

УДК 502.3:614.77:613.169(470.313)

А. Ф. Мирончик, канд. техн. наук, доц.

МЕЖВИДОВАЯ ДИНАМИКА АККУМУЛЯЦИИ ^{137}Cs ОСНОВНЫМИ ДРЕВЕСНЫМИ ПОРОДАМИ ЛЕСОВ МОГИЛЕВСКОЙ ОБЛАСТИ

Представлены сведения о загрязнении лесов ^{137}Cs и динамике его накопления основными древесными породами лесов Могилевской области. Определены основные факторы, влияющие на переход и накопление ^{137}Cs древесными растениями, относящимися к различным систематическим группам.

Введение

Лесные экосистемы, обладая большой емкостью поглощения радионуклидов и способностью к прочному включению их в свой биологический круговорот, являются действенным биогеохимическим средообразующим фактором, играющим существенную роль в регуляции радиоактивных выпадений на радиоактивно загрязненных территориях. В Беларуси воздействию радиации (свыше

37 кБк/м²) подвергся каждый четвертый гектар лесного фонда республики, а это около 2 млн га, из которых более 200 тыс. га полностью выведены из хозяйственного оборота из-за высокой плотности загрязнения. 44 % от загрязненного лесного фонда (3950 тыс. га) наиболее пострадавших от аварии на ЧАЭС России, Украины и Беларуси приходится на долю последней (рис. 1).

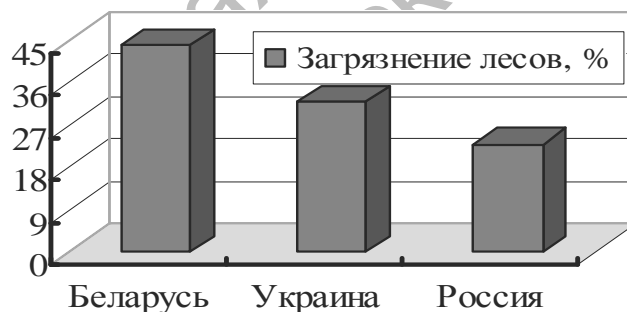


Рис. 1. Распределение загрязненных лесов по государствам СНГ

Наиболее рельефно выражена сдерживающая роль лесных экосистем в распространении радионуклидов для Гомельской области, отличающейся самой высокой лесистостью в республике (более 42 %, средняя – более 35 %). Леса Гомельской области покрыты радиоактивными выпадениями на площади 1036 тыс. га, что составляет 26,2 % от всех загрязненных лесов трех стран и 60 % от загрязненных лесов Беларуси. Высокий уровень и большая

площадь загрязнения области обусловлены, с одной стороны, близостью ее к ЧАЭС (10 км), а с другой – сложившейся метеорологической ситуацией в период радиоактивных выбросов. Значительные площади лесов загрязнены и в Могилевской области – 422,1 тыс. га (42,8 % общей площади лесов области), меньшие – в Брестской (102,5 тыс. га), Минской – 86,3 тыс. га и Гродненской – 70,6 тыс. га [1–3].

Поскольку леса произрастают на территориях с различной плотностью загрязнения ^{137}Cs , то в соответствии с Законом Республики Беларусь «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате

катастрофы на Чернобыльской АЭС» выделено четыре зоны радиоактивного загрязнения лесов с различными уровнями ограничений по ведению лесохозяйственной деятельности (табл. 1).

Табл. 1. Распределение территории Гослесфонда Республики Беларусь по зонам радиоактивного загрязнения

Область	Распределение загрязненных территорий по зонам в зависимости от запаса ^{137}Cs в почве, кБк/кг (%)				Всего загрязнено, тыс. га	К общей площади, %	
	Зона 1		Зона 2	Зона 3			Зона 4
	подзона IA	подзона IB					
	37–74	74–185	185–555	555–1480	св. 1480		
Гомельская	421,8 (40,7)	334,4 (32,3)	187,8 (18,1)	77,8 (7,5)	14,7 (1,4)	1036,5 (100)	62,3
Могилевская	116,2 (27,5)	133,2 (31,5)	98,7 (23,4)	52,8 (12,5)	21,2 (5,1)	422,1 (100)	42,8
Гродненская	58,5 (82,9)	12,1 (17,1)	–	–	–	70,6 (100)	10,6
Брестская	55,4 (54,0)	36,7 (35,9)	10,3 (10,0)	0,1 (0,1)	–	102,5 (100)	12,1
Минская	54,2 (62,8)	28,7 (33,2)	3,4 (4,0)	–	–	86,3 (100)	6,4
Витебская	1,5 (83,3)	0,3 (16,7)	–	–	–	1,8 (100)	0,2
Всего	707,6 (41,1)	545,4 (31,7)	300,2 (17,5)	130,7 (7,6)	35,9 (2,1)	1719,8 (100)	25,6

В целом по республике преобладающая площадь загрязненных лесов (72,8 %) имеет плотность загрязнения менее 185 кБк/м², 17 % – от 185 до 555 кБк/м², остальные – свыше 555 кБк/м². Следовательно, более 90 % общего загрязненного лесного фонда приходится на зону от 37 до 555 кБк/м². Из них 85,4 % относится к лесопокрытой площади с запасом древесины более 212 млн м³. При этом спелых лесов в этой зоне с запасом древесины 11,32 млн м³ находится 51 тыс. га (3,8 %), почти половину из которых составляют хвойные леса.

