

## Особенности накопления $^{137}\text{Cs}$ в компонентах надземной фитомассы березовых насаждений на территории дальней зоны чернобыльских выпадений в условиях изменения уровня грунтовых вод

А.М. ПОТАПЕНКО<sup>1</sup>, А.К. КОЗЛОВ<sup>1</sup>, Н.В. МИТИН<sup>2</sup>, Н.В. ТОЛКАЧЕВА<sup>1</sup>, И.А. МАШКОВ<sup>1</sup>

На величину накопления  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах надземной фитомассы березовых насаждений оказывает влияние тип почвы и особенно её режим увлажнения. При произрастании в условиях повышенного увлажнения почвы деревья березы фактически способны как минимум двукратно увеличивать накопление  $^{137}\text{Cs}$ , при этом уровень его содержания на гидроморфных торфяных почвах имеет меньшую зависимость от плотности загрязнения радионуклидом, чем от глубины залегания грунтовых вод по сравнению с автоморфной минеральной почвой.

**Ключевые слова:** березовые насаждения, компоненты фитомассы, радиоактивное загрязнение,  $^{137}\text{Cs}$ , уровень грунтовых вод.

The amount of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation in components of aboveground phytomass of birch plantations is influenced by soil type and especially by its moisture regime. When growing in conditions of increased soil moisture, birch trees are actually able to increase  $^{137}\text{Cs}$  accumulation at least twofold, while the level of its content in hydromorphic peat soils has a lower dependence on the density of radionuclide contamination than on the depth of groundwater occurrence compared to automorphic mineral soil.

**Keywords:** birch plantations, phytomass components, radioactive contamination,  $^{137}\text{Cs}$ , groundwater level.

**Введение.** В настоящее время в Республике Беларусь проблема радиоактивного загрязнения земель остается одной из актуальных. Спустя 36 лет после катастрофы на Чернобыльской АЭС остаются радиоактивно загрязненными 15,6 % (1502,9 тыс. га) площади лесов [1]. Скорость снижения радиоактивного загрязнения территории лесного фонда за счет радиоактивного распада составляет 2,1–2,2 % в год. Аналогично (до 2 % в год) снижается мощность дозы  $\gamma$ -излучения как за счет радиоактивного распада, так и за счет вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь в подстильно-почвенном комплексе.

Эколого-биологические особенности лесных экосистем обуславливают сложный характер поведения в них радионуклидов. На перераспределение накапливаемых радионуклидов в компонентах лесных фитоценозов оказывают влияние видовые особенности отдельных древесных и кустарниковых пород, изменение эдафических факторов и ряд других причин [2], [3].

В связи с тем, что значительная часть лесных земель, загрязненных радионуклидами, имеет избыточное увлажнение, происходящие в настоящее время климатические изменения, выраженные в снижении уровня грунтовых вод, оказывают существенное влияние на миграцию радионуклидов в почвах и переход их в растения. Установлено, что более высокая удельная радиоактивность древесины при одной и той же плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  наблюдается во влажных типах леса на оподзоленных песчаных и торфяно-глеевых почвах [4]. Например, для сосны обыкновенной, в зависимости от гетерогенности среды, в лишайниковом, мшистом и черничном типах леса установлено 1,5–3-х кратное различие в накоплении радионуклида при одинаковом уровне загрязненности почвы [4]–[5]. Причем повышенный уровень накопления происходит в более влажных условиях местопроизрастания.

Исследования 1990–2000 гг. на лесных гидроморфных почвах, проводимые в Институте леса НАН Беларуси, показали реальную возможность снижения корневого потребления радионуклидов посредством направленного воздействия на режим питания древесных растений [6], [7]. Результаты исследований свидетельствовали о различном характере накопления радионуклидов в зависимости от древесной породы и типа леса при различной водообеспеченности и плодородии почвы. В то же время отсутствуют сведения о миграции радионуклидов в лесных насаждениях различных типов леса в условиях изменяющегося климата, сопровождающегося изменением уровня грунтовых вод.

