слоя 0–50 см)

Показатель	<i>M</i>	$\sigma$	<i>m</i>	<i>C</i> , %	$M \pm t_{0.05}m$
Сосновые насаждения					
Мощность $A_1$ , см	11.57	5.58	0.61	48.26	10.36–12.78
Содержание ила (0–50 см), %	1.91	0.47	0.06	24.37	1.79–2.03
Содержание физической глины (0–50), %	14.89	5.84	0.55	39.21	13.79–15.99
Плотность сложения (0–50 см), г/см <sup>3</sup>	1.28	0.07	0.02	5.30	1.23–1.33
pH (0–50 см)	4.31	0.37	0.10	8.61	4.05–4.57
Гумус $A_1$ , %	2.12	0.83	0.09	39.10	1.94–2.30
Гумус (0–50 см), %	0.78	0.28	0.03	35.23	0.72–0.84
NO <sub>3</sub> (0–50 см), кг/га	18.2	6.34	0.69	34.82	16.81–19.59
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (0–50 см), т/га	0.57	0.29	0.02	51.45	0.53–0.61
K <sub>2</sub> O (0–50 см), т/га	0.27	0.20	0.01	74.11	0.25–0.29
Сосново-березовые насаждения					
Мощность $A_1$ , см	16.25	7.95	0.89	48.93	14.48–18.02
Содержание ила (0–50 см), %	2.59	0.82	0.09	31.58	2.41–2.77
Содержание физической глины (0–50), %	19.45	6.32	0.71	32.49	18.02–20.88
Плотность сложения (0–50 см), г/см <sup>3</sup>	1.22	0.12	0.03	9.65	1.15–1.29
pH (0–50 см)	4.21	0.18	0.05	4.29	4.09–4.33
Гумус $A_1$ , %	2.31	1.36	0.12	58.67	2.07–2.55
Гумус (0–50 см), %	1.06	0.39	0.04	37.20	1.02–1.14
NO <sub>3</sub> (0–50 см), кг/га	24.49	8.72	0.89	35.62	22.70–26.28
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (0–50 см), т/га	0.40	0.26	0.02	65.66	0.36–0.44
K <sub>2</sub> O (0–50 см), т/га	0.34	0.21	0.01	62.09	0.32–0.36
Березовые насаждения					
Мощность $A_1$ , см	18.40	3.79	0.98	20.62	16.31–20.49
Содержание ила (0–50 см), %	5.36	1.44	0.20	26.89	4.95–5.77
Содержание физической глины (0–50 см), %	20.24	1.72	0.54	8.50	18.52–21.96
Плотность сложения (0–50 см), г/см <sup>3</sup>	1.29	0.06	0.02	4.42	1.23–1.35
pH (0–50 см)	4.34	0.17	0.05	3.86	4.18–4.50
Гумус $A_1$ , %	1.46	0.73	0.07	50.25	1.32–1.60
Гумус (0–50 см), %	0.80	0.26	0.03	32.42	0.74–0.86
NO <sub>3</sub> (0–50 см), кг/га	17.24	5.24	0.59	30.39	16.05–18.43
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (0–50 см), т/га	0.63	0.14	0.02	22.55	0.59–0.67
K <sub>2</sub> O (0–50 см), т/га	0.34	0.12	0.01	34.89	0.32–0.36

Примечание. *M* – среднее арифметическое,  $\sigma$  – среднее квадратическое отклонение, *m* – ошибка среднего, *C* – коэффициент изменчивости, *P* – показатель точности,  $M \pm t_p m$  – доверительный интервал. Для сосновых насаждений *n* = 21; для сосново-березовых *n* = 24; для березовых *n* = 15.



ных технологий в лесном хозяйстве и лесомелиорации является всестороннее применение данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) совместно с геоинформационными системами. На их основе эффективно решаются многие задачи лесного хозяйства: лесоустройство и таксация леса, государственная инвентаризация лесов и мониторинг лесного фонда, охрана лесов от пожаров, контроль за санитарно-лесопатологическим состоянием лесов, контроль за лесопользованием (выявление незаконных рубок и других нарушений), устройство и мониторинг защитных лесов, лесопарков, защитных насаждений, в том числе полезащитных лесных полос.

Для моделирования латеральной миграции радионуклидов может применяться анализ рельефа исследуемой территории. Основным источником информации о рельефе может служить цифровая модель рельефа (ЦМР). Для моделирования реальной поверхности необходимо иметь большое число точек измерений, которые должны равномерно располагаться на исследуемой территории. При недостатке данных используют различные методы интерполяции. Оптимальным локальным методом интерполяции, который широко применяется для создания ЦМР, является процедура “кригинга”, названная так в честь его автора Д. Крига [24]. Для изучения влияния ПЛП на латеральную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  применялась ЦМР.

Помимо установления отметок высот для мест отбора проб по созданной ЦМР было выделено несколько типов морфографических показателей рельефа: верхнесклоновая, среднесклоновая и нижнесклоновая части, водораздел (табл. 4–6). Для характеристики миграционных процессов использовали коэффициент латеральной миграции (КЛМ), равный отношению активности  $^{137}\text{Cs}$  в сопряженных участках вдоль склона, значения которого отражают степень выраженности элювиально-аккумулятивных процессов [25].

Результаты проведенных исследований в сосновых древостоях ПЛП (с учетом направления преобладающих ветров) показывают (табл. 4), что на равнинном рельефе на расстоянии 5Н, 10Н, 20Н (ПП 1, ПП 6, ПП 13, ПП 20) миграция  $^{137}\text{Cs}$  отсутствует, при незначительных изменениях отметки высот миграция прослеживается. Это подтверждается значениями коэффициентов латеральной миграции  $^{137}\text{Cs}$ . Значения КЛМ на расстоянии 1Н от сосновых полезащитных насаждений в слое 0–20 см изменяются от 0.24 до 0.82 при уклоне местности от лесополосы (миграция отсутствует) и 1.23 при уклоне местности к лесополосе (ПП 3, миграция к лесополосе).

Аналогичная ситуация прослеживается в березовых ПЛП (табл. 5). Значения КЛМ на расстоянии 1Н в слое 0–20 см изменяются от 0.25 до 1.00

при уклоне местности от лесополосы и от 1.01 до 1.15 при уклоне местности к лесополосе.