Динамику формирования радиоактивного загрязнения территории республики с учетом перспективы разделяют на четыре этапа:

1) апрель-июль 1986 г.; радиационная обстановка определялась, в основном, короткоживущими радионуклидами ^{131}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{140}La , ^{140}Ba , ^{99}Mo , ^{132}Te , ^{239}Np , радионуклидами с периодом полураспада до 1 года;

2) 1986–1987 гг.; наряду с долгоживущими радионуклидами еще присутствовали радионуклиды ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{242}Cm ;

3) с 1988 г. радиационная обстановка определяется в основном радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr , а в ближней зоне ЧАЭС (зоне отселения) – еще и ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu ;

4) радиоактивное загрязнение почвы, кроме указанных в третьем периоде радионуклидов, будет определяться и изотопом ^{241}Am (дочерним изотопом ^{241}Pu).

Степень загрязнения компонентов лесных биогеоценозов ^{137}Cs определяют следующие факторы:

- плотность радиоактивного загрязнения почвы;
- формы нахождения выпавших радионуклидов;
- характер миграции и распределение радионуклидов по профилю почвы;

- агрохимические характеристики и водный режим лесных почв;
- биологические особенности видов растений и их возраст;
- климатические особенности года и ряд других факторов.

Постановка проблемы

Несмотря на то, что после аварии на Чернобыльской АЭС прошел почти 21 год и многие вопросы поведения радионуклидов в лесных экосистемах довольно хорошо изучены, в научной литературе ощутим недостаток сведений по многолетней динамике накопления радионуклидов в древесных растениях, произрастающих в лесах Могилевской области, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения. С учетом того, что каждому виду растений свойственны определенные требования к среде обитания, существенно влияющей на ход его физиологических процессов, в том числе и поглощение радионуклидов из почвы, можно утверждать, что аккумуляция ^{137}Cs растениями находится в прямой зависимости от изменения почвенных и климатических условий (колебания составляют в среднем 10–15, а в некоторых случаях даже 30–55 раз).

Основной материал

Леса Могилевской области, подвергшиеся радиоактивному загрязнению, находятся в различных условиях произрастания, имеют разный породный состав, возраст, расположены на различных расстояниях от ЧАЭС. Последний фактор в некоторой мере обуславливает различную физико-химическую форму выпадений. В результате многолетних исследований, а также с учетом литературных данных, установлено значительное влияние указанных факторов на уровень накопления ^{137}Cs в различных органах древесных растений. Например, отмечено, что иногда более высокая способность поглощения ^{137}Cs различными породами компенсируется превосходством в накоплении фитомассы, что порой не позволяет количественно судить

о выносе и накоплении ^{137}Cs только по интенсивности его поступления в органы растений.

В опытах были использованы древесные растения 5-, 6-летнего возраста (береза, дуб, ель, клен, липа, ольха, осина и сосна), относящиеся к различным систематическим группам и, следовательно, обладающие различными биоэкологическими свойствами. Деревья произрастали в условиях различного радиоактивного загрязнения лесов ^{137}Cs (240–2330 кБк/м²). Образцы (корни, листья, кора, древесина) исследуемых растений были проанализированы на содержание ^{137}Cs . Одновременно отбирались пробы почвы с целью определения коэффициентов перехода ^{137}Cs в различные органы растений [4] в следующем порядке: лесная подстилка (с площади 25×25 см), затем почва слоями по 1 см до глубины 6 см, по 2 см до глубины 20 см и далее по 10 см до уровня 1,2 м. Запас ^{137}Cs выражали в процентах от общей плотности загрязнения профиля.

В лесных экосистемах изменение содержания радионуклидов происходит только за счет естественных факторов. Уменьшение содержания ^{137}Cs в верхних слоях почвы, в которых расположено основное количество корней растений, происходит в большей степени за счет их миграции. Этот процесс зависит от ряда факторов, в том числе от темпа миграции радионуклидов по почвенному профилю. Миграция ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы зависит от условий местопроизрастания растений. В зависимости от мощности лесной подстилки запас ^{137}Cs в ней может достигать 70 %.

В Чериковском лесхозе проведены исследования по изучению распределения ^{137}Cs по вертикальному профилю почвы сосновых насаждений, относящихся к различным эдафотопам или типам условий местопроизрастания

(ТУМ) (А2, А3, В2 и С2) [5, 6]. Поверхностная активность ^{137}Cs в почве составляла 415–870 кБк/м², мощность экспозиционной дозы – 55–140 мкР/ч в воздухе на уровне 1 м от почвы (лес вблизи д. Веприн). В ходе исследований установлено, что наибольшее количество ^{137}Cs продолжает содержаться в лесной подстилке, удельная активность которой достигала $40,3 \pm 1,4$ кБк/кг. Причем, запас ^{137}Cs в ней находится в прямой зависимости от мощности подстилки (коэффициент корреляции $0,903 \pm 0,134$) и составляет от 8–15 % при мощности 1,8–3,0 кг/м² до 67–79 % при 11,5–14,1 кг/м² [7, 8].

Среди минеральной части почвы наиболее загрязнен ^{137}Cs верхний односантиметровый слой – от 8 до 34 кБк/кг (до 45 %); с глубиной удельная активность ^{137}Cs в почвенных слоях снижается по экспоненциальному закону. Минимально значимое содержание отмечено в 16–20-сантиметровом слое – менее 1,5 %. Запас ^{137}Cs в почвенных слоях минеральной части почвы различен в зависимости от эдафотопа. По мере снижения богатства почвы от С2 к А2 прослеживается более интенсивная миграция ^{137}Cs в вертикаль-

ном профиле почвы (от 1,2 до 5,2 раз).