Согласно проведенным ранее исследованиям [8]–[11], при более высоком уровне увлажнения миграция радионуклидов в лесном фитоценозе существенно увеличивается: как вглубь почвенного профиля, так и в системе «почва-растение». Это обусловлено, в первую очередь, увеличением подвижности и биологической доступности радионуклида, стоком его наиболее миграционно способных форм в составе почвенной влаги в микропонижениях рельефа, а также увеличением потребления питательных элементов растениями в результате оптимизации условий их произрастания. В то же время представляют интерес особенности динамики этого процесса при резком изменении гидрологического режима в результате вторичного подтопления ранее мелиорированных территорий.

Знание факторов, оказывающих максимальное воздействие на потребление радионуклидов древесными растениями, позволит прогнозировать загрязненность лесной продукции радионуклидами на территориях, подвергшихся резкому изменению гидрологического режима как в настоящий момент времени, так и в более отдаленный период. Кроме того, только на основе сведений о воздействии различных почвенных параметров на накопление радионуклидов древесными растениями возможно разработать способы воздействия на них с целью снижения аккумуляции радиоактивных элементов растениями, определить оптимальные показатели для выращивания более чистой древесины в условиях радиоактивного загрязнения при различных гидрологических режимах.

**Объекты и методы исследования.** Объектами исследований являлись чистые и смешанные березовые насаждения III–V классов возраста, произрастающие на радиоактивно загрязненных территориях Ветковского спецлесхоза и Ельского лесхоза Гомельской области на дерново-подзолистых и мелиорированных торфяных почвах. Суть исследования состояла в определении накопления  $^{137}\text{Cs}$  надземной фитомассой березняков в зависимости от изменения условий увлажненности почвы.

Для исследований были выбраны насаждения, произрастающие в распространенных типах лесорастительных условий (ТЛУ): В<sub>2</sub>, А<sub>3</sub>, В<sub>3</sub>, А<sub>4</sub>, В<sub>4</sub>. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  в фитомассе деревьев березы устанавливалось по следующим компонентам: кора, древесина (без коры), 1- и 2-летние побеги, листья. Увлажненность почв под насаждениями устанавливалась по уровню грунтовых вод (УГВ).

Всего было заложено 6 объектов в естественных насаждениях, произрастающих на гидроморфных торфяных и торфянистых почвах, подстилаемых связным песком, которые ранее были мелиорированы посредством обустройства осушительной сети. В качестве контроля был заложен 1 объект на автоморфной минеральной почве, который примыкает к старой мелиоративной канаве. Для оценки степени увлажненности почвы на каждом объекте были обустроены колодцы в трехкратной повторности на разном удалении от осушительного канала – 25 м, 50 м и 75–100 м, в которых учитывался УГВ в течение вегетационного сезона.

Отбор проб компонентов фитомассы березы осуществлялся в конце осеннего периода с деревьев, располагающихся на таком же расстоянии от осушительного канала, как и колодцы. В каждом случае отбор проб проводился с 3 модельных деревьев, относящихся к I–II классу роста по Крафту. Объем проб каждого компонента составлял не менее 2,0 дм<sup>3</sup>.

Также на участках были отобраны пробы почвы для определения плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  и миграции его по вертикальному профилю. Отбор почвы в ТЛУ В<sub>2</sub> проводился по 1-см слоям в глубину до 10 см и далее по 5-см слоям на глубину 20 см, а в более влажных ТЛУ – по 5-см слоям на глубину 55 см. При этом диаметр пробоотборников почвы составлял, соответственно, 50 мм и 140 мм.

Измерение активности  $^{137}\text{Cs}$  выполнялось методом регистрации гамма-излучения сцинтилляционным блоком детектирования на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315, нижний предел измерения которого составляет – 2 Бк/кг, с допускаемой основной относительной погрешностью измерения  $\pm 20\%$ .