В полезащитных сосново-березовых насаждениях (табл. 6) коэффициент варьирует от 0.15 до 0.42 при уклоне местности от лесополосы и составляет 1.21 при уклоне местности к лесополосе (ПП 8).

При наличии стока к лесополосе увеличивается горизонтальная миграция радионуклида, что подтверждается значениями КЛМ как для сосновых, так и для сосново-березовых ПЛП. Различия в КЛМ на пашне связаны с микрорельефом местности и типом произрастающей растительности. Независимо от состава насаждений величина КЛМ определяется наличием или отсутствием уклона местности к лесополосе.

Обработка экспериментального материала методом множественной линейной регрессии позволила установить зависимость между величинами поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$ , средними таксационными показателями, рельефом и расстоянием до лесополос (табл. 7) [26]. Установлена высокая (по Чеддоку) тесная связь между величиной поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$ , средними таксационными показателями, рельефом и расстоянием до лесополос [23]. Коэффициенты детерминации моделей составили от 0.5 до 0.7 ( $F = 9.78–30.11$ , при  $p < 0.05$ ). Согласно критерию Фишера, сосновые и сосново-березовые насаждения оказывают одинаковое влияние на горизонтальную миграцию  $^{137}\text{Cs}$ .

Несколько меньше выражена роль березовых насаждений в накоплении радионуклида в полосе, так как под листовыми породами происходит ускоренная минерализация опада с образованием подвижных органо-минеральных комплексов с  $^{137}\text{Cs}$  и их перемещением в глубь почвенного профиля.

Наибольшее влияние на величину горизонтальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  вне зависимости от состава древостоев оказывают высота поверхности над уровнем моря и средняя высота насаждения. Для березовых ПЛП влияние оказывает и средний диаметр древостоя.

*Вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в насаждениях полезащитных лесных полос.* Связь между перераспределением радионуклида по профилю и свойствами почв и почвообразующих пород в сосновых насаждениях представлена на рис. 1.

Результаты проведенных исследований показывают, что удельная активность лесной подстилки свежих суборей в почвах сосновых ПЛП, сформировавшихся на морене (ПП 20) и моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком (ПП 3), превышает активность нижележащего гумусового горизонта в 1.2–1.3 раза. Это указывает на значительную миграцию радионук-

**Таблица 4.** Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в сосновых ПЛП по элементам рельефа (слой почвы 0–20 см)

Место отбора образца	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ
ПП 1 (N52°38'45" E32°13'51"); $H = 19.4$ м						
Лесополоса	153.1	182.2	–	153.1	182.2	–
1Н	125.8	181.8	0.82	114.7	182.4	0.75
5Н	125.9	180.1	1.00	114.9	182.3	1.0
10Н	126.0	178.3	1.00	115.1	182.1	1.0
20Н	126.2	181.6	1.00	116.9	178.3	1.02
ПП 3 (N52°38'34" E32°13'25"); $H = 20.9$ м						
Лесополоса	1357.1	187.2	6.30	1357.1	187.2	–
1Н	215.4	187.4	1.23	215.7	187.0	0.16
5Н	174.8	188.2	1.41	91.2	185.7	0.42
10Н	123.6	188.5	0.89	101.4	184.1	1.11
20Н	139.0	186.0	–	111.4	182.3	1.10
ПП 6 (N52°37'59" E32°12'57"); $H = 19.9$ м						
Лесополоса	1383.5	183.0	–	1383.5	183.0	9.24
1Н	587.3	182.7	0.42	149.7	183.2	1.16
5Н	254.9	182.3	0.43	129.5	186.0	1.03
10Н	144.3	182.6	0.57	125.9	184.3	0.92
20Н	122.1	183.3	0.85	136.9	183.9	–
ПП 7 (N52°37'56" E32°13'16"); $H = 20.0$ м						
Лесополоса	1054.9	187.7	–	1054.9	187.7	4.89
1Н	256.8	187.2	0.24	215.7	188.2	1.82
5Н	118.4	186.2	0.46	118.4	189.3	0.91
10Н	85.1	186.1	0.72	129.4	187.7	0.95
20Н	88.8	184.4	1.04	136.9	186.9	–
ПП 13 (N52°38'17" E31°54'17"); $H = 17.2$ м						
Лесополоса	817.3	146.7	2.19	817.3	146.7	2.24
1Н	373.7	147.3	1.01	364.8	147.9	1.00
5Н	369.0	147.8	0.96	365.1	147.8	0.98
10Н	384.8	147.1	0.98	370.7	143.5	1.00
20Н	392.2	146.8	–	371.1	138.0	–
ПП 16 (N52°36'21" E31°51'22"); $H = 19.5$ м						
Лесополоса	1120.8	164.7	–	1120.8	164.7	–
1Н	314.5	164.1	0.28	329.4	164.8	0.29
5Н	325.6	163.3	1.04	332.9	164.0	1.01
10Н	338.5	162.8	1.04	347.8	163.7	1.04
20Н	351.5	161.1	1.04	371.4	162.7	1.07
ПП 20 (N52°32'45" E31°58'59"); $H = 19.2$ м						
Лесополоса	504.9	177.8	–	504.9	177.8	2.97
1Н	190.2	177.9	0.38	170.2	177.9	1.01
5Н	187.8	177.9	0.99	167.8	177.8	1.01
10Н	185.0	178.4	0.99	166.7	178.6	1.01
20Н	207.2	176.6	1.12	164.5	179.7	–

Примечание.  $H$  – высота древостоя;  $N$  – северная широта;  $E$  – восточная долгота.