В районе д. Семукачи (Могилевский лесхоз) на характерных ТУМ (А2 и С2, дерново-подзолистая почва) наибольшее содержание ^{137}Cs определено в верхнем слое почвы (до 5 см) – 85–89 % (табл. 2). Необходимо отметить, что в лиственных насаждениях (серые лесные почвы, D2) минерализация растительного опада происходит намного интенсивнее, слой лесной подстилки практически отсутствует (представлен опадом текущего года), поэтому в слое почвы, до 5 см содержится только 54–60 % ^{137}Cs [9, 10].

Проникновение ^{137}Cs в нижние слои почвы на глубину до 15 см на участке с ТУМ D2 происходит в три и более раза быстрее, чем на участках с ТУМ А2 и С2. На глубине 25 см интенсивность миграции выравнивается и составляет 96–99 %. Глубже 25 см активность ^{137}Cs продолжает убывать и на глубине 50 см составляет менее 1 % от его общей активности. На пашне заглубление радионуклидов происходит со значительно большей скоростью [4] (табл. 3).

Табл. 2. Миграция радионуклидов ^{137}Cs по почвенному профилю

Глубина слоя, см	ТУМ, А2		ТУМ, С2		ТУМ, D2 [11, 12]	
	удельная активность		удельная активность		удельная активность	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
До 5	1213,3±20,4	84,67	1789,1±98,8	88,79	2817,7±36,7	53,70
5-10	55,5±0,8	3,87	175,3±72,8	8,70	1418,9±30,9	27,04
10-15	59,9±0,4	4,18	26,5±3,2	1,32	539,7±16,9	10,29
15-20	21,1±0,7	1,47	9,2±1,2	0,46	145,6±5,4	2,77
20-25	28,8±0,8	2,01	2,8±0,8	0,13	105,5±2,4	2,02
25-30	8,8±0,1	0,60	4,9±0,6	0,24	56,7±1,1	1,08
30-35	15,5±0,7	1,08	1,5±0,5	0,07	61,1±1,3	1,16
35-40	8,8±0,3	0,60	2,9±0,7	0,14	34,3±0,8	0,65
40-45	11,1±0,1	0,76	1,9±0,5	0,09	33,4±0,8	0,64
45-50	11,1±0,2	0,76	0,8±0,2	0,04	34,3±0,9	0,65
Всего	1433,9	100	2014,9	100	5247,2	100

Табл. 3. Распределение радионуклидов ^{137}Cs в лесной почве и на пашне

Точка отбора	Глубина слоя, см	Активность		Плотность	Активность		Плотность
		Бк/кг	%	кБк/м ²	Бк/кг	%	кБк/м ²
		Почва лесных экосистем			Пашня		
1	До 20	1059	98	18,13*	43	53	16,41
	20-40	20	2	–	38	47	–
	Всего	1079	100	–	81	100	–
2	До 20	1358	96	20,35*	30	56	11,47
	20-40	6	4	–	24	44	–
	Всего	141	100	–	54	100	–
3	До 20	1969	99	59,77*	142	51	53,28
	20-40	13	1	–	137	49	–
	Всего	1982	100	–	278	100	–
4	До 20	1492	95	37,74*	64	54	24,05
	20-40	26	5	–	54	46	–
	Всего	518	100	–	118	100	–

Примечание –* – в слое почвы до 5 см

Определение содержания ^{137}Cs на пашне проводили в пахотном слое (до 20 см), где ежегодно проводится перемещение почвенных горизонтов, и в подпахотном (20–40 см) слое, где земля остается нетронутой. В верхнем пахотном слое активность ^{137}Cs составила 53–56 %, а 44–47 % перешло в нижние слои почвы. В лесу в слое до 20 см аккумулируется 95–99 % ^{137}Cs и лишь 1–5 % мигрировало в нижние слои.

В целом (Краснопольский, Чериковский, Могилевский лесхозы) выявлено, что в автоморфных песчаных почвах максимальное содержание ^{137}Cs наблюдалось в верхнем (до 5 см) слое: в сосняке лишайниковом – 69,9±4,6 %, в сосняке мшистом – 85,2±5,1 %, в дубраве орляковой – 89,5±4,3 %. В сосняке лишайниковом с глубины 5 до 20 см количество ^{137}Cs уменьшается с 27,3±1,4 % до 1,0±0,1 %, в сосняке мшистом – с 10,1±0,9 % до 0,8±0,1 % (на глубине 60 см и более 0,1 % от общего запаса ^{137}Cs , 10–100 Бк/кг), в дубраве орляковой на супесчаной почве –

с 2,8±0,7 % до 0,8±0,1 %. В сосняке черничном на полугидроморфных почвах запас ^{137}Cs в слое до 5 см составил 55,7±5,1 % (на глубине 20 см – 2,2±0,8 %), в почве сосняка багульникового – 30,9±4,6 % (повышенное содержание ^{137}Cs в 5–10-сантиметровом слое – 46,8±6,4 %), в черноольшанике крапивном – 42,9±4,2 % (на глубине 20 см – 1,8±0,9 %). Наиболее высокорadioактивным компонентом почв в сосновых насаждениях остается лесная подстилка, удельная активность которой по ^{137}Cs варьирует в широком диапазоне – от 72,7±8,7 кБк/кг сухой массы на реперной точке с минимальным радиоактивным загрязнением до 1011±20,3 кБк/кг на реперной точке с максимальным загрязнением по ^{137}Cs .

