

УДК 57.042 (045)+581.52

## ОТКЛИК РАДИАЛЬНОГО ПРИРОСТА СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS*) В ГРАДИЕНТЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

© 2025 г. М. В. Модоров<sup>а</sup>, В. В. Кукарских<sup>а,\*</sup>

<sup>а</sup>Институт экологии растений и животных УрО РАН,  
Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

\*e-mail: voloduke@mail.ru

Поступила в редакцию 13.11.2024 г.

После доработки 11.02.2025 г.

Принята к публикации 14.02.2025 г.

Годичные кольца сосны демонстрируют выраженную реакцию на высокие дозы ионизирующей радиации, в связи с чем интерес представляет создание моделей «доза – реакция радиального прироста». В работе проанализирован радиальный прирост 50 деревьев сосны обыкновенной, растущих в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), образовавшегося осенью 1957 г. в результате Кыштымской аварии. В качестве контроля использовали керны 34 деревьев, растущих на двух участках с незначительными уровнями радиоактивного загрязнения. Снижение индекса радиального прироста сосны на ВУРСе отмечено в период с 1959 г. по 1962 г., т.е. через 2–5 лет после Кыштымской аварии. Снижение было прямо пропорционально плотности загрязнения почвы <sup>90</sup>Sr в месте роста дерева. Ширина зоны ВУРСа, в пределах которой отмечена реакция радиального прироста, крайне небольшая – она составляет около 300 м. Диапазон начальной (наибольшей) мощности дозовых нагрузок на меристемы сосны, в пределах которого деревья демонстрировали реакцию, составил от 0.62 до 4.23 Гр/сут (т.е. менее одного порядка величин). При превышении данного диапазона дозовых нагрузок деревья погибли, при снижении имели величину радиального прироста, сопоставимую со значениями, отмеченными на контрольных участках. Лучшая из созданных моделей, связывающих индекс радиального прироста сосны с плотностью радиоактивного загрязнения почвы у ствола дерева, была создана для индекса прироста деревьев в период 1959–1960 гг. Коэффициент детерминации данной линейной регрессионной модели составил  $R^2 = 0.69$ .

**Ключевые слова:** Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), Кыштымская авария, <sup>90</sup>Sr, гетерогенность загрязнения, дендроиндикация

DOI: 10.31857/S0367059725020035 EDN: TZNKSS

Влияние ионизирующего излучения на рост и развитие древесных растений является одной из актуальных проблем современной экологии, что связано с загрязнением больших территорий в результате аварий на предприятиях, использующих ядерные технологии, а также с испытаниями ядерного оружия [1, 2]. Высокие дозы ионизирующей радиации могут приводить к гибели древесных растений, что было показано как при экспериментальном облучении лесных экосистем [3–5], так и в лесах, загрязненных радионуклидами в результате Чернобыльской и Кыштымской аварий [6–8]. При облучении сублетальными дозами у деревьев отмечали изменения в динамике радиального прироста, для описания и анализа которого в радиоэкологии успешно используются методы дендрохронологии [7, 9–14]. В рамках данного подхода годичные кольца деревьев рассматриваются в качестве природных

дозиметров, расшифровка сигнала которых позволяет проводить реконструкции мощности дозовых нагрузок. С учетом высокой продолжительности жизни деревьев отбор образцов и расшифровка сигнала древесных колец могут быть проведены через десятки лет после радиационных аварий, что делает их единственными биологическими индикаторами, доступными для анализа в столь отдаленный период.

К настоящему времени основной массив данных, характеризующих закономерности радиального прироста деревьев в зонах, пострадавших от аварийных выбросов радионуклидов, получен для сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). Это связано с высокой радиочувствительностью данного вида, а также с доминирующим положением сосны обыкновенной в лесных биоценозах, расположенных

в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС [14, 15]. Обобщение опубликованных результатов исследований позволяет составить следующее представление об ответе радиального прироста сосны на загрязнение экосистем радионуклидами:

1. Для анализа доступны данные, полученные на двух полигонах, а именно в окрестностях Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), авария на которой произошла в апреле 1986 г., и на территории ВУРСа, образовавшегося осенью 1957 г. в результате Кыштымской аварии. На обоих полигонах в зонах наибольшего радиоактивного загрязнения была отмечена гибель сосны обыкновенной, таким образом в исследованиях мог быть рассмотрен широкий градиент дозовых нагрузок, начиная с сублетальных [6–8]. В зоне ЧАЭС в первые годы после аварии проведен анализ радиального прироста деревьев, получивших летальные дозы облучения и погибших вскоре после отбора кернов [7, 14].

2. Диапазон дозовых нагрузок, в пределах которого сосна обыкновенная проявляет реакцию радиального прироста, составляет около одного порядка величин. Географическое расстояние между группами деревьев, которые демонстрируют выраженную многолетнюю реакцию радиального прироста на облучение, и деревьями, для которых эта реакция не отмечена, может составлять 200–500 м, что связано с высоким градиентом радиоактивного загрязнения как в зоне отчуждения ЧАЭС, так и в зоне ВУРСа [9, 12].