Таблица 5. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в березовых ПЛП по элементам рельефа (слой почвы 0–20 см)

Место отбора образца	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ
ПП 9 (N53°01'48" E31°34'06"); H = 15.4 м						
Лесополоса	362.6	148.0	1.75	362.6	148.0	–
1Н	207.5	148.1	1.01	125.8	147.9	0.35
5Н	205.3	148.1	1.08	124.6	148.0	0.99
10Н	189.8	148.4	1.22	144.9	146.5	1.16
20Н	155.4	148.6	–	138.7	146.9	0.96
ПП 10 (N53°02'12" E31°33'46"); H = 18.1 м						
Лесополоса	362.3	147.4	2.72	362.3	147.4	2.79
1Н	133.2	147.5	1.15	129.7	147.5	1.04
5Н	115.9	149.1	1.00	124.6	148.9	0.99
10Н	116.3	148.8	0.86	125.6	148.9	0.78
20Н	135.1	147.4	–	161.1	147.8	–
ПП 11 (N53°02'19" E31°33'29"); H = 16.1 м						
Лесополоса	541.1	146.9	–	541.1	146.9	–
1Н	133.3	146.8	0.25	125.4	147.0	0.23
5Н	145.4	146.0	1.09	119.8	147.5	0.96
10Н	146.2	145.9	1.01	166.1	145.8	1.39
20Н	121.6	149.1	0.83	166.5	145.7	1.00
ПП 12 (N53°01'35" E31°32'27"); H = 15.7 м						
Лесополоса	518.7	142.2	4.38	518.7	142.2	4.50
1Н	118.3	142.5	1.02	115.2	141.8	1.00
5Н	116.4	142.8	1.08	115.1	142.2	1.02
10Н	107.4	143.0	0.90	113.0	142.9	1.02
20Н	119.4	141.0	–	111.3	147.7	–
ПП 19 (N52°32'33" E31°59'01"); H = 20.1 м						
Лесополоса	3323.7	177.2	–	3323.7	177.2	15.27
1Н	210.1	177.2	0.06	217.6	177.4	1.01
5Н	210.9	176.6	1.00	214.6	178.3	1.02
10Н	218.1	175.9	1.03	210.8	178.7	1.04
20Н	219.3	175.3	1.01	202.4	180.7	–

Примечание. H – высота древостоя; N – северная широта; E – восточная долгота.

лида из лесной подстилки в гумусовый горизонт, что определяется гранулометрическим составом почв, составом и степенью разложения подстилки. По мере изменения доли физической глины и ила в составе почвообразующих пород различия в перераспределении радионуклида между лесной подстилкой и гумусовым горизонтом составили 3.0 (ПП 16), 3.3 (ПП 7) и даже 19.7 раз (ПП 6). О прямой зависимости между подвижностью радионуклидов и гранулометрическим составом отмечают в [4, 10, 11], и это подтверждается нашими исследованиями. Иначе идет перераспределение радионуклида в почве влажной субори (ПП 1).

Максимальная удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  отмечена в гумусовом горизонте (450.9 Бк/кг). Она в 1.6 раза выше, чем в лесной подстилке, что указывает на значительную миграцию цезия, и связано это, в первую очередь, с водным режимом почвы.

При выражении результатов содержания  $^{137}\text{Cs}$  в запасе на объем почвы, т.е. определение его запасов в слое 0–100 см, использовали удельную активность радионуклида в горизонте, мощность горизонта и плотность сложения почвы.

Доля  $^{137}\text{Cs}$ , промигрировавшего из лесной подстилки в гумусовый горизонт под сосновыми на-

**Таблица 6.** Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в сосново-березовых ПЛП по элементам рельефа (слой почвы 0–20 см)

Место отбора образца	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ
	навстренная сторона			заветренная сторона		
ПП 2 (N52°38'39" E32°13'37"); H = 20.9 м						
Лесополоса	902.3	185.9	–	902.3	185.9	–
1Н	175.2	185.7	0.19	120.4	186.0	0.13
5Н	162.4	187.1	0.93	121.9	185.2	1.01
10Н	165.4	185.6	1.02	137.9	183.8	1.13
20Н	172.8	182.7	1.04	155.7	181.7	1.13
ПП 4 (N52°37'57" E32°12'23"); H = 19.0 м						
Лесополоса	714.0	182.9	–	714.0	182.9	–
1Н	109.5	182.9	0.15	102.9	183.0	0.14
5Н	115.6	182.5	1.06	101.4	183.3	0.99
10Н	139.0	181.5	1.20	99.9	183.8	0.99
20Н	99.5	187.5	0.72	103.6	183.3	1.04
ПП 5 (N52°37'59" E32°12'40"); H = 18.9 м						
Лесополоса	467.6	183.2	–	467.6	183.2	2.37
1Н	197.7	182.8	0.42	197.6	183.6	1.34
5Н	187.6	181.7	0.95	147.6	186.0	1.14
10Н	200.0	181.1	1.07	129.5	187.0	1.09
20Н	129.5	187.5	0.65	118.4	188.5	–
ПП 8 (N52°37'54" E32°13'29"); H = 20.2 м						
Лесополоса	812.1	187.8	5.63	812.1	187.8	–
1Н	144.3	188.2	1.21	189.6	187.3	0.23
5Н	119.5	188.5	1.02	118.0	186.9	0.62
10Н	117.5	188.5	0.90	123.3	185.5	1.04
20Н	129.9	186.1	–	121.7	185.6	0.99
ПП 14 (N52°37'41" E31°53'58"); H = 20.3 м						
Лесополоса	1032.5	142.5	–	1032.5	142.5	4.75
1Н	211.4 (пашня)	141.2	0.20	217.3	142.4	1.03
5Н	721.5 пастб.)	139.9	3.41	210.9	143.2	1.05
10Н	532.7 пастб.)	137.9	0.74	201.8	157.0	0.84
20Н	290.3	136.5	0.54	240.5	145.9	–
ПП 15 (N52°35'54" E31°54'47"); H = 21.0 м						
Лесополоса	3237.3	158.9	8.75	3237.3	158.9	–
1Н	369.9	159.8	1.00	331.7	157.9	0.10
5Н	370.2	159.8	1.07	344.1	155.3	1.04
10Н	346.7	160.1	0.90	341.2	157.0	0.99
20Н	384.8	155.1	–	335.4	157.7	0.98
ПП 17 (N52°32'35" E31°50'24"); H = 18.2 м						
Лесополоса	3915.0	174.2	9.36	3915.0	174.2	8.82
1Н	418.1	174.1	1.00	444.0	174.3	1.01
5Н	419.8	174.1	1.02	437.5	175.1	1.03
10Н	411.6	174.5	1.01	425.7	175.5	0.93
20Н	407.0	175.9	–	458.7	174.0	–

Таблица 6. Окончание

Место отбора образца	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ	$^{137}\text{Cs}$ , кБк/м <sup>2</sup>	Отметки высот, м	КЛМ
	наветренная сторона			заветренная сторона		
ПП 18 (N52°32'52" E31°51'15"); H = 19.1 м						
Лесополоса	3431.7	178.5	—	3431.7	178.5	9.87
1Н	399.6	178.5	0.12	347.8	178.6	1.09
5Н	403.2	178.4	1.01	320.1	179.1	0.90
10Н	403.8	178.1	1.00	355.2	178.6	1.09
20Н	419.8	176.4	1.04	325.6	179.0	—

Примечание. H – высота древостоя; N – северная широта; E – восточная долгота.