Содержание водорастворимых форм ^{137}Cs в аккумулятивном горизонте лесных почв незначительно и составляет 1,03–3,73 %. Наибольшая концентрация обменных форм ^{137}Cs установлена в почвенном профиле сосняков чернич-

ных (24,63 %) и багульниковых (20,81 %). Доля кислоторастворимой фракции возрастает с увеличением степени гидроморфности почв от сосняков лишайниковых (3,14 %) к соснякам багульниковым (17,81 %). Промежуточное положение занимают почвы сосняков мшистых (4,55 %) и черничных (6,19 %). В целом, в настоящее время содержание подвижных форм ^{137}Cs в легких песчаных почвах лесных фитоценозов варьирует и пределах 15–25 % [13].

Из растений почвенного покрова анализировались зеленые мхи, удельная активность ^{137}Cs в которых составила от $119 \pm 20,7$ до $1361 \pm 46,2$ кБк/кг.

Как уже отмечено, аккумуляция радионуклидов растениями находится в зависимости от изменения почвенных и климатических условий и может колебаться в среднем в 20–30 раз, в некоторых случаях даже до 100–200 раз. Например, исследования [12], проведенные на загрязненной радионуклидами территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ГРЭЗ) в основных типах леса (сосняке лишайниковом, сосняке черничном и сосняке багульниковом), различающихся условиями водно-минерального питания, при близких уровнях радиоактивного загрязнения почв ^{137}Cs , в течение 1997–1999 гг. (в значительной мере отличались по погодным условиям), показали, что различия в содержании ^{137}Cs в различных органах сосны исследованных типов леса достигают 3–4 раз. Коэффициент накопления K_n для однолетней хвои сосны в сосняке лишайниковом в 1997 г. составлял 0,43; с повышением уровня увлажнения в сосняке черничном он возрастал до 0,83; в сосняке багульниковом достигал максимального значения – 1,54. Подобная закономерность наблюдается и по накоплению ^{137}Cs другими органами сосны.

Хотя у дуба черешчатого и ольхи черной спектр ТУМ (эдафотопов) не такой широкий как у сосны обыкновенной, тем не менее, влияние эдафических факторов на

накопление ^{137}Cs древесиной этих пород представляет научный и практический интерес [14, 15]. В северной части Полесского ГРЭЗ на каждом из наиболее распространенных ТУМ для чистых дубовых и ольховых спелых насаждений (для дуба – С2, С3, D2, D3, ольхи – С4, С5, D3, D4) были отобраны почвенные и древесные пробы. Исходя из данных по удельной активности ^{137}Cs в древесине и коре, поверхностной активности ^{137}Cs в почве, рассчитаны коэффициенты перехода радионуклида в древесину и сгруппированы по ТУМ. В пределах опытных насаждений поверхностная активность ^{137}Cs в почве находилась в пределах от 450 до 990 кБк/м², мощность экспозиционной дозы составляла 57–100 мкР/ч в воздухе и 70–125 мкР/ч – на уровне почвы. Отмечено, что по обоим древесным породам несколько большие величины коэффициентов перехода ^{137}Cs в древесину и кору отмечаются в дубравах (С) по сравнению с дубравами (D), причем более четко это заметно для ольхи. Оптимальные условия произрастания дуба (D3) и ольхи (D4) характеризуются относительно низким накоплением ^{137}Cs среди исследованных условий местопроизрастания. Расчет запаса ^{137}Cs в биогеоценозе выполнен исходя из поверхностной активности почвы 1100 кБк/м² (табл. 4).

Исходя из нормативов РДУ/ЛХ–2001, определяющих допустимое содержание ^{137}Cs в деловой древесине, отмечены существенные ограничения на ее использование в условиях радиоактивного загрязнения. Например, при поверхностной активности ^{137}Cs в почве более 74 кБк/м² возможно превышение указанных нормативов в древесине ольхи. У дуба превышение норматива 740 Бк/кг в неокоренной древесине возможно при поверхностной активности более 185 кБк/м². Знание этих закономерностей в накоплении ^{137}Cs позволяет оптимизировать лесопользование на за-

грязненных территориях. В древесине ольховых лесов на загрязненных радионуклидами территориях накапливается

10–12 % ^{137}Cs от общего запаса в лесном биогеоценозе.

Табл. 4. Коэффициенты перехода и запас ^{137}Cs в древесине ольхи и дуба в различных типах условий местопрорастания

ТУМ	Бонитет	Биомасса, кг/м ²		Коэффициент перехода, $\text{н} \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$		Запас ^{137}Cs в фитомассе				
						кБк/м ²		процент от общего в биогеоценозе		
Дубовые насаждения										
C2	3	22,7*	4,0**	1,6±0,1*	7,7±0,5**	8,8*	7,9**	0,8*	0,7**	1,5***
C3	3	22,7*	4,0**	1,8±0,1*	5,8±0,4**	9,9*	7,8**	0,9*	0,7**	1,6***
D2	2	27,8*	4,9**	1,2±0,1*	5,8±0,4**	6,6*	8,0**	0,6*	0,7**	1,3***
D3	1	32,8*	5,8**	1,3±0,1*	5,5±0,4**	28,1*	18,9**	2,4*	1,6**	4,1***
Ольховые насаждения										
C4	2	16,6*	1,8**	7,3±0,4*	10,7±0,6**	135*	22**	10,6*	1,7**	12,4***
C5	2	16,6*	1,8**	6,7±0,5*	10,1±1,3**	126*	21**	10,0*	1,6**	11,7***
D3	1	20,6*	2,3**	5,7±0,4*	9,3±0,8**	130*	24**	10,3*	1,9**	12,2***
D4	1a	24,1*	2,7**	4,9±0,6*	9,4±1,3**	131*	28**	10,4*	2,2**	12,6***
Примечание –* – окоренная древесина; ** – кора; *** – неокоренная древесина										