3. Реакция радиального прироста сосны обыкновенной проявляется через 1–2 года после аварийного выброса радионуклидов (в 1959 г. в зоне Кыштымской аварии и в 1987 г. в зоне Чернобыльской АЭС) [9, 12, 14]. При высоких дозовых нагрузках снижение радиального прироста может начинаться в год облучения [15, 16] либо в следующий вегетационный сезон после радиоактивного загрязнения территории [13].

4. Период, в который отмечается снижение радиального прироста сосны обыкновенной, составляет 3–4 года [9, 12, 16–18].

5. В кроновой части ствола восстановление прироста происходит быстрее, чем в нижней, что, по-видимому, связано с доступностью продуктов фотосинтеза [14].

6. Причиной снижения радиального прироста сосны может выступать прямое повреждение латерального камбия, а также гибель хвои и апикальных

меристем. По-видимому, нарушение фотосинтеза, связанное с гибелью хвои и апикальных меристем, вносит бóльший вклад в нарушение радиального прироста сосны в зонах ВУРСа и ЧАЭС [13, 14, 18].

7. В результате проведенных исследований было доказано снижение радиального прироста сосны обыкновенной в результате аварийного выброса радионуклидов. Однако закономерности “доза – эффект” с высоким коэффициентом детерминации не были получены. Причиной подобного результата, вероятно, является то, что даже в условиях высоких дозовых нагрузок радиальный прирост сосны определяется интегральной реакцией дерева на комплекс факторов (гидротермический режим, высота дерева, тип почвы, инвазии фитопатогенов и т.д.), среди которых облучение может не являться ведущим [10]. Кроме того, описанные биологические эффекты могли быть соотнесены с неверными дозовыми нагрузками вследствие гетерогенности радиоактивного загрязнения территории и различий в накоплении радионуклидов деревьями, растущими в пределах одного выдела [15].

Решение задачи реконструкции дозовых нагрузок с использованием древесных колец требует создания моделей “доза – эффект” с высоким коэффициентом детерминации. На наш взгляд, отсутствие подобных моделей требует изменения дизайна проводимых исследований. До настоящего времени учетной единицей при анализе радиального прироста сосны была группа деревьев, для которой оценивали среднюю величину прироста, либо индивидуальные деревья, отобранные в разных выделах, расположенных на значительном расстоянии друг от друга [17]. При подобном планировании эксперимента различия экологических условий между выделами могут вносить значительный вклад в изменчивость радиального прироста сосны, существенно модифицируя действие радиационного фактора. Мы предположили, что использование в качестве учетных единиц индивидуальных деревьев из одного выдела, в пределах которого существует высокий градиент загрязнения, позволит снизить вклад части этих факторов и создать модели “сила действия радиационного фактора – реакция радиального прироста сосны” с высоким коэффициентом детерминации.

Фундаментальной задачей, на решение которой направлена данная работа, является реконструкция дозовых нагрузок, полученных биотой, пострадавшей от аварийных выбросов радионуклидов. Основная цель работы – создание моделей, связывающих радиальный прирост деревьев сосны

обыкновенной, растущих на территории ВУРСа, с силой действия радиационного фактора. Поставлены задачи:

1. Оценить время начала и продолжительность реакции радиального прироста деревьев на облучение.
2. Установить диапазон уровней загрязнения, в пределах которых радиальный прирост сосны обыкновенной демонстрирует реакцию на действие радиационного фактора.
3. Оценить целесообразность использования индивидуальных деревьев для исследований реакции их радиального прироста на аварийное загрязнение экосистем радионуклидами.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

### Характеристика участков исследования

Исследование проведено на территории ВУРСа, который сформировался осенью 1957 г. в результате взрыва емкости с радиоактивными отходами ПО “Маяк”. Около  $7.4 \times 10^{17}$  Бк радионуклидов было разнесено ветром в северо-восточном направлении, что привело к загрязнению территории площадью  $\approx 23$  тыс. км<sup>2</sup>. Примерно 95% состава выпавшей смеси составляли радионуклиды с периодом полураспада не более полутора лет (<sup>144</sup>Ce + <sup>144</sup>Pr; <sup>95</sup>Zr + <sup>95</sup>Nb; <sup>106</sup>Ru), что обусловило высокие дозовые нагрузки на живые организмы в зоне ВУРСа в первые месяцы и годы после аварии. На долю <sup>90</sup>Sr, период полураспада которого составляет 28.6 года, и его дочернего продукта <sup>90</sup>Y приходилось  $\approx 5.4\%$  начальной активности. В настоящее время <sup>90</sup>Sr присутствует в почвах ВУРСа, его концентрация позволяет судить о начальных уровнях радиоактивного загрязнения территории всей смесью радионуклидов, а также о дозовых нагрузках, полученных биотой ВУРСа в начальный поставарийный период [8, 19, 20].