Таблица 7. Модель зависимости между величинами поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$ , средними таксационными показателями, рельефом и расстоянием до лесополос

Уравнение множественной регрессии	$R^2$	F
Сосновые насаждения		
$Cs = 684.52 - 9.46 \times h - 0.17 \times \text{Dist} + 7.77 \times D + 51.77 \times H$	0.7	26.10*
Сосново-березовые насаждения		
$Cs = -1422.02 - 0.12 \times h - 0.03 \times \text{Dist} - 47.00 \times D + 154.50 \times H$	0.7	30.11*
Березовые насаждения		
$Cs = -97.45 + 0.97 \times h + 0.005 \times \text{Dist} + 6.92 \times D - 3.48 \times H$	0.5	9.78*

Примечание. Cs – поверхностная активность  $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м<sup>2</sup>; h – отметки высот, м; Dist – расстояние от лесополосы, м; D – средний диаметр, см; H – средняя высота, м; F – Критерий Фишера; p – уровень вероятности (значимости). \*p < 0.05.

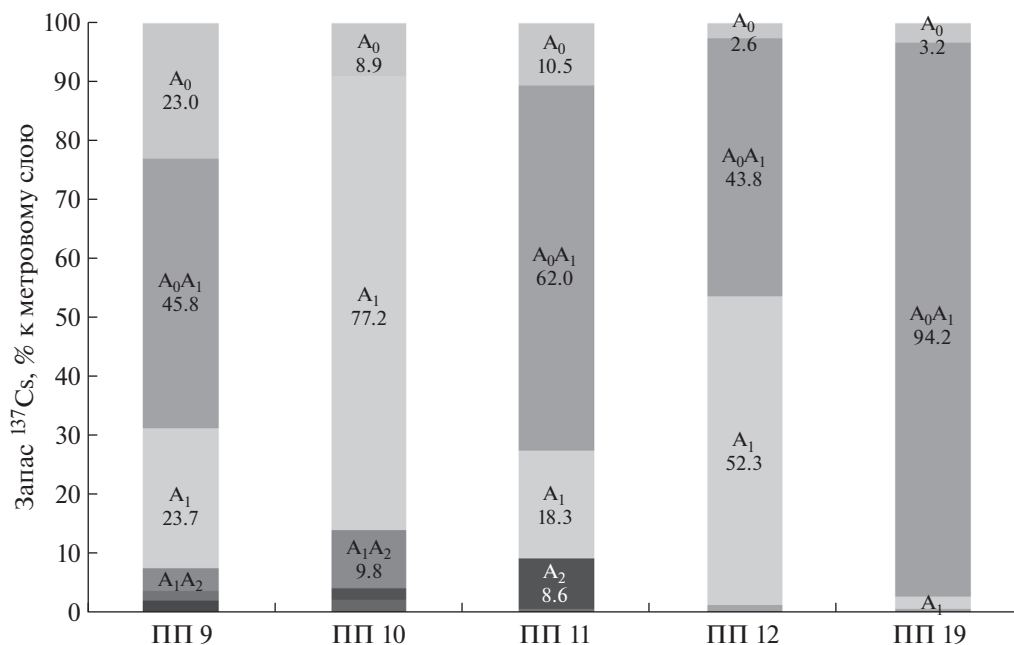
саждениями в условиях влажной субори (рис. 2), произрастающими на глееватой легкосуглинистой почве на водно-ледниковых и моренных отложениях с прослойками морены, составила 69.9%, в оподзоленный иллювиальный горизонт 16.1%, что связано в основном с ее гидрологическим режимом. Максимум загрязнения в относительных единицах приходится на органомогенные горизонты почвы (слой 0–7 см) – 82.4%, и особенно на слой 4–7 см. Несмотря на практически фоновое количество радионуклида в оподзоленном иллювиальном горизонте наблюдается его увеличение в относительных единицах до 16.1% вследствие различий в мощности горизонтов и величинах объемной массы и соответственно в массе горизонта. В типе лесорастительных условий влажная суборь (В<sub>3</sub>) в почвах ПЛП  $^{137}\text{Cs}$  мигрирует вниз по профилю до иллювиального горизонта (до 27 см).

В условиях свежих суборей удельная активность гумусового горизонта супесчаной почвы на моренных и водно-ледниковых отложениях (ПП 6) значительно ниже удельной активности лесной подстилки, но в относительных величинах максимальное количество радионуклида сосредоточено в слое 3–20 см, т.е. максимум загрязнения приходится на гумусовый горизонт (51.2%). Не-