Необходимо отметить, что прямая зависимость между поступлением в древесные растения из почвы ^{137}Cs и содержанием его в почве справедлива для всех исследованных типов лесов. При оптимальных погодных условиях наиболее активно ^{137}Cs поступает из почвы в органы растений сосны в сосняке черничном, что связано с умеренным увлажнением и благоприятным сочетанием других свойств эдафотопы (содержание физической глины, гумуса, рН и др.). Засушливый вегетационный период способствует более активной аккумуляции ^{137}Cs сосной обыкновенной на гидроморфных и полугидроморфных почвах, а на автоморфных наблюдается некоторое снижение поступления продуктов распада в растения. Коэффициент накопления K_n у сосны обыкновенной на автоморфных почвах в сосняке лишайниковом в более теплый и сухой вегетационный период 1997 г. был равен 0,23, в более влажный и менее теплый ве-

гетационный сезон 1998 г. он увеличился в 2,6 раза и достигал величины 0,61. На полугидроморфных и гидроморфных почвах эти различия менее значительны, например, в сосняке черничном это увеличение составило 1,4, в сосняке багульниковом – 1,1 раза [15, 16].

Результаты исследований показали, что поглощение, накопление и транслокация ^{137}Cs древесными растениями изменяются в широких пределах в зависимости от их видовой принадлежности (до 15 раз), условий местопрорастания (до 3 раз), уровня радиоактивного загрязнения лесов (на порядок и выше), погодных условий (в 2–3 раза). Наибольшая часть поступающего в древесные растения из почвы корневым путем ^{137}Cs накапливается в их надземной части (до 91 %). Исключение составляет клен остролистный, у которого 53–69 % ^{137}Cs , поступившего в растения, остается в корне-

вой системе. В целом деревья, произрастающие в условиях повышенного увлажнения гидроморфных почв, накапливают ^{137}Cs в 2–7 раз больше, чем на автоморфных почвах [15–17]. Это объясняется тем, что в гидроморфных почвах практически все формы ^{137}Cs являются доступными для растений.

Биологическую доступность ^{137}Cs для растений оценивали по коэффициенту перехода K_p . Наибольшие значения K_p характерны для физиологически активных органов растений – хвои однолетней (листьев) и мелких корней ($d < 1$ мм). Прослеживается тенденция увеличения перехода ^{137}Cs в органы древесной растительности на полугидроморфных (сосняки черничные) и гидроморфных (сосняки багульниковые) почвах, где в наибольшей степени присутствуют обменные формы ^{137}Cs (для хвои однолетней коэффициент перехода составляет в среднем 0,208, а для мелких корней – 0,854) [10].

Влияние возраста сосны, произрастающей в лесах мшистого типа леса юга

Могилевской области, незначительно сказывается на концентрации ^{137}Cs в различных элементах фитомассы, что, по всей вероятности, объясняется густотой деревьев в насаждениях. Из этого можно сделать вывод о том, что на накопление ^{137}Cs в лесообразующих древесных породах (в данном случае для сосны) площадь питания деревьев оказывает более сильное влияние, чем возрастные различия (табл. 5). В надземной фитомассе средневозрастных сосновых насаждений содержание ^{137}Cs составляет 2,4–4,5 % общего загрязнения биогеоценоза, большая часть которого может быть отнесена на счет корневого поступления (исключение составляет накопление ^{137}Cs в мертвом наружном слое коры, отложившегося с его выпадениями после аварии). Долевой вклад отдельных компонентов сосновых древостоев в общее загрязнение следующий: древесина – 39–59 %, ветви и побеги – 11–20 %, хвоя – 9–16 %, кора – 15–30 % [2, 10].

Табл. 5. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в надземную фитомассу сосны мшистого типа лесов юга Могилевской области

Наименование	Год исследований								
	1988*	1989*	1990*	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Древесина, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	0,30	0,53	0,71	0,48	0,55	0,50	0,44	0,64	0,57
Хвоя однолетняя, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	2,75	5,00	15,00	11,10	8,28	6,98	6,09	4,87	4,69

Продолжение табл. 5

Наименование	Год исследований									
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Древесина, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	0,40	0,68	0,49	0,40	0,47	0,32	0,39	0,31	0,37	0,31
Хвоя однолетняя, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	4,21	6,60	4,30	4,03	3,60	3,19	3,41	2,98	3,42	3,02
Примечание –* – данные [9, 14] для лесов севера Гомельской области										

У одновозрастных (5–6 лет) растений различных видов максимальное количество (до 80 %, а иногда до 89 %) поступающего ^{137}Cs , как правило, концентрируется в их надземных частях, главным образом в фитомассе листьев (до 40–46 %). Выявлено, что видовые различия также значительны. Так, вынос ^{137}Cs

елью превышает его вынос березой того же возраста в 3,8–4,7 раза, дубом – в 3,6–4,2 раза, кленом – в 8,9–12,1 раза, липой – в 3,0–3,5 раза. Аналогичной зависимости подчиняется и накопление ^{137}Cs в фитомассе древесных пород (рис. 2).