В настоящее время на территории головной части ВУРСа доминируют березовые леса с небольшими вкраплениями сосновых насаждений, что связано как с зональными особенностями, так и с гибелью сосны в результате Кыштымской аварии [21]. В 1958 г. в зависимости от дозы облучения произошло частичное или полное пожелтение хвои деревьев, приведшее к усыханию крон. К осени 1959 г. сосновые насаждения погибли полностью на территории с начальной плотностью загрязнения <sup>90</sup>Sr 6.3–7.4 МБк/м<sup>2</sup> (около 50 км<sup>2</sup>). Сильное поражение крон с усыханием 95% кроны и остановкой роста сосен было отмечено на пло-

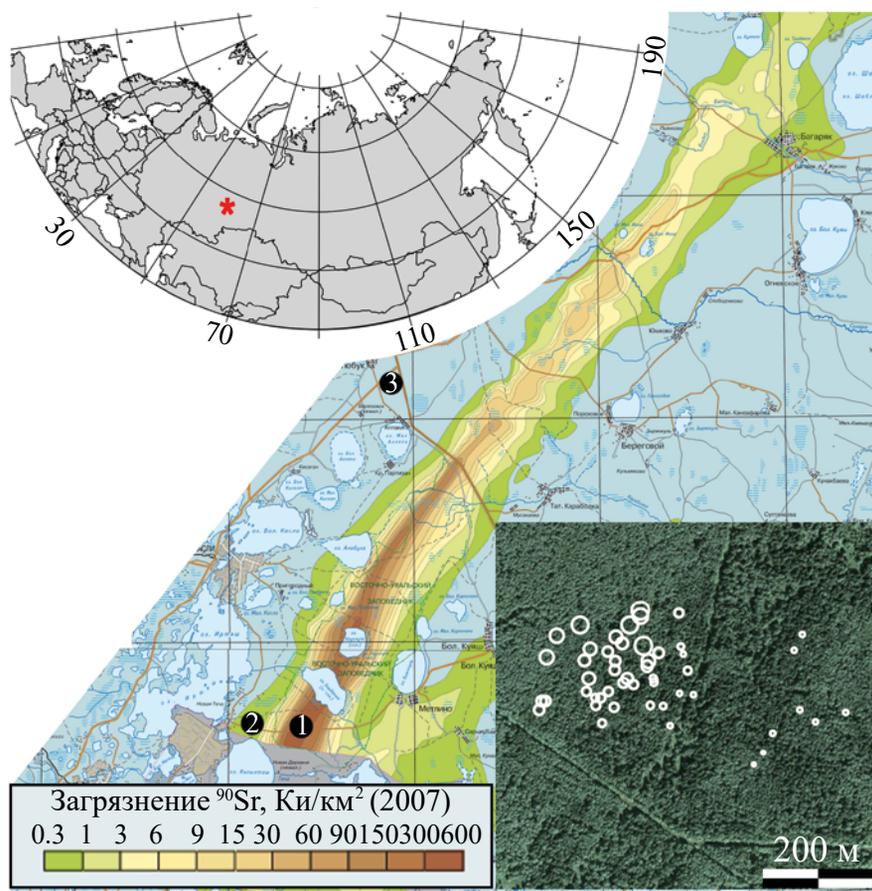
щади около 80 км<sup>2</sup> (начальная плотность загрязнения <sup>90</sup>Sr 3.7–7.4 МБк/м<sup>2</sup>). Усыхание и отпад хвои в нижней части кроны, снижение прироста побегов и древесины отмечено на площади 200–250 км<sup>2</sup> (1.5–1.8 МБк/м<sup>2</sup> по <sup>90</sup>Sr) [8]. Лишь через 8–10 лет деревья по внешнему виду не отличались от необлученных и восстановили прирост древесины [8, 22].

Анализ ответа древесных колец сосны обыкновенной на радиационное воздействие в зоне ВУРСа проводится с 2019 г., результаты исследований представлены в двух публикациях [12, 13]. Было показано, что в настоящее время на наиболее загрязненных участках ВУРСа имеются только два относительно небольших выдела, в которых присутствуют деревья сосны обыкновенной, пережившие Кыштымскую аварию [12, 13, 21]. Ранее в одном из этих выделов, протяженность которого в поперечном сечении следа составляет около 800 м, нами были заложены две экспериментальные площадки, названные в работе Kukarskih et al. [12] Импакт-2 и Импакт-3. Современная плотность загрязнения этих участков <sup>90</sup>Sr составляет  $5.9 \pm 1.3$  и  $2.7 \pm 0.3$  МБк/м<sup>2</sup> соответственно.

