ЭКОЛОГИЯ, 2022, № 1, с. 42–54

УДК 630*228:[504.5:621.039]

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ДРЕВОСТОЕВ В ЗОНЕ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА, БЛИЖНЕЙ К ЭПИЦЕНТРУ КЫШТЫМСКОЙ АВАРИИ

© 2022 г. В. Н. Позолотина[a], В. А. Лебедев[a, b], Е. В. Антонова[a, *], А. А. Григорьев[a], Ю. В. Шалаумова[a, c], О. В. Тарасов[d]

[a] *Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202*

[b] *Ботанический сад УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202а*

[c] *Институт промышленной экологии УрО РАН, Россия 620990 Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, 20*

[d] *ФГУП Производственное объединение "Маяк", Россия 456780 Озерск, просп. Ленина, 31*

**e-mail: selena@ipae.uran.ru*

Поступила в редакцию 25.08.2021 г.
После доработки 30.08.2021 г.
Принята к публикации 31.08.2021 г.

Исследовали современное состояние древостоев в наиболее загрязненной части Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), возникшего в результате Кыштымской аварии в 1957 г. Основным загрязнителем зоны является ^{90}Sr – плотность загрязнения почв в исследованной зоне варьирует от 70 до 67450 кБк/м^2. На территории следа доминируют березняки разнотравные. Более 85% березовых древостоев достигли возраста 70–120 лет, а 58% сосновых насаждений – 80–110 лет. С повышением плотности загрязнения почв ^{90}Sr возраст берез в среднем снижался, что связано с возрастанием доли молодых березняков, сформировавшихся через 25–30 лет после аварии на наиболее загрязненных участках. Значимой зависимости относительной полноты насаждений и запаса древесины в выделах от уровня загрязнения почв ^{90}Sr не выявлено. Сравнение запасов древесины за период с 2003 г. по 2020 г. показало, что за 16–18-летний период параметр увеличивался быстрее на наиболее загрязненных участках, что обусловлено ростом доли молодняка на этих выделах. При оценке естественного возобновления лесов в зоне ВУРСа обнаружено, что в большинстве выделов формируется подрост, который потенциально способен обеспечить дальнейшее развитие лесных экосистем. Впервые зафиксировано появление подроста сосны на участках вблизи эпицентра аварии, где в острый период сосна погибла полностью. В этих выборках отмечена повышенная доля растений с морфологическими нарушениями. Какой-либо зависимости интенсивности отпада деревьев от уровня загрязнения почв ^{90}Sr не выявлено. Точность оценки отпада деревьев и естественного возобновления лесов затруднена из-за пожаров, которые происходят регулярно в зоне ВУРСа.

Ключевые слова: Кыштымская авария, Восточно-Уральский радиоактивный след, отдаленные последствия, пожары, лесные насаждения, *Betula pendula* Roth., *Pinus sylvestris* L., запас древесины, относительная полнота древостоев, естественное лесовозобновление

DOI: 10.31857/S0367059722010097

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) возник 29 сентября 1957 г. в результате Кыштымской аварии на ПО "Маяк". Общий выброс радиоактивных материалов оценивался в 7.4×10^{17} Бк (20 млн Ки), из них около 10% поднялись в атмосферу и, выпадая из облака, вызвали загрязнение территории площадью 23000 км^2. В 1958 г. в составе химкомбината "Маяк" была создана Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) для изучения воздействия радиации на природные объекты, миграции радиоактивных изотопов по пищевым цепям, разработки способов ведения сельского хозяйства на загрязненных территориях. В результате специальных мероприятий, разработанных с участием ОНИС, к 1967 г. большая часть территории ВУРСа была возвращена в хозяйственное использование. На наиболее загрязненной территории был создан Восточно-Уральский государственный заповедник [1]. Зона ВУРСа (головная часть следа) представляет собой уникальный природный полигон для изучения функционирования природных экосистем в условиях длительного радиационного стресса. Исследования, проведенные в этой зоне, заложили основы фундаментальной радиоэкологии и были использованы для разработки практических

рекомендаций по ликвидации последствий радиационных аварий [2–4].

Растительность в зоне ВУРСа представлена в основном березовыми лесами, реже встречались сосново-березовые леса, перемежающиеся с травянистыми сообществами. Подробные геоботанические описания растительности в зоне ВУРСа опубликованы в работах [5–8]. В первый период после Кыштымской аварии в головной части следа наблюдалась массовая гибель сосны (*Pinus sylvestris* L.), а в отдельных случаях и березы (*Betula pendula* Roth.). У выживших деревьев отмечались поражения хвои и листьев, пострадали апикальные и латеральные меристемы. Спустя 8–10 лет в пораженных лесах уже доминировали процессы пострадиационного восстановления [9]. Этот этап в основном завершился к началу 1990-х годов, когда радиационная нагрузка на биоту существенно снизилась [5, 10]. Дендрохронологический анализ сосны из зоны ВУРСа показал, что в 1959–1960 гг. действие радиации на радиальный рост деревьев было сопоставимо с влиянием сильной засухи, а в некоторых случаях превышало его. Однако спустя 8 лет прирост годовых колец у деревьев в зоне ВУРСа восстановился и не отличался от контрольных экземпляров [11].

Обширные радиоэкологические исследования выполняются в лесных сообществах в зоне воздействия аварий на Чернобыльской [12–15] и Фукусимской АЭС [16, 17]. Особое внимание уделяется оценке последствий пожаров в лесах Чернобыльской зоны [13, 18, 19]. Очень важны работы по сравнению последствий наиболее крупных ядерных аварий (Кыштымской, Чернобыльской, Фукусимской) в природных экосистемах, поскольку в таких исследованиях выявляются фундаментальные закономерности миграции, накопления и биологического действия радионуклидов, а также очерчивается круг факторов, модифицирующих радиационные эффекты [13, 20].

В настоящей работе мы рассматриваем некоторые результаты оценки состояния лесов в зоне Кыштымской аварии, касающиеся отдаленных последствий воздействия острой и хронической радиации на древостои. Современные данные о видовом и возрастном составе насаждений, запасах древесины, а также о перспективах естественного возобновления лесов в этой зоне отсутствуют. Исходя из собственных и литературных данных [11, 20–22], мы предположили, что спустя 64 года после аварии процессы восстановления лесных сообществ в зоне ВУРСа завершились, и существующие уровни загрязнения почв не оказывают заметного влияния на развитие насаждений. Изменчивость современных таксационных характеристик лесов в градиенте загрязнения связана с процессами их естественного развития (возрастной динамикой древостоев, сукцессией). Определенное влияние на состояние лесов в зоне ВУРСа оказывают пожары антропогенного происхождения [1, 23].