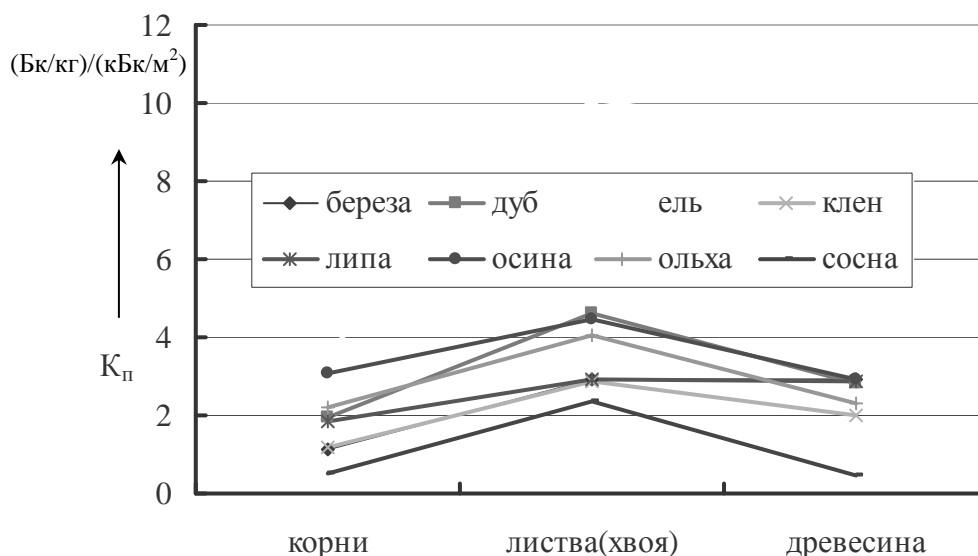


Рис. 2. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в органы древесных растений лесов юга Могилевской области

Сравнение исследований, проведенных на различном удалении от Чернобыльской АЭС, показывают, что физико-химические формы выпадений оказывают очень сильное влияние на коэффициенты перехода радионуклидов в различные элементы фитомассы, определяя их подвижность в почве и биологическую доступность растениям. Например, в первые годы после аварии в лесах южной части Могилевской области, где преобладает конденсационная форма радиоактивных выпадений, коэффициент перехода ^{137}Cs был выше (максимум в 1990–1992 гг.), чем в 30–километровой зоне (в ближней зоне максимум перехода наблюдался в 1994–1995 гг.). В 1996–1997 гг. в ближней зоне коэффициент перехода ^{137}Cs в 3–4 раза превосходил таковой для восточной радиогеохимической цезиевой зоны, что свиде-

тельствует о наличии интенсивного выщелачивания радионуклидов из топливных частиц и включении их в биологический круговорот [18]. После достижения максимального значения переход ^{137}Cs в древесные породы лесов юга Могилевской области стабилизировался с некоторыми колебаниями в ту или иную сторону (табл. 6).

Результаты исследований при удельной активности ^{137}Cs в почвенном покрове 7780 Бк/кг показали, что различия в его накоплении растениями различной видовой принадлежности достигают 10 раз (коэффициент накопления K_n ^{137}Cs у ели равен 0,592, у клена – 0,059). Наиболее высокие коэффициенты накопления среди лиственных пород характерны для дуба ($K_n = 0,410$) и березы ($K_n = 0,404$). Минимальная акку-

муляция этого элемента отмечена у клена ($K_n = 0,059$); мало различаются по этому

показателю сосна ($K_n = 0,210$) и липа ($K_n = 0,251$) [15, 19].

Табл. 6. Динамика перехода ^{137}Cs в древесину некоторых пород

Наименование	Год исследований									
	1987*	1988*	1989*	1990*	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Береза**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	1,46	2,57	3,85	5,03	2,43	1,86	1,93	3,46	3,60	4,84
Ольха**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	–	1,14	2,10	2,60	2,60	2,01	1,68	2,71	2,71	3,17
Осина**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	1,24	2,38	2,68	3,70	4,81	2,37	2,71	2,93	3,28	3,34
Сосна***, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	–	0,30	0,43	0,65	0,48	0,48	0,45	0,45	0,46	0,43

Продолжение табл. 6

Наименование	Год исследований									
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Береза**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	1,35	2,02	1,43	1,51	1,39	1,27	1,68	1,39	1,42	1,30
Ольха**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	1,68	2,11	1,97	2,09	1,88	1,91	2,43	1,86	1,92	1,66
Осина**, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	1,78	2,30	2,09	2,13	1,94	1,95	2,19	1,99	1,91	1,77
Сосна***, (Бк/кг)/(кБк/м ²)	0,23	0,61	0,36	0,29	0,31	0,27	0,46	0,38	0,34	0,25

Примечание – * – данные [16, 18]; ** – на гидроморфных почвах; *** – на автоморфных почвах

Имеются весьма существенные межвидовые различия и в величине накопления радиоактивного цезия разными органами исследуемых древесных растений. Так, если K_n , характеризующий поступление ^{137}Cs в мелкие корни ели равен 3,617, то для других видов опытных растений (дуба, березы, липы, сосны и клена) этот показатель составляет 1,957; 1,136; 1,866; 0,523 и 1,196 соответственно [15, 19]. Большой интерес представляют сведения о выносе и накоплении радионуклидов различными древесными породами. Однако судить об этом лишь по интенсивности поступления радиоактивных веществ не

представляется возможным, так как иногда более высокая способность поглощения их компенсируется превосходством в накоплении фитомассы.