На западной границе участка Импакт-2 было обнаружено дерево, которое не формировало годичные кольца в период 1959–1960 гг. С учетом близости этого дерева к центральной оси ВУРСа мы считаем, что подобная реакция индицирует зону сублетальных доз – за пределами этой границы деревья погибли. На участке Импакт-3 реакция радиального прироста сосны в первые годы после Кыштымской аварии не отмечена. Таким образом, выбранный выдел является единственным выделом в зоне ВУРСа, в пределах которого на небольшом расстоянии друг от друга присутствуют деревья, получившие сублетальные дозы облучения и проявившие выраженную реакцию на облучение, и деревья, не показавшие этой реакции. В качестве контролей были использованы выборки деревьев, названные в работе Kukarskih et al. [12] Контроль-1 и Контроль-2 (рис. 1). Для данной работы керны были получены на импактном участке размером 500 м (вдоль центральной оси ВУРСа) и 550 м в его поперечном сечении.

### Построение древесно-кольцевых хронологий

В октябре 2021 г. у 80 деревьев сосны обыкновенной, растущих на импактном участке, при помощи приростного бурава Haglof на высоте 1.1–1.3 м было отобрано по одному керну древесины. Все керны были высушены, закреплены на деревянных подложках с помощью клея, отполированы и предварительно датированы. Ширину годичных колец



**Рис. 1.** Карта района исследования: 1 – импактный участок, 2 – Контроль-1, 3 – Контроль-2. В качестве подложки использован “Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов”, включая прогноз до 2047 г. [23]. Размеры кругов на врезке отражают плотность потока бета-частиц на поверхности почвы у ствола дерева.

измеряли на полуавтоматическом измерительном комплексе Lintab 6 с разрешением 0.01 мм. Древесно-кольцевые серии были перекрестно датированы в программе TSAPWin [24] с верификацией в программе COFESHA [25, 26]. Возрастные и размерные вариации ширины годичных колец удалены с помощью кубического сплайна с отсечением 67% от длины серии [27]. Для выбора порядка модели авторегрессии использовался информационный критерий Акаике.

Поскольку ранее [12] было показано, что на реакцию радиального прироста деревьев в зоне ВУРСa значительно повлияла высота дерева в момент аварии, в анализ были включены деревья, чей возраст в 1957 г. составлял не менее 13–15 лет (центральное кольцо на высоте 1.1–1.3 м датируется 1950-м годом и ранее). Предложенный подход позволил сравнивать относительно однородные по возрасту группы деревьев. В результате фильтрации анализируемые выборки составили 50 деревьев с импактного участка, 19 и 15 деревьев – с участков

Контроль-1 и Контроль-2 соответственно.

#### Оценка силы действия радиационного фактора

Прямые оценки дозовых нагрузок, полученных живыми организмами ВУРСa в начальный период после Кыштымской аварии, отсутствуют. Текущие представления о дозах являются результатом моделирования и привязаны к начальному содержанию в экосистемах  $^{90}\text{Sr}$ . Начальная (наибольшая) мощность дозы, поглощенной меристемой почек сосны, может быть рассчитана по формуле [29]

$$D = k \times x, \quad (1)$$

где  $D$  – начальная (наибольшая) мощность дозы, поглощенной меристемой почек сосны (мГр/сут);  $k$  – коэффициент, равный 30–50 (в текущей работе для простоты мы будем использовать коэффициент 40);  $x$  – плотность начального (в 1957 г.) загрязнения территории  $^{90}\text{Sr}$  (МБк/м<sup>2</sup>).

Современное загрязнение территории ВУРСа обусловлено изотопом  $^{90}\text{Sr}$ , в меньшей концентрации в почве присутствуют  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{240,241}\text{Pu}$  [19]. Подобный состав радионуклидов позволяет отождествлять суммарную бета-активность почвы со  $^{90}\text{Sr}$  и использовать оценку плотности потока бета-частиц на поверхности почвы (ПП) для характеристики гетерогенности ее загрязнения. Связь ПП с концентрацией в почвах ВУРСа  $^{90}\text{Sr}$  может быть описана уравнением [30]

$$y = 0.24 \times x, \quad (2)$$

где  $y$  – концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в почве (кБк/кг);  $x$  – плотность потока бета-частиц на поверхности почвы, частиц/см<sup>2</sup> мин.

Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем (0–5 см) слое почвы может быть связана с плотностью загрязнения всего почвенного слоя уравнением

$$y = 472 \times x, \quad (3)$$

где  $y$  – плотность загрязнения всего почвенного слоя  $^{90}\text{Sr}$  (кБк/м<sup>2</sup>);  $x$  – концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем (0–5 см) слое почвы (кБк/кг). При построении уравнения использованы данные из работы И.В. Молчановой с соавт. [19].