Цели данного исследования: 1) изучить основные таксационные параметры древостоев в зоне, ближней к эпицентру Кыштымской аварии; 2) провести анализ состояния древостоев в зависимости от уровней загрязнения почв ^{90}Sr; 3) оценить динамику развития древостоев в зоне ВУРСа, сравнивая современные данные с таксационными оценками 2003 г.; 4) изучить особенности естественного возобновления лесов на радиоактивно загрязненной территории. Мы проверяли следующие гипотезы: а) темпы накопления запасов древесины в градиенте радиоактивного загрязнения не различаются; б) по мере увеличения уровня загрязнения почв в спелых и перестойных насаждениях наблюдается больший отпад деревьев; в) естественное возобновление древостоев за счет подроста не зависит от плотности загрязнения.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследования

ВУРС расположен в пределах Зауральского пенеплена в лесостепной зоне Южно-Зауральской провинции [24]. Его территория представляет собой равнину с абсолютными отметками 130–250 м над ур. м. Преобладает озерно-котловинная форма рельефа. На территории ВУРСа расположены озера Бердениш и Урускуль, в центральной части имеется небольшая возвышенность, северо-восточную часть занимает заболоченная пойма р. Караболки [6]. Климат лесостепной зоны умеренно континентальный, с продолжительной и холодной зимой ($T_{ср}$ января −17°C) и теплым, часто засушливым летом ($T_{ср}$ июля +18°C). Среднегодовое количество осадков составляет 400–500 мм. В почвенном покрове преобладают различные подтипы серых лесных почв, реже встречаются выщелоченные черноземы [6, 7]. Лесные сообщества представлены в основном березовыми лесами, иногда с примесью осины, встречаются и смешанные сосново-березовые леса [5, 6, 8].

Территория ВУРСа представляет собой узкий сектор, ориентированный в северо-восточном направлении, протяженностью более 100 км [25, 26]. В выпадениях преобладали короткоживущие радионуклиды, а из долгоживущих наибольший вклад в загрязнение зоны вносит ^{90}Sr (период полураспада 28.8 лет). В настоящее время его интегральные запасы в почвах ВУРСа составляют около 570 × 10^{12} Бк [27]. Этот радионуклид, являясь аналогом кальция, активно накапливается живыми организмами, что создает длительную опасность для экосистем [28]. В 1967 г. территория ВУРСа была загрязнена повторно в результате пе-

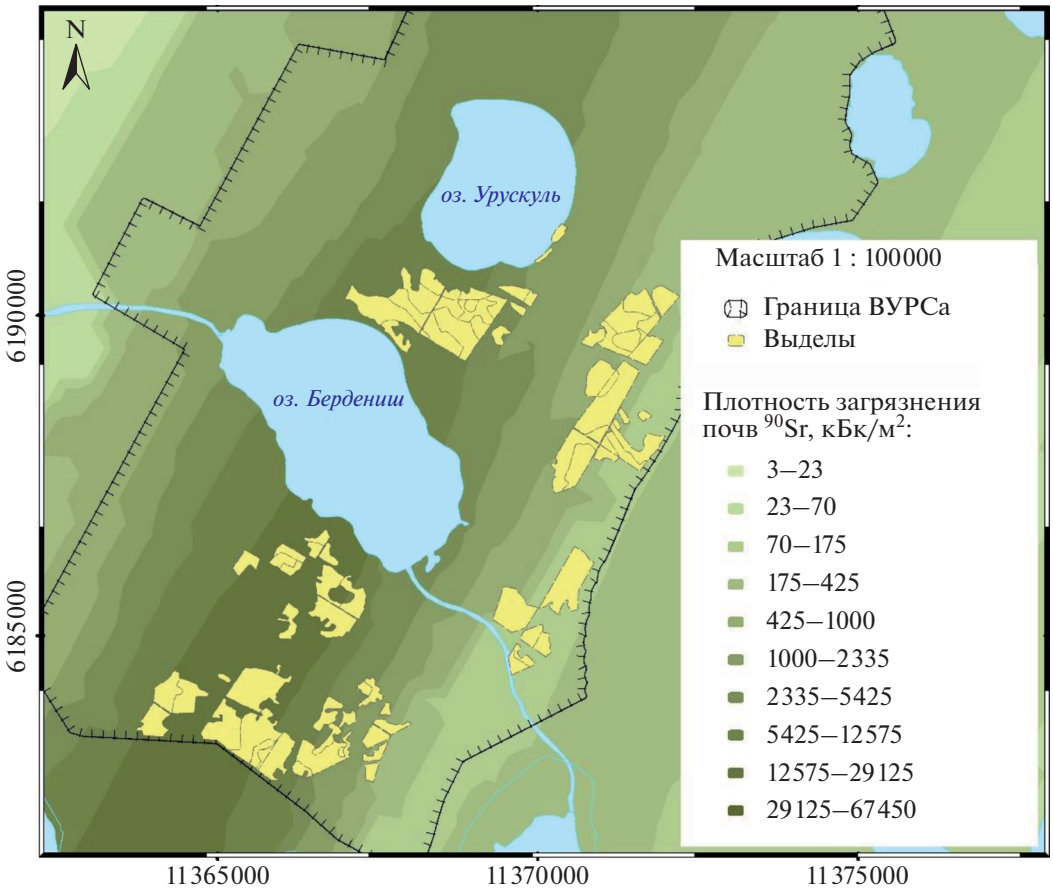

Рис. 1. Карта-схема расположения исследованных выделов в пространстве головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа. Карта плотности загрязнения ^{90}Sr (кБк/м^2) цитируется по [27] с модификациями. Здесь и на рис. 5 использована система координат Pulkovo 1995 GK Zone 11.

реноса ила и песка с берегов обмелевшего оз. Карачай, служившего ПО “Маяк” в качестве открытого хранилища радиоактивных отходов. Основным загрязнителем был ^{137}Cs, но его поступление в окружающую среду было значительно меньше (около 2.2×10^{13} Бк), чем ^{90}Sr [29]. Подробная характеристика радиоактивного загрязнения территории ВУРСа представлена в работах [1, 4, 7, 25, 27].

Мы оценивали уровень воздействия радиации на отдельных участках по плотности загрязнения почв ^{90}Sr. Наиболее загрязнена центральная ось следа – на расстоянии от 5 до 36 км от эпицентра аварии, плотность загрязнения почв ^{90}Sr уменьшается с расстоянием от 67450 до 70 кБк/м^2. Изменение этого параметра как вдоль центральной оси, так и в направлении от оси к периферия м следа снижается, подчиняясь степенной зависимости [7, 27, 30]. Фоновый уровень загрязнения почв Уральского региона ^{90}Sr равен 1–3 кБк/м^2 [31].

Исследование проводили в 2019–2021 гг. в ближней к эпицентру аварии части ВУРСа, на расстоянии 6–16 км от промплощадки (рис. 1). Изучены 84 выдела в пределах 23 кварталов вдоль центральной оси и на периферия х следа, а также 2 выдела на соседних территориях (18.5 км к югу и 25.7 км к юго-западу от эпицентра аварии) с фоновым уровнем загрязнения и сходными ландшафтно-геохимическими условиями.

Уровни загрязнения почв ^{90}Sr, ранее использованные для интерполяции значений плотности загрязнения методом ординарного кригинга и количественной оценки неопределенностей интегральных запасов этого радионуклида в почвах ВУРСа методом Монте-Карло [27], были нормированы на 2021 г. с учетом периода полураспада ^{90}Sr и привязаны к исследованным выделам с помощью геоинформационной системы ArcGIS 10.8.1 [32] (см. рис. 1). Поскольку градиент загрязнения уменьшается с расстоянием от места аварии согласно степенной зависимости, данные по плотности загрязнения почв были преобразованы в натуральные логарифмы (табл. 1).