Уровни накопления  $^{137}\text{Cs}$  надземной фитомассой березы на исследуемых объектах, имеющих разную плотность загрязнения радионуклидом, анализировались по коэффициентам перехода ( $K_p$ ) радионуклида из почвы в компоненты древесной растительности.

Коэффициент перехода  $^{137}\text{Cs}$  определялся по формуле:

$$K_{\text{п}} = \text{УА}_{\text{к}}/\text{Пз} \text{ (Бк} \cdot \text{кг}^{-1}/\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}\text{)}, \quad (1)$$

где  $\text{УА}_{\text{к}}$  – удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в компоненте фитомассы березы, Бк/кг, Пз – плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$ , кБк/м<sup>2</sup>.

**Результаты и их обсуждение.** По состоянию на 2022 г. плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  на опытных участках варьировала в пределах  $2,4 \div 11,2$  Ки/км<sup>2</sup> ( $88,5 \div 413,7$  кБк/м<sup>2</sup>), а на контроле  $-18,2 \div 20,7$  Ки/км<sup>2</sup> ( $674,7 \div 764,8$  кБк/м<sup>2</sup>). Загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  компонентов фитомассы березы на участках показало неоднозначное накопление радионуклида в растительных элементах в зависимости от его поверхностного загрязнения. Так, например, при разной плотности загрязнения уровни накопления  $^{137}\text{Cs}$  в таком компоненте, как древесина, который накапливает радионуклид в течение всего периода его корневого поступления, показывают, что на участках с гидроморфными и автоморфными почвами формируются две разноплановые группы по особенностям накопления радионуклида (рисунок 1).

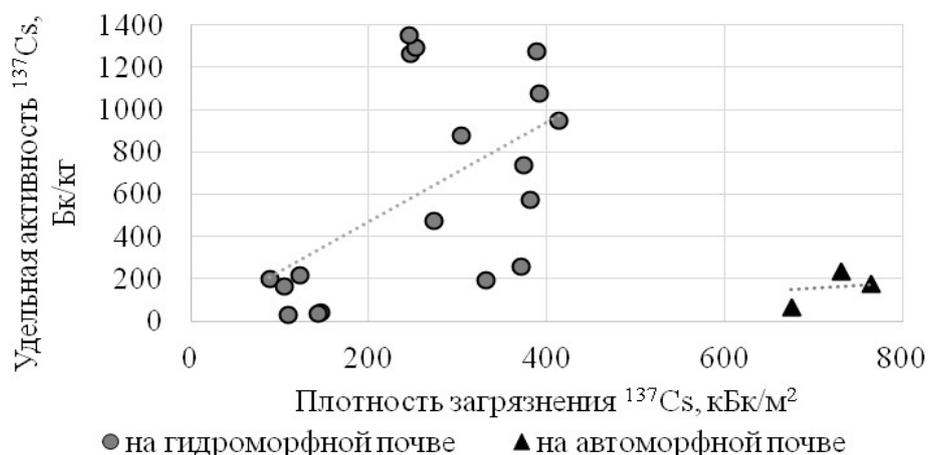


Рисунок 1 – Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в древесине березы в зависимости от плотности загрязнения на участках исследований

Корреляционный анализ данных, полученных на исследуемых участках (без контроля), показал, что взаимосвязь содержания  $^{137}\text{Cs}$  в надземной фитомассе березы с уровнем его поверхностного загрязнения почвы имеет умеренную корреляцию ( $r_s = 0,53 \div 0,72$ ;  $p \leq 0,025$ ). Данное обстоятельство указывает на присутствие других факторов, значительно влияющих на уровень загрязнения радионуклидом надземной фитомассы березы.

К особенностям распределения радионуклида в надземной фитомассе березы следует отнести то, что накопление  $^{137}\text{Cs}$  в древесине по сравнению с другими компонентами фитомассы, как минимум, в 2 раза ниже. Наибольшее содержание радионуклида наблюдается в побегах однолетних и листьях березы, что указывает на высокую биологическую особенность концентрирования радионуклида в элементах годовой вегетации.