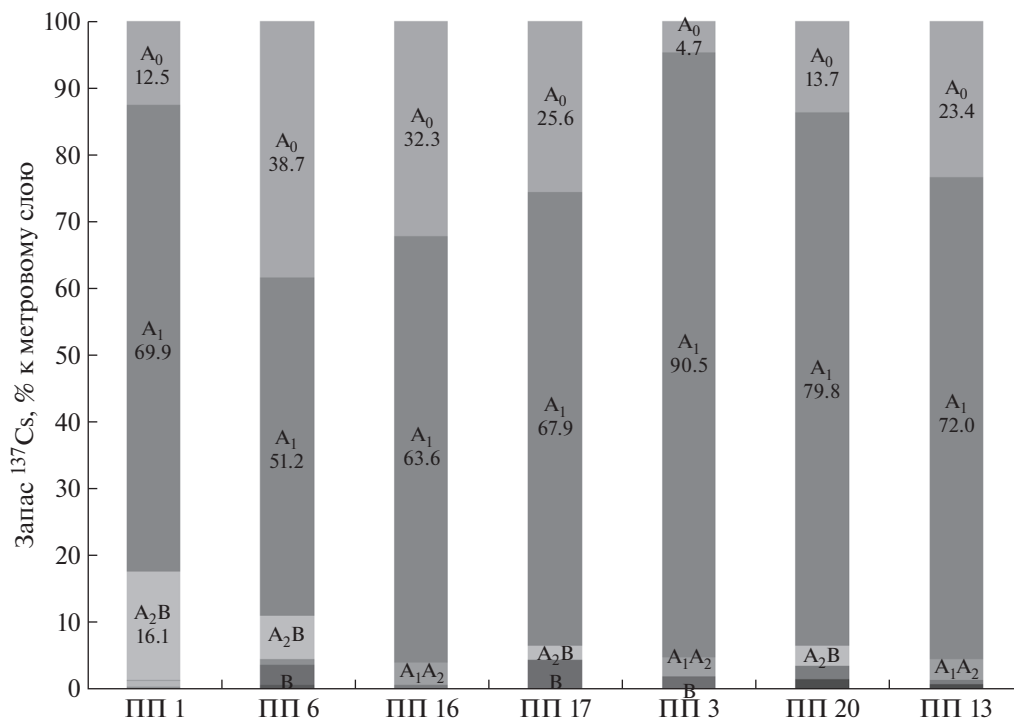
значительное количество радиоцезия промигрировало в иллювиальный горизонт до глубины 40 см, хотя величины удельной активности находятся на уровне фоновых значений. Следует предположить, что на перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в почве на ПП 6 большее влияние оказывает гранулометрический состав.

В почвах, сформировавшихся на моренных и покровных суглинках при различном их соотношении и залегании по профилю, закономерность в перераспределении  $^{137}\text{Cs}$  одинаковая, т.е. максимальная удельная активность радионуклида сосредоточена в лесной подстилке и меньшее ее количество в гумусовом горизонте. Однако в относительных единицах максимум загрязнения приходится на гумусовый горизонт и составляет 63.6–90.5%, а суммарное количество  $^{137}\text{Cs}$  в органомогенных горизонтах от его запаса составляет 89.9–95.9%. Наблюдается незначительная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в нижележащие горизонты до глубины 25–30 см.

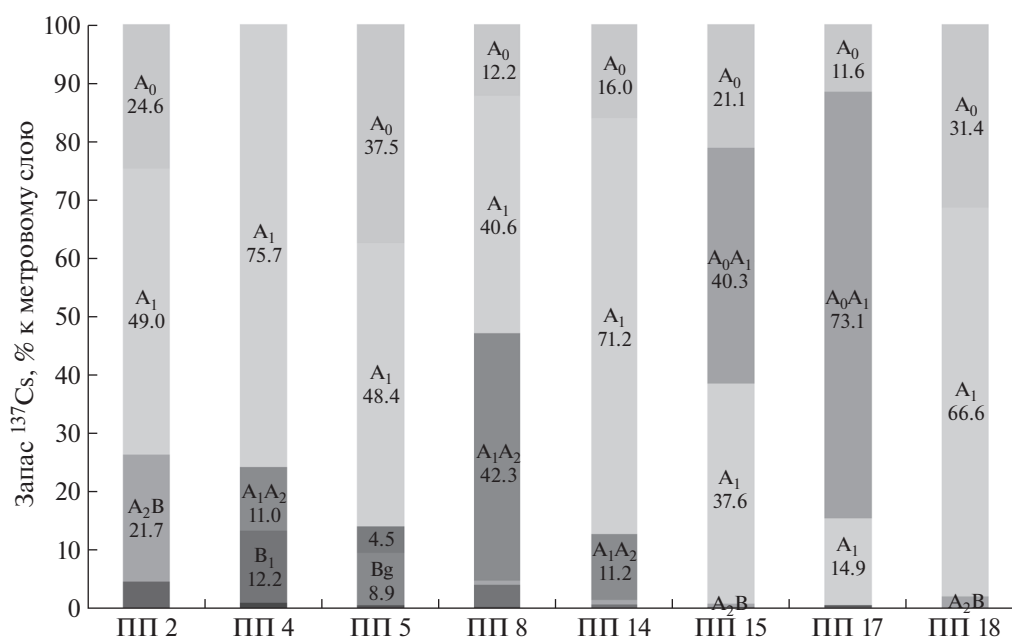
В почвах сосново-березовых насаждений (рис. 3) в свежих суборях, сформировавшихся на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком (ПП 2, ПП 5), удельная активность лесной подстилки превышает активность нижележащего гумусового горизонта в 3.8–4.1 раза. Наблю-



**Рис. 1.** Распределение <sup>137</sup>Cs в профиле почв березовых фитоценозов. ПП 9 – слабодерновая слабоподзолистая супесчаная со следами оглеения почва на морене; ПП 10 – среднедерновая среднеподзолистая супесчаная со следами оглеения почва на опесчаненной морене; ПП 11 – глубокодерновая среднеподзолистая со следами оглеения легкосуглинистая почва на смеси моренных и водно-ледниковых отложений; ПП 12, 19 – глубокодерновая слабоподзолистая супесчаная почва на морене.



**Рис. 2.** Распределение <sup>137</sup>Cs по профилю почв сосновых фитоценозов. ПП 1 – слабодерновая слабоподзолистая глееватая легкосуглинистая почва на водно-ледниковых и моренных отложениях с прослойками морены; ПП 6 – среднедерновая слабоподзолистая супесчаная почва на смеси моренных и водно-ледниковых отложений; ПП 16 – слабодерновая слабоподзолистая супесчаная почва на флювиогляциальных песках с прослойками морены; ПП 7 – среднедерновая слабоподзолистая легкосуглинистая почва на смеси моренных отложений и покровных суглинков, перекрытых мелкопесчаными отложениями; ПП 3 – глубокодерновая слабоподзолистая легкосуглинистая почва на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком; ПП 13 – среднедерновая слабоподзолистая со следами оглеения супесчаная почва на двучленных отложениях морены и флювиогляциальных песков; ПП 20 – среднедерновая слабоподзолистая легкосуглинистая почва на морене.