Таблица 1. Таксационные характеристики древостоев в зоне ВУРСа и на сопредельных фоновых территориях

Интервалы плотности загрязнения, ln	Состав древостоя (число выделов с таким составом)	Береза			Сосна			Относительная полнота	Запасы, $м^3/га$
		возраст, лет	диаметр, см	высота, м	возраст, лет	диаметр, см	высота, м		
0–1.1 – фоновые	8С2Б (2)	60	23	20	85	27	22	0.7	235.0
4.6–4.78	10Б, 10Б + Б (8)	101	30	25				0.7	219.9
	7Б3Б (1)	105	28	24				0.8	246.0
	8Б2Б (1)	80	34	24				0.4	123.0
5.02–5.97	10Б, 10Б + Б, 10Б + Б + Ос, 10Б + Ос (12)	108	29	25				0.7	204.3
	7Б3Б (1)	85	31	24				0.5	154.0
6.07–6.97	10Б, 10Б + Б, 10Б + Ос (8)	86	26	24				0.8	239.8
	10С – К (1)	–	–	–	65	25	22	0.6	165.0
	7Б3Б + Б (1)	110	28	24				0.4	117.0
7.28–7.95	10Б, 10Б + Б, 10Б + Ос (5)	80	24	24				0.7	218.2
	10Б + С (1)	110	26	16				0.4	73.0
	4Б2Ос2С2Б (1)	30	16	16	40	12	12	0.6	86.0
	5Б3С2Ос (1)	80	29	23	100	39	25	0.6	182.0
	7Б3Ос + С (1)	100	30	22				1.0	276.0
	7С3Б (1)	70	18	24	85	28	25	0.7	230.0
	8С2Б (1)	30	16	12	30	16	12	0.6	70.0
	9Б1С (1)	70	24	23				0.5	154.0
8.19–8.99	10Б, 10Б + Б, 10Б + Ос, 10Б + Б + Ос (16)	89	26	24				0.8	223.4
	10Б + Ос + С (1)	80	24	24				0.9	277.0
	7С3Б (1)	100	28	24	85	36	25	0.8	262.0
	7С3Б + Ос (1)	30	16	12	30	16	12	0.6	70.0
	8С2Б (1)	100	28	24	85	34	24	0.7	214.0
	9Б1Ос (1)	80	28	24				0.9	260.0
9.25–9.86	10Б, 10Б + Б, 10Б + Ос (13)	70	23	22				0.6	168.5
	10Б + С (1)	40	20	18	30	15	10	0.3	73.0
	5Б5Б (1)	85	28	24				0.7	216.0
	5С5Б (1)	85	32	24	85	32	24	0.8	245.0
	7Б3Б (1)	90	27	24				0.9	277.0
	8Б2Ос (1)	80	24	23				0.8	234.0
	9Б1Ос + Б (1)	85	24	20				0.9	201.0

Примечание: Б – береза, С – сосна, Ос – осина, К – культуры.

Методы оценки таксационных показателей

В зоне ВУРСа и на сопредельных фоновых территориях была проведена выборочная наземная глазомерно-измерительная таксация лесных насаждений с учетом плотности загрязнения почв ^{90}Sr [33]. Основные характеристики древостоев описывали на круговых реласкопических площадках в пределах изучаемых выделов. Количество круговых площадок (от 2 до 5) устанавливали в зависимости от площади выдела, однородности древостоя и его относительной полноты. На каждой площадке определяли относительную полноту с помощью полнотомера [34], замеряли диаметр на уровне груди и высоту 5–10 модельных деревьев каждого лесообразующего вида с помощью мерной вилки и лазерного высотомера

Nikon Forestry Pro. Описывали состав древостоя, наличие подроста, следы пожара, а также отпада древесных стволов.

Средний возраст определяли с учетом высоты деревьев и региональных таблиц хода роста [35]. Оценку запаса древесины производили с учетом стандартных таблиц нормальных насаждений для лесостепной зоны Челябинской области для сосны, березы и осины (*Populus tremula* L.) [36]. Мы использовали следующие группы возраста для сосны: молодняк – до 20 лет, жердняк – от 21 до 40 лет, средневозрастные – от 41 до 60 лет, приспевающие – от 61 до 100 лет, спелые – от 101 до 140 лет, перестойные – старше 141 лет. Группы возраста для березы были следующие: молодняк – до 20 лет, средневозрастные – от 21 до 70 лет, приспевающие – от 71 до 80 лет, спелые – от 81 до 90 лет, перестойные – старше 91 года. Для несмешанных разновозрастных насаждений средневзвешенный возраст определяли пропорционально участию отдельных групп деревьев, входящих в состав насаждения [37].

При описании подроста особое внимание обращали на возобновление основных лесообразующих видов – березы и сосны. У подроста отмечали морфологические изменения. Распространение относительно недавних (за последние 10 лет) низовых пожаров оценивали по наличию опалин на комлевых частях древостоя. Степень отпада деревьев описывали визуально по количеству лежащих на земле стволов в пределах прямой видимости с пункта таксации (вне зависимости от относительной полноты).

Запас древесины на 1 га, как наиболее удобный интегральный показатель, имеющий к тому же прямую практическую значимость, был выбран в качестве ключевого для оценки состояния древостоев в зоне ВУРСа: он не только интегрирует в себе физические показатели стволов, но и в нашей выборке лесов значимо связан с относительной полнотой древостоя ($R^2 = 0.783$; $p = 0.00001$).

Основные полученные характеристики сравнивали с таксационными описаниями выделов, выполненными по первому разряду лесоустройства в 2003 г. Нижегородской экспедицией по договору с ПО “Маяк” [38]. Сравнение возраста и полноты насаждений, запасов древесины позволило оценить изменения, произошедшие в лесах ВУРСа за последние 16–18 лет. В этот период радиационная обстановка в зоне стабилизировалась, мощности доз внешнего гамма-облучения снизились более чем в 3000 раз по сравнению с дозовой нагрузкой в первый период после аварии [26, 39].

Проверку статистических гипотез проводили с помощью корреляционного и регрессионного анализов в программе STATISTICA v.10 [40].

РЕЗУЛЬТАТЫ

В головной части ВУРСа среди лесных сообществ преобладают березняки разнотравные (разнотравно-злаковые, костяничниковые, кустарниковые, папоротниковые) – на их долю приходится примерно 95% всех лесов на обследованной территории. Реже встречаются смешанные сосново-березовые насаждения (костяничниковые, кустарниковые и папоротниковые). В единичных случаях отмечены чистые сосновые древостои, искусственно созданные после аварии.

Возраст древостоев

В березовых насаждениях (изучены 84 выдела) в зоне ВУРСа березняки младше 20 лет отсутствовали, средневозрастные и приспевающие встречались около 21 и 12% соответственно, преобладали (более 46%) перестойные древостои. Современный доминирующий возраст берез, установленный нами (91–130 лет), согласуется с лесотаксационным описанием 2003 г., когда он был равен 81–90 лет [38]. Как в чистых, так и в смешанных сосновых насаждениях ВУРСа (10 выделов) преобладали приспевающие древостои (60%) и жердняки (40%). Таким образом, на исследованных выделах ВУРСа доминируют древостои, пережившие Кыштымскую аварию 1957 г. На фоновых территориях отмечены 85-летние сосны.