Полученные данные показали, что у одновозрастных растений различных видов на начальном этапе их онтогенеза максимальное количество (до 80 %) поступающего ^{137}Cs , как правило, концентрируется в их надземных частях, главным образом в фитомассе листьев (хвое) (до 40–45 %). Что касается видовых различий, то они весьма значительны. Вынос ^{137}Cs одним средним пятилетним растением ели превышает

вынос его липой в 3,6 раза, дубом – в 4,2 раза, березой – в 4,3 раза, кленом – в 13,6 раза. Подобная закономерность наблюдается и в накоплении ^{137}Cs надземной фитомассой исследуемых растений. Так, содержание ^{137}Cs в надземной массе березы в 3,1 раза выше, чем у сосны того же возраста. Разница в содержании ^{137}Cs в надземной фитомассе дуба и клена достигает 4,5 раз, дуба и сосны – 3 раз, а ели и березы – 5,4 раза [20].

Многолетняя динамика ^{137}Cs зависит от ландшафтных особенностей. Кумулятивный характер накопления ^{137}Cs в древесном ярусе проявляется лишь на территориях, где интенсивность корневого поступления ^{137}Cs близка или превосходит интенсивность его необменного закрепления в почве. В условиях автоморфных ландшафтов кумулятивный эффект практически не выражен, и многолетняя динамика в общем виде характеризуется однонаправленным снижением содержания ^{137}Cs , что обусловлено значительным преобладанием процесса необменного закрепления ^{137}Cs в почве над его поступлением в растения. В гидроморфных ландшафтах и ближней зоне выпадений многолетняя динамика накопления ^{137}Cs иная. Так, в первые 2–3 года здесь отмечалось снижение концентрации ^{137}Cs , затем рост до абсолютного максимума (примерно через 10–15 лет) и последующее экспоненциальное снижение. Причина такого характера динамики в первые годы после выпадений – внекорневой путь поступления ^{137}Cs в растения, а в последующем – пролонгированное поступление радионуклидов из труднорастворимых частиц топливной компоненты (на участках ближней пятикилометровой зоны выпадений) или с прилегающих водосборных территорий (на гидроморфных ландшафтах) [21].

Общим для всех опытных растений является более высокая активность поступления в них ^{90}Sr (до 2,8 раз) по сравнению с ^{137}Cs . Исключение составляет сосна обыкновенная, активность поступления в

которую ^{137}Cs превышает активность перехода ^{90}Sr в 4 раза. Наибольшей активностью перехода из почвы в растения ^{137}Cs отмечено у ели обыкновенной (коэффициент перехода равен 4,649).

Выводы

1. Миграция ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы различается по типам условий местопроизрастания сосновых насаждений. Вертикальная миграция ^{137}Cs в автоморфных почвах происходит очень медленно, и основная часть радионуклидов в течение многих лет остается в верхнем слое до 10 см. В полу-гидроморфных и гидроморфных почвах происходит более активная миграция ^{137}Cs из слоя почвы глубиной до 25 см. Максимальная миграция ^{137}Cs в вертикальном профиле лесных почв среди исследованных типов условий произрастания отмечена в эдафотопе А3.

2. За прошедшее с момента аварии время радионуклиды в лесных почвах мигрировали на глубину не более 50 см. Миграция ^{137}Cs происходит в 4,5 раз медленнее, чем на пашне. Такое «замедление» связано, прежде всего, с характерным только для леса почвенным горизонтом – лесной подстилкой, которая и определяет распределение радионуклидов. Лесная подстилка содержит значительное количество ^{137}Cs , и эта величина находится в прямой зависимости от ее мощности.

3. Наибольшие значения коэффициентов перехода характерны для физиологически активных органов растений: хвои однолетней (листьев) и мелких корней ($d < 1$ мм).

4. К настоящему времени по основным видам древесных растений лесов Могилевской области поступление в них ^{137}Cs стабилизировалось.

5. Уровни аккумуляции и выноса из почвы ^{137}Cs древесными растениями опосредованы совокупностью целого ряда взаимосвязанных факторов, но первостепенное значение в этом про-

цессе принадлежит способности растений к развитию мощной корневой системы, характеру распределения ее по почвенным горизонтам и, особенно, размеру рабочей поглощающей поверхности корней, а также особенностям физиолого-биохимических свойств корневых систем.

6. Выявленные закономерности должны учитываться при ведении лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. Полученные результаты могут быть использованы при дезактивации земель, подверженных радиоактивному загрязнению, а также при прогнозировании накопления радионуклидов в продукции лесного хозяйства.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Ипатьев, В. А.** Лес. Человек. Чернобыль / В. А. Ипатьев // Европа – наш общий дом. Экологические аспекты (пленарные доклады) : материалы междунар. науч.-практ. конф. – Минск : НАН РБ, 2000. – С. 168–173.

2. Характеристика радиоактивного загрязнения территории Могилевской области в результате аварии на Чернобыльской АЭС / А. Ф. Мирончик [и др.] // Труды Могилевского врачебного общества Белоруссии. – Могилев, 1993. – С. 179–180.

3. **Мирончик, А. Ф.** Состояние и перспективы использования древесины радиационно загрязненных регионов в строительстве / А. Ф. Мирончик // Перспективы развития новых технологий в строительстве и подготовке инженерных кадров Республики Беларусь : сб. науч. тр. междунар. науч.-метод. межвузов. семинара. – Могилев : Белорус.-Рос. ун-т, 2005. – С. 293–297.