**Рис. 3.** Распределение <sup>137</sup>Cs в профиле почв сосново-березовых фитоценозов. ПП 2 – среднедерновая слабоподзолистая легкосуглинистая почва на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком; ПП 4 – слабоподзолистая легкосуглинистая почва на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком; ПП 5 – среднедерновая слабоподзолистая легкосуглинистая глееватая почва на моренных отложениях, перекрытых покровным суглинком; ПП 8 – слабодерновая слабоподзолистая со следами оглеения легкосуглинистая почва на покровном суглинке; ПП 14 – слабодерновая слабоподзолистая легкосуглинистая почва на флювиогляциальных песках с прослойками морены; ПП 15 – среднедерновая слабоподзолистая песчаная почва на флювиогляциальных песках с прослойками морены; ПП 17 – среднедерновая среднеподзолистая супесчаная почва на морене; ПП 18 – среднедерновая среднеподзолистая супесчаная почва на морене.

дается миграция радионуклида на ПП 2 в оподзоленный иллювиальный (21.7%) и незначительное количество в иллювиальный (4.7%) горизонты, что определяется в большей степени гранулометрическим составом и развитием подзолистого процесса.

В почве на ПП 5 миграция радионуклида в подзолистый и иллювиальный горизонты составила 13.4%, что связано с гранулометрическим составом и водным режимом. В почве на ПП 4 на таких же почвообразующих породах, но утративших лесную подстилку вследствие перемешивания ее с минеральной частью, различие в удельной активности между гумусовым горизонтом и нижележащим оподзоленным гумусовым горизонтом составляет 21.5 раза, что связано с составом и степенью разложения лесной подстилки. Миграция прослеживается до иллювиального горизонта и составляет 13.3% в относительных единицах, несмотря на фоновое в них содержание <sup>137</sup>Cs.

Для почвы, сформировавшейся на покровном суглинке (ПП 8), основное количество радионуклида сосредоточено в органогенных горизонтах (95.1%), но максимум загрязнения приходится на гумусовый и оподзоленный гумусовый горизонты. Наблюдается значительная миграция <sup>137</sup>Cs из

лесной подстилки в гумусовые горизонты, что определяется развитием подзолистого процесса и гранулометрическим составом почвы и почвообразующей породы.

В свежих сложных субориях на супесчаных почвах, сформировавшихся на флювиогляциальных песках с прослойками морены (ПП 14, ПП 15) и на супесчано-суглинистой морене (ПП 17, ПП 18), основное количество радионуклида сосредоточено в органогенных горизонтах, а максимум загрязнения приходится на переходный гумусовый (ПП 15, ПП 17) и гумусовый (ПП 14, ПП 18) горизонты. В сосново-березовых насаждениях миграция <sup>137</sup>Cs по профилю прослеживается до глубины 40–45 см.

Выраженность элювиальных процессов между горизонтами почвенного профиля наблюдается до оподзоленных и иллювиальных горизонтов, т.е. до глубины 27–50 см, ниже показатели абсолютной удельной активности имеют фоновые значения и относительно равномерное перераспределение <sup>137</sup>Cs, миграция практически отсутствует.

В супесчаных слабооглеенных почвах березовых насаждений свежих суборей (ПП 9, ПП 10), сформировавшихся на морене, абсолютная

удельная активность лесной подстилки незначительно превышает удельную активность гумусового горизонта (рис. 1), но ее активность в относительных единицах почти в 2 раза меньше в оподзоленном гумусовом и в 8.7 раза в гумусовом горизонтах. Это указывает на значительную миграцию радионуклида из лесной подстилки в гумусовый горизонт, что определяется степенью ее разложения, гранулометрическим составом почв и почвообразующих пород и скоростью протекания подзолистого процесса. Наблюдается незначительная миграция радионуклида в подзолистый и иллювиальный горизонты.

В легкосуглинистой со следами оглеения почве на смеси моренных и водно-ледниковых отложений (ПП 11) основное количество  $^{137}\text{Cs}$  в абсолютных и относительных единицах сосредоточено в переходном гумусовом горизонте (62%). Различия в относительных единицах между содержанием радионуклида в оподзоленном гумусовом горизонте составили 5.9 раза, в гумусовом – 1.7 раза. Наблюдается миграция  $^{137}\text{Cs}$  в подзолистый горизонт, но максимум загрязнения приходится на слой 15–40 см. В автоморфной супесчаной почве на морене (ПП 12) различия в содержании радионуклида в относительных единицах между лесной подстилкой и органогенными горизонтами составили 16.8–20.1 раза.

Следует предположить, что вследствие быстрой минерализации лесной подстилки и наличия промывного типа водного режима происходит ускоренное передвижение  $^{137}\text{Cs}$  и его закрепление в органогенных горизонтах; в иллювиальном горизонте миграция практически отсутствует.

В сложных свежих субориях в автоморфной супесчаной почве на морене (ПП 19) различия в содержании радионуклида в относительных единицах между лесной подстилкой и переходным гумусовым горизонтом составило 29.4 раза. Практически все количество радионуклида (94.2%) мигрировало из подстилки в переходный горизонт, незначительное количество (2.1%) содержится в гумусовом горизонте; в иллювиальном и нижележащих – миграция отсутствует.

Выраженность элювиальных процессов между горизонтами почвенного профиля наблюдается до глубины 50–60 см, ниже показатели абсолютной удельной активности имеют фоновые значения и относительно равномерное перераспределение  $^{137}\text{Cs}$ , миграция практически отсутствует. Таким образом, в почвах под березовыми ПЛП процесс вертикальной миграции со временем усиливается, что связано с водно-физическими свойствами почв, составом и степенью разложения опада.

## ОБСУЖДЕНИЕ

Проведение реабилитационных мероприятий на загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных угодьях привело к относительно равномерному их распределению по площади и загрязнению почвенного покрова. Однако развитие эрозионных процессов, уклон и экспозиция склонов оказывают влияние на миграционные потоки радионуклидов. Со сменой территориальных участков происходит перераспределение, изменение миграции и аккумуляции как элементов питания, так и радионуклидов. Являясь экологическим барьером на пути миграционных потоков, полевые лесные полосы задерживают радионуклиды, перераспределяют их по почвенному профилю и являются одним из приемов реабилитации загрязненных радионуклидами территорий.