При расчете плотности радиоактивного загрязнения территории в 1957 г. использовали формулу радиоактивного распада, считая, что период полураспада  $^{90}\text{Sr}$  составляет 28.6 лет. Оценку ПП проводили в трех точках, расположенных в 3–5 м от ствола каждого дерева, используя дозиметр-радиометр МКС-АТ1117М с блоком детектирования БДПБ-01 (“Атомтех”, Беларусь). В каждой точке измерения проводили дважды: с крышкой фильтром и без нее, ПП определяли как разность полученных величин. Продолжительность измерения в одной точке составляла от 3 до 10 мин до достижения статистической погрешности счета менее 10% при измерении с крышкой фильтром и 3% без нее. В расчетах использовали среднее для трех точек значение ПП.

#### Статистическая обработка материала и источники неопределенности моделей

Для установления связи между плотностью потока бета-частиц на поверхности почвы и индексом радиального прироста дерева использовали уравнения линейной регрессии типа

$$y = a + b \times x, \quad (4)$$

где  $y$  – индекс радиального прироста дерева;  $x$  – плотность потока бета-частиц на поверхности почвы, частиц/см<sup>2</sup> мин;  $a$  и  $b$  – коэффициенты линейного уравнения.

Для установления “нормальной” величины индекса прироста деревьев с загрязненного участка использовали контрольные выборки. Рассмотрели две модели. В рамках первой модели “нормальной” величиной индекса прироста сосны на импактном участке считали значения, попадающие в диапазон среднее значение  $\pm$  стандартное отклонение ( $M \pm SD$ ) любого из контрольных участков; в рамках второй модели “нормальной” величиной индекса считали значения, попадающие в диапазон  $M \pm 2 \times SD$  любого из контрольных участков.

Ширину зоны загрязнения, в пределах которой деревья проявляют реакцию индекса радиального прироста, оценивали на основе координат деревьев, полученных с помощью GPS навигатора Garmin Oregon 650, измеряя расстояние между западной границей импактного участка и наиболее удаленными от нее деревьями, растущими на почве с пороговыми уровнями радиоактивного загрязнения.

Статистическая обработка материала и создание графики проведено в программной среде R-project v.4.3.2 [31].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Плотность потока бета-частиц на уровне почвы у стволов анализируемых деревьев импактного участка варьировала от 11 до 201 частиц/см<sup>2</sup> мин. Соответствие этих величин уровню загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  и дозовым нагрузкам приведено в табл. 1. Согласно проведенным расчетам, современная плотность загрязнения почвы импактного участка составляет от 1.3 до 22.8 МБк/м<sup>2</sup>, что соответствует начальной мощности дозы, поглощенной меристой почеч сосны, от 0.23 до 4.23 Гр/сут.

Для выборки деревьев импактного участка были построены линейные регрессионные модели, демонстрирующие связь индекса радиального прироста со средним значением ПП у ствола за каждый год в период с 1950 г. по 2019 г. Статистически значимые связи ( $p(b) < 0.05$ ) были получены для 1951, 1959–1962, 1971, 1976 и 1981 гг. (табл. 2, рис. 2). В начальный период после Кыштымской аварии (1959–1962 гг.) отмечена отрицательная связь параметров (индекс  $a$  уравнения линейной регрессии меньше нуля, коэффициент детерминации моделей

**Таблица 1.** Диапазон уровней радиоактивного загрязнения импактного участка и дозовые нагрузки, полученные растущими на нем деревьями сосны обыкновенной

Показатель	Min	Max
Средняя величина плотности потока бета-частиц на уровне почвы у ствола, частиц/см <sup>2</sup> мин (2021 г.)	11	201
Концентрация <sup>90</sup> Sr в почве, кБк/кг (2021 г.)	2.6	48.2
Плотность загрязнения территории <sup>90</sup> Sr, МБк/м <sup>2</sup> (2021 г. / 1957 г.)	1.3 / 5.7	22.8 / 105.7
Начальная (наибольшая) мощность дозы, поглощенной меристемой почек, Гр/сут (1957 г.)	0.23	4.23

$R^2$  составляет от 0.10 до 0.59). В 1963 г. величина радиального прироста деревьев, растущих в местах с наибольшими величинами плотности потока бета-частиц на уровне почвы, была сопоставима с приростом, отмеченным на контрольных участках. В 1951, 1971, 1976 и 1981 гг. связь индекса прироста и ПП была положительной,  $R^2$  варьировал в диапазоне от 0.10 до 0.14. Модели с наибольшим коэффициентом детерминации ( $R^2$  от 0.60 до 0.69) были получены при анализе среднего значения индексов прироста за период нескольких лет, а именно 1959–1960, 1959–1961 и 1959–1962 гг. (см. табл. 2 и рис. 2.) Лучшая из проанализированных моделей связывала средний индекс прироста и ПП в период 1959–1960 гг. ( $R^2 = 0.69$ ).