Нами показано, что в градиенте загрязнения средний возраст березы снижается ($R^2 = 0.202$; $p = 0.00002$) (рис. 2). Это согласуется с данными предыдущего лесоустройства (2003 г.) и может быть связано с большим отпадом старых деревьев на наиболее загрязненных участках и интенсивным ростом молодняка. В пользу данного предположения свидетельствует и более высокая изменчивость возрастов в выделах наиболее загрязненной зоны, где диапазон изменчивости составил 30–110 лет, в то время как на слабо загрязненных площадках 80–120 лет. Для сосны в составе древостоев подобной закономерности не обнаружено – возраст деревьев в градиенте загрязнения не менялся ($R^2 = 0.094$; $p = 0.33$). Детальная характеристика древостоев в градиенте загрязнения ВУРСа приведена в табл. 1.

Запасы древесины

Зависимости изменений запасов древесины лесообразующих видов от плотности загрязнения почв ^{90}Sr не обнаружено ($R^2 = 0.012$; $p = 0.31$). Снижения запасов древесины в результате низовых пожаров, следы которых наблюдались в некоторых выделах, также не отмечено ($R^2 = 0.020$; $p = 0.58$). Мы сравнили запасы древесины в одних и тех же выделах с интервалом 16–18 лет в градиенте загрязнения почв и обнаружили, что раз-

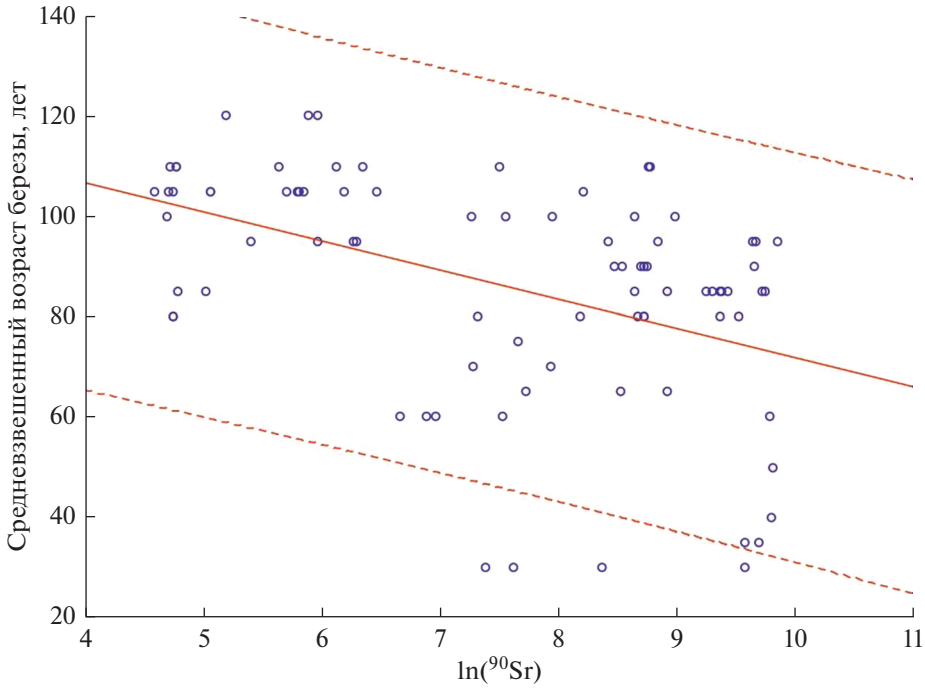

Рис. 2. Связь возраста березы в древостоях с плотностью загрязнения почв ^{90}Sr. Здесь и на рис. 3, 4 пунктирными линиями показаны 95%-ные доверительные интервалы.

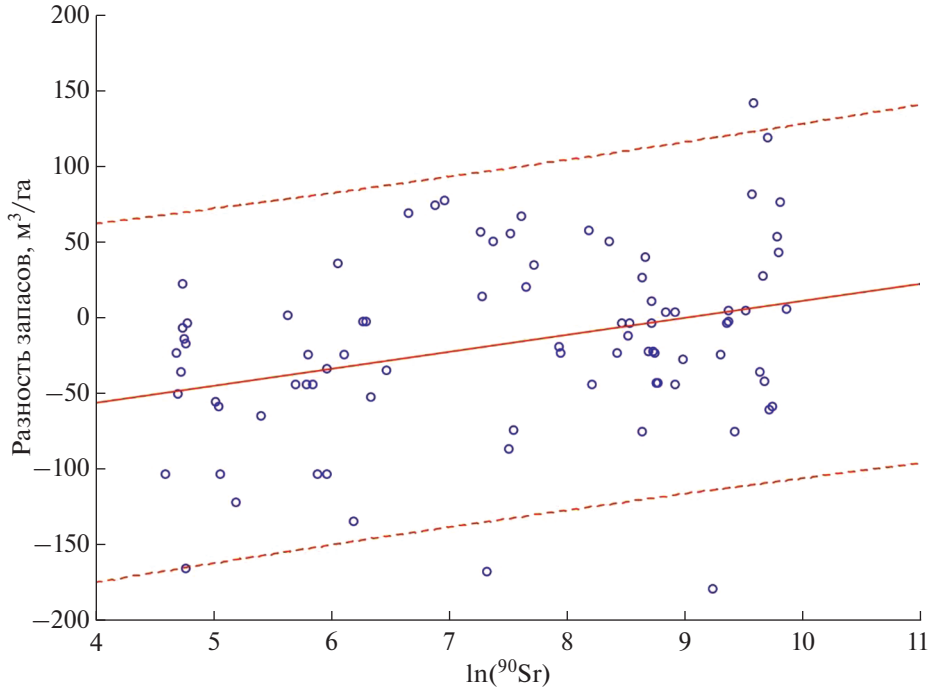

Рис. 3. Разность запасов древесины, зарегистрированных в 2020 и 2003 гг., в зависимости от плотности загрязнения почв ^{90}Sr.

ность запасов древесины, зарегистрированных в 2020 и 2003 гг., значимо ($R^2 = 0.103$; $p = 0.0028$) повышалась с ростом плотности загрязнения почв (рис. 3).

Сравнение современных запасов древесины на каждом выделе с данными 2003 г. (рис. 4) показало, что максимальный прирост запасов отмечен в самом молодом возрастном классе березы, до 70–