Выявлено, что полевые лесные полосы произрастают на различных по гранулометрическому составу и происхождению почвообразующих породах. Наличие глинистых и моренных прослоек в почвенном профиле закономерно сказывается на величинах физической глины и ила в горизонтах, что положительно влияет на продуктивность сосново-березовых древостоев, которые произрастают по классу I бонитета, и на вертикальное перераспределение  $^{137}\text{Cs}$ . Уменьшение фракций физической глины и ила под чистыми сосновыми насаждениями влияет на производительность (класс II бонитета), в березовых насаждениях существенного влияния не выявлено (класс I бонитета).

Использование ГИС для оценки радиэкологической роли ПЛП позволило установить преобладающие отметки высот в местах отбора проб; выделить типы морфографических показателей рельефа; привязать расположение ПЛП к элементам рельефа; установить показатели, влияющие на интенсивность горизонтальной миграции радионуклида. Установлено, что аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  происходит в лесных полосах и уменьшается его накопление в прилегающих к лесополосам различным микроразнообразиям склона. Полевая лесная полоса является естественным барьером на пути горизонтальной миграции  $^{137}\text{Cs}$ , что определяется задерживанием и накоплением делювия, переносимого по склону водными потоками. Максимальное количество  $^{137}\text{Cs}$  отмечается в лесных полосах, а также в непосредственной близости от них на расстоянии одной высоты древостоя (1Н) при наличии поверхностного стока к полосе. Проведение послеаварийных защитных мероприятий на сельскохозяйственных угодьях способствовало относительно равномерному распределению радионуклида по территории прилегающих сельхозугодий. Отмеченные незначительные колебания величин поверхностной активности  $^{137}\text{Cs}$  можно объяснить особенностями микроре-



льефа. Выявлено, что величина горизонтальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  зависит от рельефа местности, характеризуемого величиной отметки высот над средним уровнем моря и таксационными показателями полезащитных лесных насаждений; меньшее влияние на горизонтальную миграцию  $^{137}\text{Cs}$  оказывает породный состав ПЛП и удаленность от лесополосы.

Установлено, что перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю в ПЛП определяется в большей степени почвенно-экологическими условиями. Прямая зависимость между подвижностью радионуклидов и гранулометрическим составом отмечена в работах [15, 21] и подтверждается нашими исследованиями. Удельная активность лесной подстилки в почвах свежих суборей сосновых ПЛП (ПП 3, 20) превышает активность нижележащего гумусового горизонта в 1.2–1.3 раза. По мере изменения доли физической глины и ила в составе почвообразующих пород различия в перераспределении радионуклида между лесной подстилкой и гумусовым горизонтом составили 3.0 (ПП 16), 3.3 (ПП 7) и даже 19.7 раза (ПП 6). Иначе идет перераспределение радионуклида в почве влажной субори (ПП 1). Максимальная удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  отмечена в гумусовом горизонте (450.9 Бк/кг). Она в 1.6 раза выше, чем в лесной подстилке, что указывает на значительную миграцию цезия, и связано это, в первую очередь, с наличием промывного типа водного режима. Аналогичные выводы об увеличении интенсивности миграции радионуклидов при переходе от автоморфного к гидроморфному режимам увлажнения почв сделаны многими исследователями [28, 29].

Выявлено, что под сосновыми насаждениями ПЛП миграция  $^{137}\text{Cs}$  по почвенному профилю наблюдается до глубины 25–30 см (рис. 1). В почвах влажных суборей ( $B_3$ ) миграция  $^{137}\text{Cs}$  определяется, в первую очередь, водным режимом; в почвах свежих суборей ( $B_2$ ) – гранулометрическим составом и степенью разложения подстилки. Под сосново-березовыми насаждениями миграция  $^{137}\text{Cs}$  по профилю почв прослеживается до глубины 40–45 см (рис. 3). Перераспределение радионуклида между лесной подстилкой и нижележащими горизонтами в почвах свежих суборей ( $B_2$ ) и свежих сложных суборей ( $C_2$ ) связано с изменением соотношения фракций гранулометрического состава в почвах и почвообразующих породах, доли участия березы в составе насаждений, степени развития подзолистого процесса. Под березовыми ПЛП выраженность элювиальных процессов между горизонтами почвенного профиля наблюдается до глубины 50–60 см (рис. 3). Под березовыми ПЛП процесс вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почвах со временем усиливается, что

связано с водно-физическими свойствами почв, составом и степенью разложения опада.

О влиянии видового состава насаждений на процессы распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почве в научной литературе нет однозначного мнения. Ряд исследователей отмечают, что усиление процессов миграции радионуклида наблюдается под хвойными насаждениями, другие – под лиственными [29]. Наши исследования совпадают с мнением авторов, отмечающих усиление вертикальной миграции преимущественно под лиственными породами.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полезащитные лесные полосы, как типовые элементы агролесоландшафта, служат экологическим барьером на пути ветровых и водных миграционных потоков радионуклидов и являются одним из видов реабилитационных мероприятий по снижению радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции и, как следствие, дозы внутреннего облучения и охраны здоровья человека. Проведение радиоэкологической оценки путей миграции  $^{137}\text{Cs}$  между отдельными структурными элементами агролесоландшафта позволило дать количественное и качественное определение горизонтальной и вертикальной миграции. Оценка эффективности удержания радионуклидов может быть оптимизирована породным составом насаждений ПЛП.

Применение ГИС-технологий позволило определить участки, где происходит аккумуляция стока  $^{137}\text{Cs}$ , и выделить зоны накопления радионуклида на сельскохозяйственных угодьях в зависимости от удаления от лесной полосы на расстоянии от одной высоты древостоя (1Н) до 20Н.

При обосновании структуры агролесоландшафта на радиоактивно загрязненных территориях следует учитывать видовой состав полезащитных лесных полос из-за его влияния на процессы вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$ .

## ДОПОЛНЕНИЕ

1. ГОСТ 26483-85 ГОСТ 26490-85. Определение рН солевой вытяжки, обменной кислотности, обменных катионов, содержание нитратов, обменного аммония и подвижной серы методами ЦИАНО. М.: Государственный комитет СССР по стандартам, 1987. 43 с.

2. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества по методу Тюрина в модификации ЦИАНО. Переиздано взамен ГОСТ 26213-84. М.: Изд-во стандартов, 1992. 6 с.

3. ГОСТ 26207-91. Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИАНО. Переиздано взамен ГОСТ 26207-84. М.: Изд-во стандартов, 1992. 6 с.