Для оценки порогового уровня воздействия, при превышении которого у деревьев сосны обыкновенной произошло снижение радиального прироста в первые годы после Кыштымской аварии, были использованы контрольные выборки де-

ревьев. Результаты анализа приведены в табл. 3 и на рис. 2. Для лучшей из разработанных моделей (связь среднего индекса прироста с ПП за период 1959–1960 гг.) реакция деревьев проявилась при плотности потока бета-частиц на уровне почвы более 29 (Модель 1), либо более 62 (Модель 2) частиц/см<sup>2</sup> мин. Эти величины соответствуют современной плотности загрязнения почвы <sup>90</sup>Sr 3.3 и 7.0 МБк/м<sup>2</sup> и начальной мощности дозы, поглощенной меристемой почек, равной 0.62 и 1.31 Гр/сут соответственно (см. табл. 3). Ширина полосы, в пределах которой проявился эффект облучения, составила  $\approx 300$  м (для Модели 1) и  $\approx 200$  м (для Модели 2). В остальных тестах реакция древесных колец проявлялась при более высоких уровнях радиоактивного загрязнения почвы (см. табл. 3).

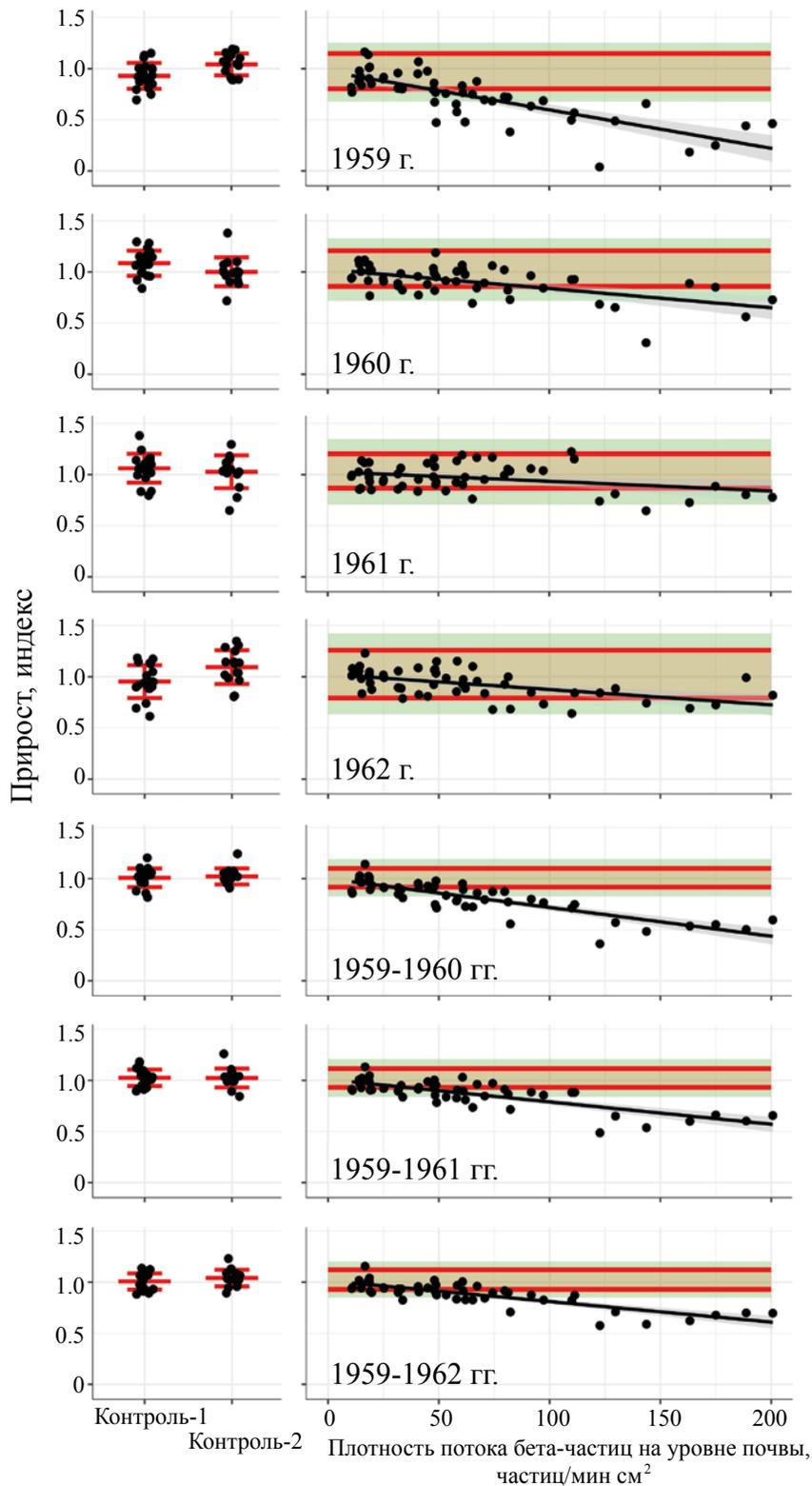
## ОБСУЖДЕНИЕ

Создание количественных моделей “доза – эффект” требует надежных инструментов для оценки