Как следует из рисунка 2, накопление  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах фитомассы березы увеличивается в следующем порядке: древесина < кора < побеги двухлетние < побеги однолетние < листья, при этом активность радионуклида в компонентах в среднем определяется соотношением – 1:3,8:5,2:9,9:11,8, соответственно, что свидетельствует о биологической особенности распределения радионуклида в элементах надземной фитомассы при корневом потреблении  $^{137}\text{Cs}$  древесными растениями в постчернобыльский период. Приведенное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах березы фактически согласуется с более ранними исследованиями, в которых также отмечался наиболее высокий уровень радионуклида в физиологически активных ассимилирующих органах текущего года [4].

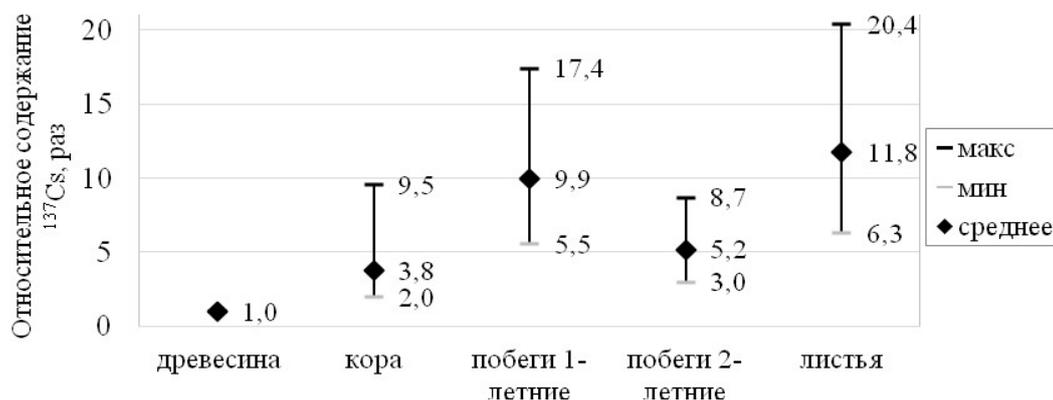


Рисунок 2 – Уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах фитомассы березы относительно её древесины

Необходимо также отметить, что варьирование распределения радионуклида в наземных компонентах фитомассы березы на объектах исследования имеет довольно широкий диапазон. Так, максимальные и минимальные активности  $^{137}\text{Cs}$  в коре, побегах однолетних и листьях березы относительно древесины имеют трехкратный и более разброс значений (рисунок 2). При этом следует учитывать, что параметры загрязнения березы радионуклидом определялись как средняя величина значений, полученных от трех модельных деревьев, поэтому фактический разброс данных по содержанию  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах березы ещё больше.

Как и в предыдущих исследованиях [6], [7], анализ влияния типов лесорастительных условий на уровень накопления  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах фитомассы березы показал на наличие существенного их воздействия ( $p < 0,0001$ ), что вполне очевидно указывает на значимые отличия почв участков с березовыми насаждениями с разными по трофности и влажности.

Оценка влияния влагообеспеченности почвы на миграцию  $^{137}\text{Cs}$  в наземную фитомассу березовых насаждений, которые произрастают на разной удаленности от осушительного канала показала, что в целом по всем исследуемым участкам взаимосвязи накопления радионуклида в компонентах фитомассы березы и расстояния от канала до модельных деревьев не оказалось, но при рассмотрении по отдельным участкам, были получены однозначные результаты. Так, на трех объектах присутствовало достоверное снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в наземной фитомассе при увеличении расстояния от канала до модельных деревьев, а на одном объекте – повышение (таблица 1).