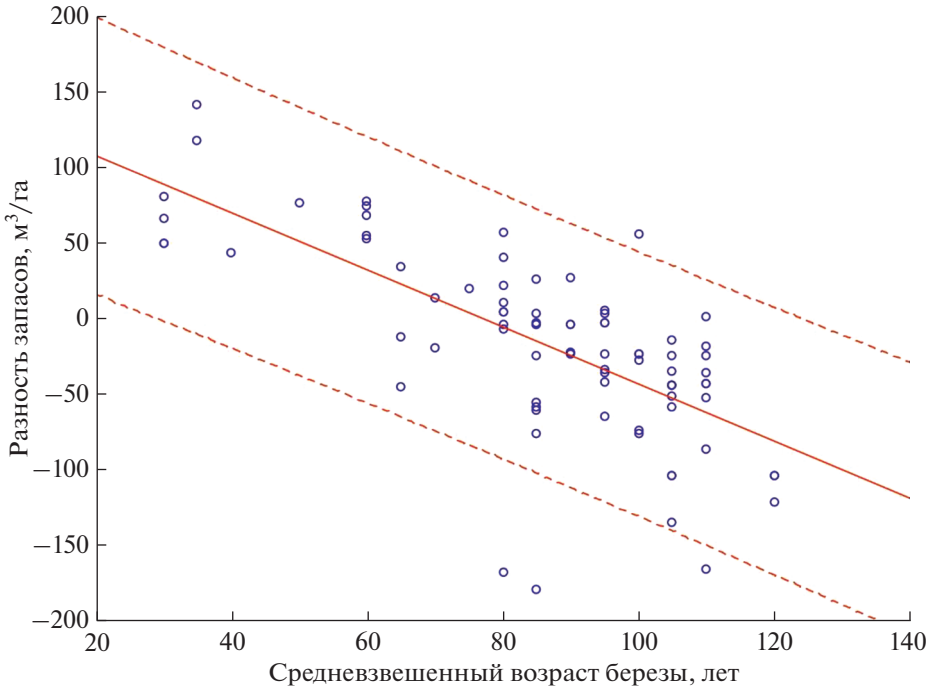

Рис. 4. Сравнение разности запасов древесины, зарегистрированных в 2020 и 2003 гг., в разных возрастных группах березовых древостоев.

75-летнего возраста наблюдается его снижение, а после 80–85 лет разность прироста запасов становится отрицательной. В целом зависимость хорошо описывается уравнением линейной регрессии ($y = 145.69–1.89x$; $R^2 = 0.49$; $p = 0.00001$). Аналогичные закономерности были получены и по относительной полноте древостоев, с той лишь разницей, что отрицательные значения прироста полноты обнаруживаются раньше – начиная с 55–65-летнего возраста. За период с 2003 г. по 2020 г. произошло увеличение средней высоты в молодняках и средневозрастных древостоях и уменьшение относительной полноты в спелых и перестойных древостоях (см. табл. 1).

Отпад деревьев

Линейной связи интенсивности отпада деревьев от плотности загрязнения почв ^{90}Sr не установлено ($R = 0.216$; $p = 0.68$). На появление отпада в древостоях влияют низовые пожары, следы которых видны на стволах деревьев. В общей выборке без разделения деревьев по возрасту и участков по степени загрязнения почв ^{90}Sr мы сравнили частоты выделов с выраженным отпадом березы и частоты выделов со следами низовых пожаров и выявили взаимосвязь ($\chi^2 = 8.25$; $p = 0.004$) между этими событиями. Отпад деревьев встречался на выделах независимо от пожара, однако выделов без отпада было больше при наличии пожара, возможно, упавшие деревья сгорали во время низовых пожаров.

Частоты выделов со следами пожаров и отпадом деревьев нормированы к числу обследованных выделов в пределах каждой плотности загрязнения почв ^{90}Sr (%). Анализ данных показал, что в градиенте загрязнения линейная связь между частотой этих событий незначима ($R^2 = 0.002$; $p = 0.93$). Встречаются выделы, где пожары не зафиксированы, а отпад деревьев значительный. Такие площадки расположены в основном в отдалении от границ загрязненной зоны. Пожары, как правило, распространялись на зону ВУРСа с селитебных территорий.

Состояние подроста

Для прогнозирования дальнейшего развития насаждений мы оценили наличие возобновления лесообразующих видов. Зависимости встречаемости подроста сосны ($R^2 = 0.0002$; $p = 0.96$) и березы ($R^2 = 0.043$, $p = 0.22$) от уровня загрязнения почв ^{90}Sr не выявлено. На большинстве площадок преобладает подрост сосны одного или двух возрастов. Из общего числа выделов (84), обследованных в головной части ВУРСа, подрост сосны обнаружен в 23, из которых только в 8 сосна имеется в составе древостоя. Всего сосна встречается как основной (более 10%) или дополнительный

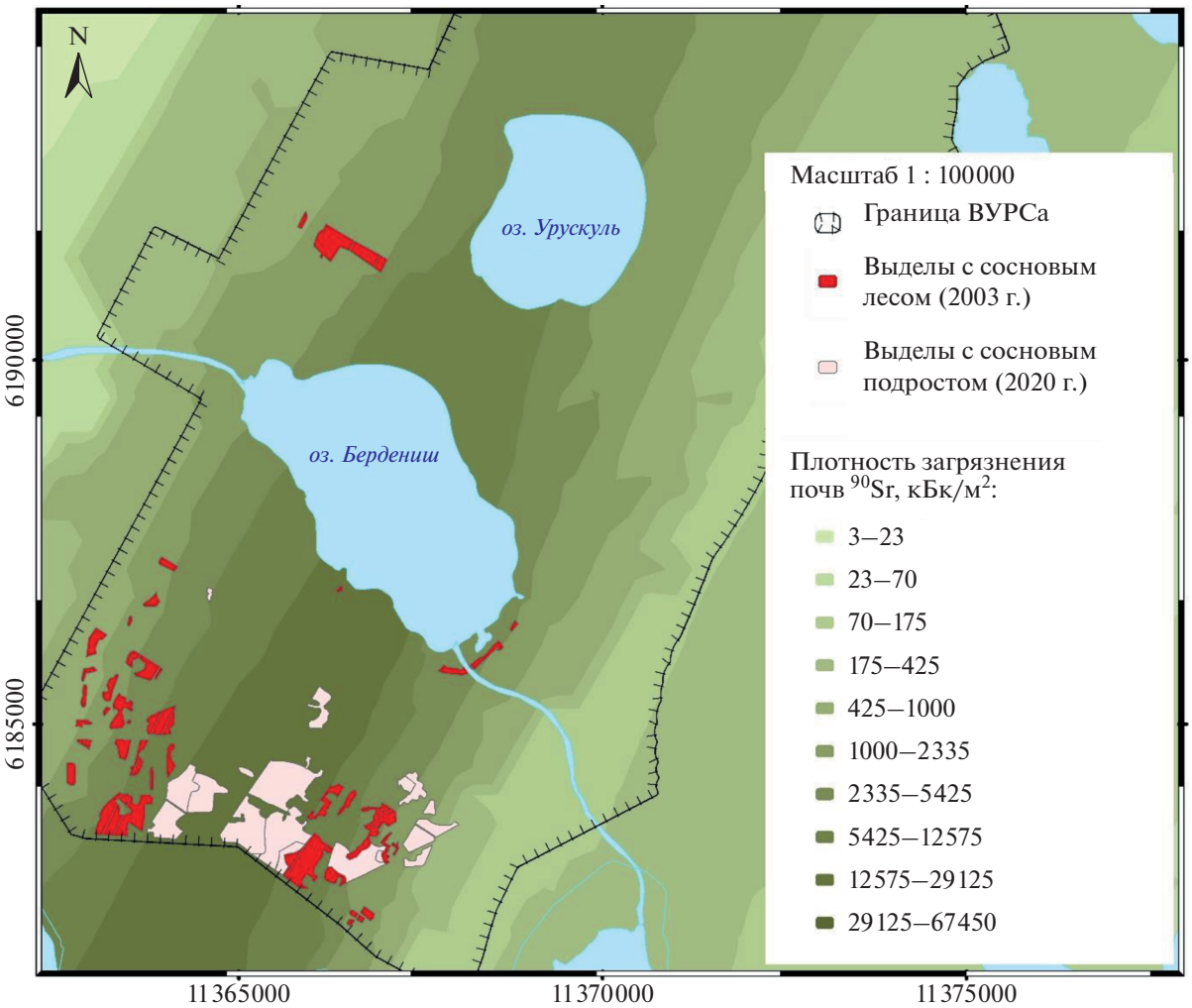

Рис. 5. Встречаемость сосновых лесов и подроста сосны на территории головной части ВУРСа в 2003 и 2020 гг.