**Таблица 2.** Результаты линейного регрессионного анализа, связывающего индекс радиального прироста деревьев (либо среднее значение индекса прироста за несколько лет) с плотностью потока бета-частиц на уровне почвы у ствола (указаны годы и периоды, когда индекс урвнения  $b$  статистически значимо ( $p < 0.05$ ) отличался от нуля)

Год, периоды	Коэффициенты уравнения		$p(b)$	$R^2$
	$a^*$	$b \times 10^{-4}$		
1951	1.044	8.9	0.015	0.10
1959	0.973	-37.6	$4 \times 10^{-11}$	0.59
1960	1.025	-18.7	$9 \times 10^{-6}$	0.32
1961	1.028	-9.4	0.017	0.10
1962	1.024	-15.0	$9 \times 10^{-5}$	0.26
1971	1.112	14.0	0.01	0.10
1976	0.820	10.3	0.008	0.12
1981	1.013	12.0	0.005	0.14
1959–1960	0.999	-28.1	$6 \times 10^{-14}$	0.69
1959–1961	1.008	-21.9	$2 \times 10^{-11}$	0.60
1959–1962	1.012	-20.2	$6 \times 10^{-13}$	0.66

\*  $p(a) \ll 0.01$ .



**Рис. 2.** Индексы прироста сосны обыкновенной в период 1959–1962 гг. Слева – индекс прироста деревьев на двух контрольных участках, точками показаны значения для отдельных деревьев, красными чертами – среднее значение для каждой выборки и SD. Справа – величины индекса прироста сосны на impacted участке в зависимости от плотности потока бета-частиц на уровне почвы у ствола дерева; черной линией и серым цветом показана линейная регрессионная модель с 95%-ным доверительным интервалом; красным выделен диапазон, в который попадает  $M \pm SD$  любого из контрольных участков, зеленым – диапазон, в который попадает  $M \pm 2 \times SD$  любого контрольного участка (объяснения см. в тексте).

**Таблица 3.** Пороговые значения уровней радиоактивного загрязнения почвы и начальной (наибольшей) мощности дозы, поглощенной меристемой почек, при превышении которых было отмечено снижение индекса радиального прироста сосны обыкновенной в начальный период после Кыштымской аварии

Период (год, годы)	Номер модели	ПП	Концентрация $^{90}\text{Sr}$ в почве, кБк/кг	Плотность загрязнения террито- рии $^{90}\text{Sr}$ , МБк/м <sup>2</sup> (2021 г./ 1957 г.)	Ширина зоны в попе- речном сечении ВУРСа, м	Начальная мощность дозы, поглощенной мерис- темой почек, Гр/сут
1959	1	45	10.8	5.1 / 23.7	200	0.95
	2	79	19.0	8.9 / 41.5	100 (150)	1.66
1960	1	89	21.4	10.1 / 46.8	100 (150)	1.87
	2	166	39.8	18.8 / 87.3	100	3.49
1961	1	171	41.0	19.4 / 89.9	100	3.60
	2	>201	—	—	—	—
1962	1	155	37.2	17.6 / 81.5	100	3.26
	2	>201	—	—	—	—
1959–1960	1	29	7.1	3.3 / 15.5	300	0.62
	2	62	14.9	7.0 / 32.7	200	1.31
1959–1961	1	36	8.6	4.0 / 18.9	270	0.75
	2	78	18.7	8.8 / 41.0	100 (150)	1.64
1959–1962	1	42	10.1	4.7 / 22.0	200	0.88
	2	81	19.3	9.1 / 42.4	100 (150)	1.69

Примечание. Рассмотрены две модели: согласно Модели 1, нормальным индексом прироста деревьев на импактном участке считали значения, лежащие в диапазоне  $M \pm SD$  любого контрольного участка. Согласно Модели 2 – значения, лежащие в диапазоне  $M \pm 2 \times SD$  любого контрольного участка; ПП – плотность потока бета-частиц на уровне почвы у ствола дерева.

как анализируемых эффектов, так и мощности дозовых нагрузок, получаемых живыми организмами. Исследования накопления  $^{90}\text{Sr}$  растениями и животными в районе ВУРСа показывают, что концентрация этого радионуклида, а значит и дозы внутреннего облучения у особей одного вида, добытых (собранных) на незначительном расстоянии друг от друга, могут различаться более чем на порядок величин [30, 32]. В качестве причин подобных различий можно указать резкое снижение уровней загрязнения в поперечном сечении следа, гетерогенность радиоактивного загрязнения, индивидуальные особенности накопления радионуклидов, перемещение животных в пространстве и др. В связи с этим лишь индивидуальная, а не групповая (единая для выборки) характеристика дозовых нагрузок должна использоваться при анализе дозозависимых эффектов.