Таблица 1 – Корреляционный анализ связи содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах фитомассы модельных деревьев березы и их удаленности от осушительного канала

Наименование объекта	Коэффициент корреляции ( $r_p$ ) / его значимость ( $p$ )				
	компоненты фитомассы				
	древесина	кора	побеги однолетние	побеги двухлетние	листья
Морозовка-2	<u>0,127</u>	<u>0,809</u>	<u>0,704</u>	<u>0,412</u>	<u>0,095</u>
	0,744	0,008	0,034	0,271	0,808
Морозовка-3	<u>-0,773</u>	<u>-0,411</u>	<u>-0,669</u>	<u>-0,928</u>	<u>-0,591</u>
	0,015	0,272	0,049	0,000	0,094
Морозовка-4	<u>-0,695</u>	<u>-0,792</u>	<u>-0,843</u>	<u>-0,890</u>	<u>-0,935</u>
	0,038	0,011	0,004	0,001	<0,001
Кузьмич (контроль)	<u>-0,832</u>	<u>-0,741</u>	<u>-0,824</u>	<u>-0,835</u>	<u>-0,824</u>
	0,005	0,022	0,006	0,005	0,006

Данное обстоятельство предполагает, что при определенных условиях водного режима в почве березовых насаждений происходит активное разложение опада в подстилочном слое почвы и последующая миграция легкодоступных форм  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемые слои, что, очевидно, обеспечивает интенсивный переход радионуклида в системе «почва – древесная растительность». Предыдущими исследованиями было отмечено, что тип почвы и ее гидрологический режим в большей степени обуславливают накопление радионуклида в древесостое [8], [9].

Влияние типа почвы на миграцию радионуклида наблюдается при сравнении распределения  $^{137}\text{Cs}$  по почвенным слоям на гидроморфной торфяной и автоморфной минеральной почвах на участках исследований. Так, установлено, что на торфяной почве 50 % запаса радионуклида в почве расположено в 2 раза глубже, по сравнению с минеральной (рисунок 3). Такое отличие, очевидно, проявляется из-за особенности структурного состава торфяной почвы и свойственной ей высокой гидрофильностью и влагоемкостью, которые положительно влияют на миграционные свойства  $^{137}\text{Cs}$ .

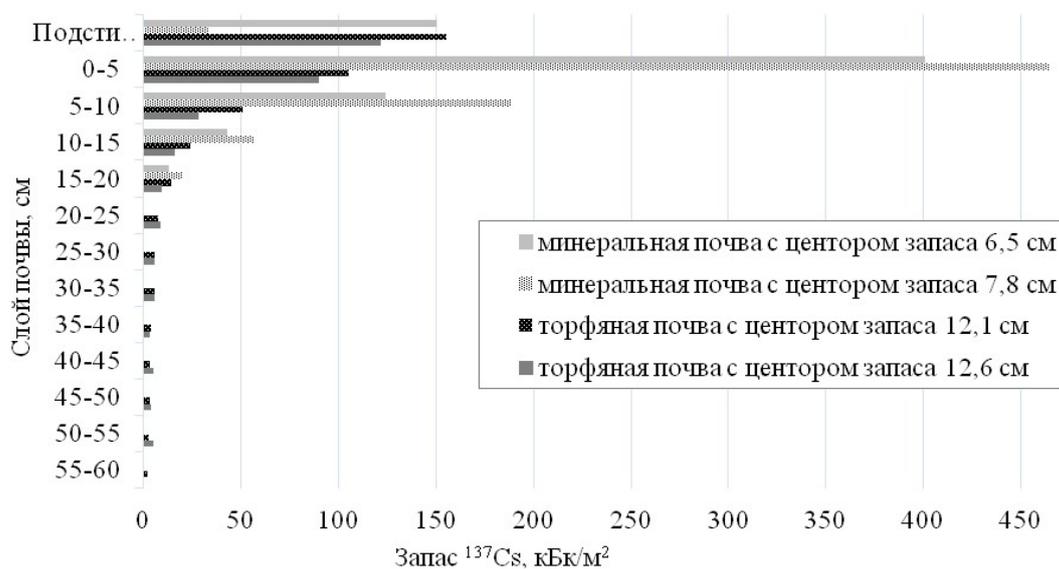


Рисунок 3 – Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвенном вертикальном профиле на участках с торфяной (Морозовка-3) и минеральной (Кузьмич) почвах