(менее 5%) элемент леса в 13 выделах из общего числа обследованных.

Вопрос об экспансии сосны в наиболее загрязненную, ближнюю к эпицентру аварии зону представляет значительный интерес, поскольку известно, что в первые годы после аварии сосна здесь полностью погибла. На карте-схеме (рис. 5) показана область, в которой в 2003 г. подрост сосны еще не встречался. В 2020 г. в некоторых березняках этой части ВУРСа обнаружен обильный подрост сосны возрастом около 5 и 20 лет. В некоторых выделах вблизи периферии ВУРСа (см. рис. 5) в 2003 г. уже присутствовали сосны 20–35-летнего возраста; следовательно, эти деревья появились в загрязненной зоне через 10–25 лет после аварии.

По данным 2020 г. среди молодых деревьев сосны на наиболее загрязненном участке отмечено значительное количество экземпляров с нарушениями роста и развития (рис. 6). Дефолиация и дехромация деревьев достигали 40%, зарегистрированы также усыхание побегов, многовершинность, искривленность стволов и морфозы хвои не менее чем у 30% деревьев данной выборки.

ОБСУЖДЕНИЕ

Подробные геоботанические описания лесных и травянистых сообществ на территории ВУРСа после Кыштымской аварии приведены работах [5–8]. В них отмечено доминирование березовых лесов (91.7%), на долю сосновых и сосново-березовых насаждений приходится около 8% от общей территории, занятой лесами. После аварии пострадавшие лесные фитоценозы восстановились на тех же местообитаниях, что и прежде, а на заброшенных пашнях и на местах снесенных деревень сформировались вторичные травянистые сообщества [5, 7]. Анализ таксономического разнообразия травянистых сообществах показал, что в настоящее время видовое богатство на этой территории зависит не столько от уровня радиоактивного загрязнения почв, сколько от разнообразия

Рис. 6. Аномалии в развитии подроста сосны обыкновенной из зоны ВУРСа: а – искривленность побегов, б – усыхание побегов, в – усыхание побегов и многовершинность (фото к.б.н. Н.С. Шималиной, ИЭРиЖ УрО РАН).

типов сообществ на рассматриваемых участках, а также от характера и интенсивности хозяйственной деятельности в период до аварии [8, 41].

В первый период после аварии воздействие радиации на биоту оценивали с помощью поглощенных доз, поскольку короткоживущие радионуклиды быстро распадались и генерировали мощное излучение. Отмечена разница в продолжительности острого периода после аварий на Урале и в Чернобыле [28]. В последнем случае острый период пришелся на весну и длился около месяца [42, 43]. На Урале авария произошла осенью в период физиологического покоя, когда вся метаболическая активность растений была снижена, включая восстановительные процессы. Значимыми оказались дозы, накопленные за весь острый период, который длился с осени до весны следующего года [28]. В острый период вблизи места взрыва максимальные дозы, поглощенные почками сосны, составили 100–800 Гр, а почками березы – 20–200 Гр [28]. При таких дозовых нагрузках произошла полная гибель сосны, полулетальная доза ($ЛД_{50}$) для которой равна 10–13 Гр, и значительной части березы ($ЛД_{50}$ = 30–40 Гр) [28, 44, 45]. С увеличением расстояния от места аварии вдоль центральной оси, а также от оси к периферия м следа дозы уменьшались, и многие деревья сохранились [28].

Вслед за острой стадией наступил период пролонгированного хронического облучения, когда дозы облучения резко снизились, однако их поражающее действие было еще велико. Произошло постепенное очищение крон, большая часть радионуклидов поступила в лесную подстилку, а затем в почву. Корневой путь поступления радионуклидов из почвы в растения стал основным. Продолжительность данного периода составляет 5–6 лет [20]. В этот период на примере сосны обыкновенной показан минимальный прирост годичных слоев с постепенным восстановлением метаболической активности деревьев [11]. Далее наступил период хронического квазиравновесного состояния, который продолжается до сих пор.

В настоящее время значительная часть березняков в зоне ВУРСа уже подошла к биологическому пределу продолжительности жизни. Значимой зависимости относительной полноты насаждений и запаса древесины от уровня загрязнения почв

^{90}Sr не выявлено. Наша гипотеза о том, что спустя 64 года после аварии запас древесины в градиенте загрязнения не будет изменяться, подтвердилась. Из ранних работ [9, 43, 46, 47] в зонах Кыштымской и Чернобыльской аварий известно, что повреждение камбия в деревьях уменьшает прирост стволов и делает их более ломкими. Угнетающий эффект радиации у ослабленных деревьев может усиливаться насекомыми-вредителями, паразитами и дереворазрушающими грибами [46–49]. Но большинство повреждающих факторов в отдаленный период утрачивает свое влияние: спустя 7–8 лет после Кыштымской аварии физиологические процессы у деревьев восстановились [9, 11].

Сравнивая запасы древесины, зарегистрированные в 2003 и 2020 гг., мы установили, что за 16–18-летний период данный показатель увеличивался быстрее на наиболее загрязненных участках. Вероятно, это связано с большей долей молодняков, сформировавшихся на загрязненных участках через 25–30 лет после аварии. Сравнение разности запасов древесины, зарегистрированной в 2020 и 2003 гг., для разных возрастных групп показало, что максимальный прирост запасов был в молодом возрастном классе (30–36 лет), достигал нуля к 70–75-летнему возрасту, после которого запасы древесины в насаждениях уменьшались. Это соответствует стандартной закономерности возрастного развития березы [50].

Зависимости интенсивности отпада деревьев от уровня загрязнения почв ^{90}Sr нами не обнаружено. Отметим, что пожары, которые в зоне ВУРСа происходят регулярно, вносят коррективы в процессы отпада [23]: большая их часть приходится на апрель–май. Так, наиболее крупный низовой пожар на изученной территории произошел в 2008 г. – была пройдена обширная территория с плотностью загрязнения почв ^{90}Sr от 19 до 37000 кБк/м^2 [23]. В целом пожары влияют на относительно небольшую территорию по ветру от зоны горения, но в дни пожаров отмечалось повышение параметров радиационной обстановки в 2–8 раз в контрольных точках, расположенных на расстоянии до 10–15 км от очага пожара. Через несколько дней после пожара все показатели снижались до обычного уровня. Лесные пожары в Чернобыльской зоне, включая верховые пожары 2015 г., также не привели к какому-либо значительному перераспределению радиоактивности даже в локальном масштабе [18, 51].