4. **Мирончик, А. Ф.** Радиоактивное и техногенное загрязнение лесов пригородной зоны Могилева / А. Ф. Мирончик // Чернобыль: 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов : сб. тез. междунар. конф. – Гомель : Ин-т радиологии, 2006. – С. 202.

5. Правила ведения лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения : 8/5440. – Введ. 27.03.01 // Правовые акты Нац. банка, мин-в, иных респ. органов гос. управления. – Минск : Дикта, 2001. – С. 29–76.

6. **Переволоцкий, А. Н.** Влияние эдафических факторов на коэффициент перехода ^{137}Cs в древесину сосны и ели / А. Н. Переволоцкий, И. М. Булавик // Леса Европейского региона – устойчивое управление и развитие : материалы междунар. науч.-практ. конф. – Минск : БГТУ, 2002. – Ч. 2. –

С. 77–80.

7. **Шубин, В. А.** Радиоэкологическая классификация типов леса: обзорн. информ. / В. А. Шубин, И. И. Марадудин, А. В. Панфилов. – М. : ВНИИЦлесресурс, 1999. – 46 с.

8. **Марадудин, И. И.** Основы прикладной радиоэкологии леса / И. И. Марадудин, А. В. Панфилов, В. А. Шубин. – М. : Высш. шк., 2001. – 224 с.

9. **Мирончик, А. Ф.** Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в основных древесных породах лесов Могилевской области в послечернобыльский период / А. Ф. Мирончик // Региональные проблемы экологии: пути решения : материалы III междунар. эколог. симп. – Полоцк : ПГУ, 2006. – С. 25–26.

10. **Мирончик, А. Ф.** Видовые различия аккумуляции ^{137}Cs и ^{90}Sr древесными растениями лесных природных комплексов / А. Ф. Мирончик // Региональные проблемы природопользования и охраны природных ресурсов Верхнего Поднепровья и сопредельных территорий : материалы междунар. науч.-практ. конф. – Могилев : МГУ им. А. Кулешова, 2005. – С. 123–125.

11. Результаты 10-летних исследований аккумуляции радионуклидов древесными растениями в зоне Чернобыльских эмиссий / Б. С. Мартинович [и др.] // International Conference one decade after Chernobyl : summing up the Consequences of the Accident : Book of extended Synopses. – Austria : Center Vienna, 1996. – P. 151–153.

12. **Сак, М. М.** Влияние эдафоклиматических факторов на переход радиоцезия в растения сосны обыкновенной / М. М. Сак // Радиоактивность при ядерных испытаниях : тез. науч.-практ. конф. – СПб. : Гидрометеиздат, 2000. – С. 185.

13. **Щеглов, А. И.** Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А. И. Щеглов. – М. : Наука, 1999. – 268 с.

14. О влиянии эдафических факторов на накопление радионуклидов березой / А. Н. Переволоцкий [и др.] // Преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС : Состояние и перспективы : сб. науч. тр. II междунар. науч.-практ. конф. – Минск : Комчернобыль при СМ РБ, Минздрав РБ, НАН РБ, 2004. – С. 255–258.

15. Накопление ^{137}Cs ольховыми и дубовыми насаждениями Полесского ГРЭЗ в различных условиях местопроизрастания / А. Н. Переволоцкий [и др.] // Преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС : Состояние и перспективы : сб. науч. тр. II междунар. науч.-практ. конф. – Минск : Комчернобыль при СМ РБ, Минздрав РБ, НАН РБ, 2004. – С. 258–262.

16. **Булавик, И. М.** Многолетняя динамика накопления ^{137}Cs в лесной продукции / И. М. Булавик // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические

эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды : тез. докл. междунар. науч. конф. – Минск : ИРБ НАНБ, 1998. – С. 161–164.

17. **Алексахин, Р. М.** Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р. М. Алексахин, М. А. Нарышкин. – М. : Наука, 1977. – 144 с.

18. **Ипатьев, В. А.** Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС : состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / В. А. Ипатьев, В. Ф. Багинский, И. М. Булавик. – Гомель : Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.

19. **Якушев, Б. И.** Поглощающая поверхность корневых систем растений и факторы, влияющие на ее развитие / Б. И. Якушев // Корневое

питание растений в фитоценозах : сб. науч. тр. – Минск : Наука и техника, 1971. – С. 101–146.

20. **Мирончик, А. Ф.** Межвидовая динамика аккумуляции ^{137}Cs древесными породами в лесах Могилевской области / А. Ф. Мирончик // Сахаровские чтения 2006 года : экологические проблемы XXI века : материалы VI междунар. науч. конф. – Гомель : Ин-т радиологии, 2006. – Ч. 1. – С. 89–94.

21. **Щеглов, А. И.** Особенности многолетней динамики накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесном ярусе лесных ландшафтов / А. И. Щеглов, О. Б. Цветкова // Радиоактивность при ядерных испытаниях : тез. науч.-практ. конф. – СПб. : Гидрометеоздат, 2000. – С. 185.

Белорусско-Российский университет
Материал поступил 01.02.2007

A. F. Mironchik
Interspecific dynamics of accumulation
 ^{137}Cs by the basic wood breeds of woods
of the Mogilev region
Belarusian-Russian University

The results of experiments on influence of solutions of the sodium chloride and other chemical additives on processes of removal ^{137}Cs from muscular tissue and losses by it of nutritious substances.

Представлены сведения о загрязнении лесов ^{137}Cs и динамике его накопления основными древесными породами лесов Могилевской области. Определены основные факторы, влияющие на переход и накопление ^{137}Cs древесными растениями, относящимися к различным систематическим группам.