Необходимо отметить, что плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на участках, представленных на рисунке 3, с торфяной почвой составляет 10,5 Ки/км<sup>2</sup> и 8,2 Ки/км<sup>2</sup>, а с минеральной почвой – 19,8 Ки/км<sup>2</sup> и 20,7 Ки/км<sup>2</sup>. Отсюда следует, что двукратное превышение плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  на минеральных почвах, по сравнению с торфяными, не оказывает влияние на проникновение радионуклида с большей долей его концентрации на всем протяжении корнеобитаемых слоев почвы, а также, судя по рисунку 1, и на уровень накопления радионуклида в древесной растительности.

Кроме этого, уровень накопления  $^{137}\text{Cs}$  в древесной растительности на торфяных почвах отличается не только из-за их высоких миграционных свойств, но и вследствие низкого содержания в них калия (0,01–0,30 %) по сравнению с минеральными почвами (1,02–2,91 %). Данное утверждение сделано в результате наших исследований по влиянию калийных удобрений, вносимых в почву в дозе 200–400 кг/га по д.в. ( $\text{K}_2\text{O}$ ), на потребление  $^{137}\text{Cs}$  фитомассой березы, при котором, например, в 50 м от канала (Морозовка-2) коэффициент перехода радионуклида в древесину снижался в 1,8 раза [3].

Варьирование накопления  $^{137}\text{Cs}$  в древесной растительности на мелиорированных торфяных почвах, очевидно, связано с режимом их увлажнения, который имеет ярко выраженные сезонные колебания уровня грунтовых вод. Проведенные наблюдения по изменению УГВ на участках с березовыми насаждениями, расположенных на разной удаленности от мелиоративного канала, в сезон вегетации (апрель–сентябрь) показали, что уровень накопления  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах надземной фитомассе деревьев березы в определенной степени был связан со снижением УГВ в летний межсезонный период по сравнению с весенними значениями. Так, при сравнении коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвенного комплекса в каждый компонент фитомассы березы с наблюдаемыми изменениями УГВ (таблица 2), установлено, что уровень накопления  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах фитомассы деревьев имеет положительную сильную взаимосвязь ( $r_s = 0,77 \div 0,89; p \leq 0,0008$ ) с уровнем спада УГВ.

Таблица 2 – Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в компоненты фитомассы березы на гидроморфных почвах при снижении УГВ в меженный период

Объект	Расстояние от канала, м	Снижение УГВ, раз	Коэффициент перехода $^{137}\text{Cs}$ ( $\text{г} \cdot 10^{-3}$ ) в компоненты фитомассы березы				
			древесина	кора	побеги 1-летние	побеги 2-летние	листья
Морозовка-2	25	10,2	5,12	10,40	38,50	19,73	58,90
	50	19,7	5,12	10,14	45,41	23,26	57,20
	100	55,0	5,53	15,89	56,53	24,79	63,87
Морозовка-3	25	51,0	3,27	7,13	28,28	17,31	33,66
	50	21,0	2,89	8,78	44,31	19,95	59,01
	100	2,0	0,69	4,83	11,38	4,92	12,41
Морозовка-4	25	1,6	1,51	5,22	17,89	8,03	16,36
	50	1,8	1,73	4,74	16,12	8,98	21,81
	100	1,2	0,58	1,47	5,38	2,37	4,82
Омельное	25	4,6	1,97	8,54	16,50	10,69	24,74
	50	3,7	2,76	9,15	20,29	11,32	21,83
	100	3,4	2,30	9,89	22,39	12,35	33,13
Столбун	25	2,0	1,80	4,26	13,42	7,80	16,79
	50	2,5	2,23	5,15	16,63	10,39	16,42
	75	2,5	1,55	3,85	11,68	7,54	14,52

Таким образом, использование в практике лесного хозяйства значений, характеризующих величину снижения УГВ в меженный период, позволяет установить загрязнение, например, древесины березы с вероятностью 67,5 % на гидроморфных торфяных почвах.