4. ОСТ 56-69-83. Площади пробные лесо-устроительные. Метод закладки. Введ. 1983-01-01. М.: ЦБНТИ гослесхоза СССР, 1983. 60 с.

5. ОСТ 56-81-84. Полевые исследования почвы. Порядок и способы проведения работ, основные требования к результатам. М.: ЦБНТИ Гослесхоза СССР, 1985. 14 с.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Марадудин И.И., Панфилов А.В., Шубин В.А.* Основы прикладной радиоэкологии леса. М.: ВНИИЛМ, 2001. 224 с.
2. *Маркина З.Н.* Радиоэкологическое состояние агроландшафтов юго-запада России и их реабилитация: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Брянск, 1999. 42 с.
3. *Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В. и др.* Радиоэкологический феномен лесных экосистем. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. 310 с.
4. *Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Романович И.К. и др.* Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 322–335.
5. *Тарасенко В.П., Маркина З.Н., Егорушкин В.А.* Комплекс лесомелиоративных мероприятий по снижению негативных последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС в зоне хвойно-широколиственных лесов. Брянск: Брянск. гос. инж.-технол. акад., 2012. 120 с.
6. *Маркина З.Н.* Принципы лесовосстановления на основе анализа радиоэкологического состояния почвенно-растительного покрова Брянской области. Брянск: БЦНТИ, 2011. 135 с.
7. *Кузнецов В.К., Санжарова Н.И.* Методологические основы организации защитных мероприятий ландшафтно-экологической направленности на радиоактивно загрязненных территориях // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 1. С. 90–101.
8. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
9. *Булко Н.И., Шабалева М.А.* Особенности вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в сопряженных типах леса // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сб. науч. трудов ИЛ НАН Беларуси. 2006. Вып. 66. С. 94–105.
10. *Громова В.С., Лунев М.И.* Миграция и накопление  $^{137}\text{Cs}$  и ТМ в почве и растениях в условиях расчлененного рельефа // Плодородие. 2007. № 4. С. 38–39.
11. *Иванов Ю.А., Кашпаров В.А., Левчук С.Е. и др.* Многолетняя динамика вертикального переноса радионуклидов в почвах зоны отчуждения АЭС (исследования 1987–2007 гг.) // Мат. междунар. конф. “Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды”, Сыктывкар, Республика Коми, 28 сентября – 1 октября 2009 г. Сыктывкар, Коми НЦ УрО РАН, 2009. С. 160–162.
12. *Переволоцкий А.Н.* Распределение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных биоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с.
13. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почве. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоиздат, 1981. 99 с.
14. *Подворко Г.А., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И., Коноплева И.В.* Вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в болотных почвах в отдаленный период после аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 4. С. 458–465.
15. *Шагалова Э.Д., Павлоцкая Ф.И., Мазурова М.Д.* Миграция  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в автоморфных дерново-подзолистых почвах Беларуси // Почвоведение. 1986. № 10. С. 114–120.
16. *Цыбулька Н.Н., Черныш А.Ф., Тишук Л.А., Жукова И.И.* Горизонтальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  при водной эрозии почв // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 4. С. 473–477.
17. *Фридман Ш.Д., Квасникова Е.В., Глушко О.В. и др.* Миграция  $^{137}\text{Cs}$  в сопряженных геоконструкциях Среднерусской возвышенности // Метеорология и гидрология. 1997. № 5. С. 45–55.
18. *Шошин В.И., Маркина З.Н.* Лесные насаждения в мелиоративном комплексе радиоактивно загрязненных земель Брянщины // Лесной журн. 1997. № 1–2. С. 96–100.
19. *Волкова Н.И.* Ландшафтная структура и ее влияние на современные антропогенные процессы (на примере Брянской области): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 1998. 24 с.
20. Карта ландшафтная Брянской области. М 1 : 300 000 / Сост. А.К. Пастернак. М.: Изд-во МГУ, 1966.
21. *Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.* Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.
22. *Минеев В.Г.* Агрохимия и экологические функции калия. М.: Изд-во МГУ, 1999. 332 с.
23. *Ивантер Э.В., Коросов А.В.* Элементарная биометрия: Учеб. пособие. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2010. 104 с.
24. *Чандра А.М.* Дистанционное зондирование и географические информационные системы. М.: Техносфера, 2008. 312 с.
25. *Бавшин И.М.* Морфометрический анализ речных водосборов национального парка “Смоленское Поозерье” в открытой настольной ГИС SAGA // Современные технологии в деятельности ООПТ: Мат. междунар. науч.-практ. конф. Нарочь, 2014. С. 63–75.
26. *Просветов Г.И.* Теория вероятности и математическая статистика: Учеб.-практ. пособие. М.: Изд-во “Альфа-Пресс”, 2009. 272 с.
27. *Щеглов А.И., Цветнова О.Б.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: достижения и задачи // Тр. междунар. конф. “Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях”. Т. 2. СПб.: Гидрометеоздат, 2000. С. 178–186.
28. *Тюрюканова Э.Б.* Радиогеохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). М.: Наука, 1974. 156 с.
29. *Молчанова И.В., Караева Е.Н.* Эколо-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 161 с.

## The Effect of Field-protective Forest Stands on the Redistribution of $^{137}\text{Cs}$ in Agro Forest Landscape

Z. N. Markina<sup>a,#</sup>, V. V. Vecherov<sup>a</sup>, S. I. Marchenko<sup>a</sup>, and V. I. Shoshin<sup>a</sup>

<sup>a</sup>*Bryansk State Technological University of Engineering, Bryansk, Russia*

<sup>#</sup>*E-mail: markina\_br@mail.ru*

The influence of pine, birch and pine-birch wood stands on the spatial distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soil using GIS technology and vertical migration in the soil profile of forest shelter belts (FSB) is shown. The influence of soil ecological conditions on the growth of Scots pine and birch in pure and mixed plantings is defined. The role of the species composition of trees in the redistribution of the radionuclide in the soil profile is revealed. Substantiation is given for the species composition of plantings when conducting rehabilitation activities in the contaminated agro forest landscape.

**Keywords:** radioactive contamination, shelter belts,  $^{137}\text{Cs}$ , GIS technology, soil migration.