Оценка естественного возобновления лесов в зоне ВУРСа показала, что в большинстве выделов формируется подрост, который потенциально способен обеспечить дальнейшее развитие лесных экосистем, но определенной связи наличия подроста сосны и березы в насаждениях с уровнем радиоактивного загрязнения не выявлено (количество подроста в данной работе не оценивали). Отмечено, что на большинстве площадок преобладает подрост сосны одного или двух отдельных возрастов, что согласуется с “пирогенной” природой периодического возобновления хвойных видов при низовых пожарах [52]. Влияние пожаров на лесовозобновление проявляется по-разному: с одной стороны, пожары уничтожают подрост древесных видов, с другой – на выделах в ходе пожаров выгорают лесная подстилка и травянистый покров, что обеспечивает массовое укоренение очередной генерации деревьев [52].

Впервые в 2020 г. описана экспансия сосны в березняки на ближние к эпицентру аварии участки, где в 1958 г. сосна погибла полностью. В таксационном описании 2003 г. не зафиксировано подроста сосны в этих выделах. В 2020 г. мы отметили в данных выборках повышенную долю растений с признаками угнетения (дефолиация и дехромация хвои), а также с повышенной (не менее 30%) частотой морфозов (многовершинность, искривление стволов, укороченные междоузлия, изменение формы хвои). Известно, что снятие апикального доминирования из-за повреждения верхушечной почки у молодых сосен встречается во всех насаждениях, но частота встречаемости многовершинности в контроле обычно не превышает 5% [53].

Многочисленные и разнообразные морфологические нарушения были описаны у молодых сосен в первый период после Чернобыльской аварии [43]. В лесах вблизи аварийной АЭС Фукусима также обнаружено повышение доли многовершинных молодых деревьев японской красной сосны [54] и пихты [16], при этом у зрелых деревьев морфозов не отмечено. Авторы считают, что эти нарушения – временное явление, которое проявляется только в первый период после аварии. Однако данные работы [55] свидетельствуют о том, что не только у непосредственно облученных сосен в Чернобыльской зоне, но и у их потомков F_2-генерации, выращенных в “чистых” условиях, доля саженцев с разнообразными морфозами была значительно выше, чем в контроле. Необходимы дополнительные исследования для выяснения механизмов формирования морфологических аномалий у молодых сосен на территории ВУРСа.

Нами показано, что развитие древостоев в зоне ВУРСа соответствует стандартным закономерностям, характерным для данного региона, в зависимости от состава и периода жизненного цикла основных лесообразующих видов [36, 50, 56]. Дальнейшие сукцессионные процессы в лесах ВУРСа могут пойти по разным сценариям – как без смены лесообразующих видов, так и по пути частичной замены лиственных видов сосной. С одной стороны, в разнотравных лесах всходам сосны сложно конкурировать с травами, а береза

и осина способны намного быстрее занимать освободившиеся площади [57]. С другой стороны, массовый отпад деревьев по возрасту в спелых и перестойных березняках, преобладающих в зоне ВУРСа, может способствовать естественному изреживанию насаждений, что позволит более успешно выживать подросту сосны [58].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время в исследованной нами наиболее загрязненной части Восточно-Уральского радиоактивного следа преобладают березовые насаждения. Более 85% изученных березняков на 2020 г. имели возраст 70–120 лет, около 58% из немногочисленных сосновых насаждений достигли возраста 80–110 лет. В градиенте загрязнения возраст берез в среднем снижался, что связано с возрастанием доли молодых березняков, сформировавшихся через 25–30 лет после аварии на наиболее загрязненных участках.

Не выявлено значимой зависимости запасов древесины от уровня загрязнения почв ^{90}Sr. Однако сравнение запасов древесины, установленных на одних и тех же выделах в 2020 и 2003 гг. показало, что за этот период данный показатель увеличивался быстрее на наиболее загрязненных участках: прирост обеспечивали молодые березовые древостои. Анализ разности запасов древесины, зарегистрированных с интервалом 16–18 лет, для разных возрастных групп показал, что максимальный прирост запасов был отмечен в самом молодом (30–36 лет) классе, а после 70–75-летнего возраста запас древесины снижался.

Определенной зависимости интенсивности отпада деревьев от уровня загрязнения почв ^{90}Sr не обнаружено. На процесс отпада оказывают влияние пожары, регулярно возникающие в зоне ВУРСа.

Оценка естественного возобновления лесов в зоне ВУРСа показала, что в большинстве выделов формируется подрост основных лесообразующих видов, которые потенциально способны обеспечить дальнейшее развитие древостоев. Впервые в 2020 г. обнаружен подрост сосны в березняках на ближних к эпицентру аварии участках, где в 1958 г. сосна погибла полностью. В этой выборке обнаружена повышенная доля молодых деревьев с признаками угнетения и морфозами.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 19-05-00469) и частично в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН, а также государственного задания Ботанического сада УрО РАН.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Израэля Ю.А. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд “Инфосфера” – НИА-Природа, 2013. 140 с.
2. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
3. *Пристер Б.С.* Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с.
4. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволуцкого Д.А. М.: Наука, 1993. 336 с.
5. *Смирнов Е.Г.* Природные условия и растительность Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 79–84.
6. *Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В.* и др. Экологический мониторинг в Восточно-Уральском заповеднике // Координация мониторинга в ООПТ Урала. Екатеринбург: Екатеринбург, 2000. С. 96–110.
7. *Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* и др. Современное состояние наземных экосистем зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа. Екатеринбург: Гощицкий, 2008. 204 с.
8. *Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Mikhaylovskaya L.N.* et al. The Current State of Terrestrial Ecosystems in the Eastern Ural Radioactive Trace // Radionuclides: Sources, Properties and Hazards / Ed. Gerada J.G. New York: Nova Science, 2012. P. 1–22.
9. *Тихомиров Ф.А., Карабань Р.Т.* Лучевое поражение леса в условиях радиоактивного загрязнения // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 85–95.
10. *Толстиков В.С., Кузнецов В.Н.* Ядерное наследие на Урале: исторические оценки и документы. Атомные города Урала. Екатеринбург: Банк культурной информации, 2017. 400 с.
11. *Kukarskih V.V., Modorov M.V., Devi N.M.* et al. Radial growth of *Pinus sylvestris* in the East Ural Radioactive Trace (EURT): Climate and ionizing radiation // Sci. Total Environ. 2021. V. 781. P. 146827.
12. *Labunska I., Levchuk S., Kashparov V.* et al. Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chornobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district // Environment International. 2021. V. 146. P. 106282.
13. *Yoschenko V., Ohkubo T., Kashparov V.* Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl // J. of Forest Research. 2018. V. 23. № 1. P. 3–14.
14. *Kashparov V., Yoschenko V., Levchuk S.* et al. Radionuclide migration in the experimental polygon of the Red Forest waste site in the Chernobyl zone. Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transfor-

mation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota // Applied Geochemistry. 2012. V. 27. № 7. P. 1348–1358.