**Заключение.** В результате исследования установлено, что в березовых насаждениях, произрастающих на гидроморфных торфяных почвах, режим увлажнения оказывает доминирующее влияние на уровень накопления  $^{137}\text{Cs}$  в надземных компонентах их фитомассы по сравнению с плотность загрязнения радионуклидом, что резко отличает их от древостоев на автоморфных минеральных почвах. На гидроморфных торфяных почвах наиболее характерным является высокое накопление  $^{137}\text{Cs}$  компонентами фитомассы деревьев березы при УГВ в пределах 0,5–0,7 м. При снижении УГВ ниже 0,7 м уровень загрязнения надземной фитомассы березы падает в 2,5 раза и более.

### Литература

1. Радиоактивное загрязнение лесного фонда [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <https://bellesozaschita.by/radiacionnyj-kontrol/radioaktivnoe-zagraznenie-lesnogo-fonda/>. – Дата доступа : 27.01.2023.
2. Булко, Н. И. Динамика загрязнения растительности лесных экосистем  $^{137}\text{Cs}$  чернобыльского происхождения / Н. И. Булко [и др.] // Лесные экосистемы : современные вызовы, состояние, продуктивность и устойчивость : материалы Междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 90-летию Института леса НАН Беларуси, Гомель, 13–15 ноября 2020 г. / Институт леса НАН Беларуси ; редкол.: А. И. Ковалевич [и др.]. – Гомель : Институт леса НАН Беларуси, 2020. – С. 320–324.
3. Исследование воздействия эдафических факторов роста древесных растений, существенно влияющих на процесс накопления радионуклидов в лесных экосистемах : отчет заключительный по НИР № ГР 20015154 / Институт леса НАН Беларуси ; рук. В. А. Ипатьев. – Гомель, 2005. – 197 с.
4. Парфенов, В. И. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / В. И. Парфенов, Б. И. Якушев, Б. С. Мартинович [и др.]. – Минск : Навука і тэхніка, 1995. – С. 535–540.
5. Машихин, С. В. Cs-137 в древесине деревьев, произрастающих на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС / С. В. Машихин, Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов // Проблемы экологического мониторинга : тез. докл. Российской научно-практической конф. – Брянск, 1991. – Ч. 2. – С. 34–36.
6. Ipatyev, V. A. About regulation of the input of radionuclides to woody plants occurring on hydromorphic soil / V. A. Ipatyev, N. V. Mitin // Деуте and Late Consequences of Nuclear Catastrophes : Hiroshima-Nagasaki and Chernobyl Belarus-Japan Symposium : abstracts by the authors, Minsk, Oct. 3–5, 1994. – Minsk, 1994. – P. 55.

7. Ипатьев, В. А. О регулировании накопления  $^{137}\text{Cs}$  лесными насаждениями на мелиорированных почвах / В. А. Ипатьев, Н. И. Булко, Н. В. Митин // Региональные проблемы изучения и использования избыточно увлажненных лесных земель : матер. совещ. – Екатеринбург, 2000. – С. 95–96.
8. Щеглов, А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах : по матер. 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС / А. И. Щеглов. – М. : Наука, 1999. – 268 с.
9. Санжарова, Н. И. Сравнительная оценка биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  в почвах лесных экосистем разного типа / Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко, Д. Клейн [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т. 39, № 4. – С. 440–447.
10. Краснов, В. П. Прикладная радиоэкология леса / В. П. Краснов, А. А. Орлов, В. А. Бузун [и др.] ; под ред. В. П. Краснова. – Житомир : «Полісся», 2007. – 680 с.
11. Переволоцкий, А. Н. Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий. – Гомель : РНИУП «Институт радиологии», 2006. – 255 с.

<sup>1</sup>ГНУ «Институт леса НАН Беларуси»

<sup>2</sup>Гомельский государственный  
университет имени Франциска Скорины

Поступила в редакцию 31.10.2023