15. *Holiaka D., Yoschenko V., Levchuk S., Kashparov V.* Distributions of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations in trunk of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Chernobyl zone // J. Environ. Radioact. 2020. V. 222. P. 106319.
16. *Watanabe Y., Ichikawa S.E., Kubota M.* et al. Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant // Scientific Reports. 2015. V. 5. № 1. P. 13232.
17. *Kato H., Onda Y., Hisadome K.* et al. Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident // J. Environ. Radioact. 2017. V. 166. P. 449–457.
18. *Кашпаров В.А., Журба М.А., Зибцев С.В.* и др. Оценка ожидаемых доз облучения пожаротушения в Чернобыльской зоне отчуждения в апреле 2015 г. // Ядерная физика и атомная энергия. 2015. Т. 16. № 4. С. 399–407.
19. *Newman-Thacker F., Turnbull L.* Investigating the drivers of the unprecedented Chernobyl Power Plant Wildfire in April 2020 and its effects on ^{137}Cs dispersal // Natural Hazards. 2021. V. 109. P. 1877–1897.
20. *Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I.* Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones // Sci. Total Environ. 1994. V. 157. P. 45–57.
21. *Alexakhin R.M., Karaban R.T., Prister B.S.* et al. The effects of acute irradiation on a forest biogeocenosis; experimental data, model and practical applications for accidental cases // Sci. Total Environ. 1994. V. 157. № 1–3. P. 357–369.
22. *Йощенко В.И., Бондарь Ю.О.* Дозовая зависимость частоты морфологических изменений у сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиац. биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 1. С. 117–126.
23. *Тарасов О.В., Бакуров А.С., Крылова Е.И.* Природные пожары на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа: влияние на радиационную обстановку в зоне наблюдения ПО "Маяк" // VI съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность). М., 2010. Т. 2. С. 71.
24. *Чибилев А.А., Чибилев А.А.* Природное районирование Урала с учетом широтной зональности, высотной поясности и вертикальной дифференциации ландшафтов // Изв. Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1–6. С. 1660–1665.
25. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. Бурназяна А.И. М.: Энергоатомиздат, 1990. 144 с.
26. *Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.Н.* и др. Об аварии на Южном Урале 29 сентября 1957 г. // Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в области атомной энергии. 1990. С. 39–48.
27. *Molchanova I.V., Mikhailovskaya L.N., Antonov K.L.* et al. Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace // J. Environ. Radioact. 2014. V. 138. № 6. P. 238–248.
28. *Тихомиров Ф.А., Романов Г.Н.* Дозы облучения организмов в условиях радиоактивного загрязнения леса // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволуцкого Д.А. М.: Наука, 1993. С. 13–20.
29. *Romanov G.N., Nikipelov B.V., Drozhko E.G.* The Kyshtym accident: causes, scale and radiation characteristics // Seminar on comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxemburg: Commission of the European Communities, 1990. P. 25–40.
30. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* и др. Радиоэкологическое исследование почвенного покрова Восточно-Уральского государственного заповедника и сопредельных территорий // Радиац. биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 4. С. 476–482.
31. *Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N.* Spatial distribution of ^{90}Sr from different sources in soils of the Ural region, Russia // Strontium Contamination in the Environment / Eds. Pathak P., Gupta D.K. Cham: Springer, 2020. P. 141–158.
32. ArcGIS 10.8.1. ESRI: Redlands, 2019.
33. Лесоустроительная инструкция. М.: Министерство природных ресурсов и экологии РФ, 2018.
34. *Bitterlich W.* Volumsstichprobe aus indirekt bestimmten Deckpunkthohen // Allgemeine Forstzeitung. 1975. P. 113–115.
35. *Сальникова И.С., Воробьева Т.С., Нагимов З.Я.* и др. Таксация леса. Ход роста насаждений: Учеб. пос. Екатеринбург: Изд-во УГЛТУ, 2020. 130 с.
36. *Нагимов З.Я., Лысов Л.А., Соловьев В.М.* Нормативно-справочные материалы по таксации лесов Урала. Сортиментная и товарная структура древостоев. Екатеринбург: Изд-во УГЛТУ, 2009. 435 с.
37. *Багинский В.Ф.* Таксация леса: Учебник для студентов специальности "Лесное хозяйство", "Лесоинженерное дело". Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2018. 530 с.
38. Таксационное описание лесничества Восточно-Уральского государственного заповедника, ПО "Маяк" / ФГУП "Поволжский леспроект", Нижегородская лесоустроительная экспедиция. Нижний Новгород, 2003.
39. *Karimullina E.M., Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Antonova E.V.* Radionuclide uptake and dose assessment of 14 herbaceous species from the East-Ural Radioactive Trace area using the ERICA Tool // Environ. Sci. Pol. Res. 2018. V. 25. № 14. P. 13975–13987.
40. STATISTICA (data analysis software system). StatSoft Inc., 2011.
41. *Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М., Харитонова О.В.* Последствия хронического облучения для растительности в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. Специальный выпуск "2013 год – год охраны окружающей среды". 2013. С. 31–45.

42. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 228 с.

43. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986–2001). М.: ИПЦ Дизайн. Информация. Картография, 2002. 272 с.

44. *Позолотина В.Н.* Отдаленные последствия действия радиации на растения. Екатеринбург: Гощицкий, 2003. 243 с.

45. *Sparrow A.H., Woodwell G.M.* Prediction of the sensitivity of plants to chronic gamma irradiation // Radiation Botany. 1962. № 2(1). P. 9–26.

46. *Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Меланхолин П.Н.* и др. Некоторые особенности радиационного поражения сосны в районе аварии на Чернобыльской АЭС // Экология. 1991. № 5. С. 28–33.

47. *Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В., Линдеман Г.В.* Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996. 240 с.

48. *Есенин А.В., Мартюшов В.З.* Стволовые вредители березы на Восточно-Уральском радиоактивном следе // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволуцкого Д.А. М.: Наука, 1993. С. 250–257.

49. *Гродзинский Д.М., Гудков И.Н.* Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 2. С. 189–199.

50. *Луганский Н.А., Лысов Л.А.* Березняки Среднего Урала. Свердловск: Изд-во УрГУ, 1991. 100 с.

51. *Yoschenko V., Kashparov V., Ohkubo T.* Behavior of the Chernobyl-Derived Radionuclides in Forest Ecosystems and Effects of Radiation // Behavior of Radionuclides in the Environment II: Chernobyl / Eds. Konoplev A., Kato K., Kalmykov S.N. Singapore: Springer, 2020. P. 283–320.

52. *Петрова И.В., Санников С.Н.* Изоляция и дифференциация популяций сосны обыкновенной. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 1996. 159 с.

53. *Ермакова М.В.* Классификация морфологических нарушений деревьев в молодняках сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в Зауралье // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. 2017. № 4-1. С. 34–41.

54. *Yoschenko V., Nanba K., Yoshida S.* et al. Morphological abnormalities in Japanese red pine (*Pinus densiflora*) at the territories contaminated as a result of the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant // J. Environ. Radioact. 2016. V. 165. P. 60–67.

55. *Игонина Е.В., Федотов И.С., Короткевич А.Ю., Рубанович А.В.* Морфологические аномалии у потомков облученных сосен (*Pinus sylvestris* L.) из чернобыльских популяций // Радиац. биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 1. С. 90–102.

56. *Луганский Н.М., Нагимов З.Я.* Структура и динамика сосновых древостоев на Среднем Урале. Екатеринбург: Изд-во УрГУ, 1994. 140 с.

57. *Смолоногов Е.П.* О лесообразовательном процессе // Лесоведение. 1999. № 3. С. 7–12.

58. *Санников С.Н., Санникова Н.С.* Пути и темпы реколонизации *Pinus sylvestris* L. и видов *Picea* в Скандинавии в голоцене // Журн. общ. биол. 2015. Т. 76. № 6. С. 475–481.