В настоящей работе для оценки меры радиационного воздействия была проанализирована плотность потока бета-частиц на уровне почвы у ствола деревьев. Выбранный подход позволил учесть изменчивость концентраций  $^{90}\text{Sr}$  в почве импактного участка, связанную с градиентом и гетерогенностью загрязнения. В лучшей из созданных моделей, связывающих плотность потока бета-частиц с радиальным приростом сосны обыкновенной, в 1959–1960 гг. коэффициент детерминации составил  $R^2 = 0.69$ , т.е. более двух третей всей изменчивости наблюдаемого эффекта в этот период может быть объяснено действием радиационного фактора. Это лучшая из известных нам моделей, разработанных в радиационной дендрохронологии для экосистем, загрязненных радионуклидами в результате аварий.

Ранее проведенные исследования позволяют провести следующую последовательность вычислений (формулы 1–3): ПП – концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем слое почвы – плотность загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$  – мощность начальной (наибольшей) дозы, полученной меристемами почек сосны. Использование каждой из формул вносит неопределенность в результаты вычислений. Однако, несмотря на это, показатели плотности загрязнения почвы  $^{90}\text{Sr}$ , основанные на результатах измерения ПП, весьма хорошо согласуются с результатами прямых измерений. Так, согласно данным, приведенным в настоящей работе, современная плотность загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  почвы импактного участка варьирует от 1.3 до 22.8 МБк/м<sup>2</sup>, тогда как результаты прямых измерений, полученных для шести почвенных образцов, отобранных в западной части этого участка, состав-

ляют  $5.9 \pm 1.3$  МБк/м<sup>2</sup> [12]. Высокая сходимость результатов, полученных прямым и косвенным методами, позволила нам описать связи не только в терминах “ПП – радиальный прирост”, но и в виде зависимости “доза – эффект”. Несмотря на это, совершенствование простых в использовании инструментов, позволяющих определять концентрации радионуклидов в почвах и живых организмах из зоны ВУРСа, можно считать актуальной задачей ближайших лет. Ее решение важно для оценки неопределенности создаваемых моделей. В качестве одного из направлений данных исследований можно рассмотреть увеличение числа измерений ПП у ствола деревьев, анализ бета-потока на поверхности коры или оценку концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в древесине [33, 34]. Кроме того, необходимо увеличить размер баз данных, связывающих результаты измерений ПП с концентрацией  $^{90}\text{Sr}$  в почве и биологических объектах.

Высокие коэффициенты детерминации созданных моделей свидетельствуют о том, что современные значения плотности потока бета-частиц на уровне почв головной части ВУРСа позволяют судить о величине радиационного воздействия на живые организмы в начальный период после образования следа (по крайней мере на деревьях в конце 50-х – начале 60-х годов XX в.). В явном виде возможность подобной реконструкции продемонстрирована впервые в настоящей работе. Ранее было показано [30], что значения плотности потока бета-частиц на уровне почвы являются качественным предиктором, характеризующим современные уровни накопления  $^{90}\text{Sr}$  животными ВУРСа.

В пределах одного выдела связь величины радиального прироста сосны прямо пропорциональна силе действия радиационного фактора, о чем свидетельствует линейный характер установленной связи. В условиях аэрального загрязнения среды на количество радионуклидов, попавших на кроны деревьев, может влиять структура лесного фитоценоза, в частности кроны первого яруса могут экранировать деревья подроста. Кроме того, время задержки радионуклидов на вершинах крон деревьев первого яруса меньше, поскольку оттуда они проще смываются осадками и сдуваются ветром [8, 22]. Теоретически данные факторы способны привести к тому, что деревья, растущие на участках с одинаковой плотностью загрязнения территории, получают различные дозы облучения, а значит проявят различный биологический эффект. Полученный в настоящей работе результат, а именно высокий коэффициент детерминации линейной регрессионной модели, свидетельствует в пользу

детерминированности ответа деревьев на плотность радиоактивного загрязнения территории. Отдельных деревьев, растущих в зоне значительного загрязнения и имеющих в период 1959–1960 гг. радиальные приросты значительно выше ожидаемых величин, не обнаружено. Их присутствие могло бы быть признаком того, что структура лесного ценоза модифицировала действие радиационного фактора.

Ширина территории и диапазон дозовых нагрузок, в пределах которых фиксируется реакция деревьев, крайне небольшие. Реакция деревьев проявилась на территории шириной около 300 м в поперечном сечении следа при начальной (наибольшей) мощности дозовых нагрузок от 0.62 до 4.23 Гр/сут (диапазон составляет менее одного порядка величин). При превышении данного диапазона дозовых нагрузок деревья погибли, при снижении имели величину радиального прироста, сопоставимую со значениями, отмеченными на контрольных участках. Реакция радиального прироста сосны обыкновенной на радиоактивное загрязнение отмечена в 1959–1962 гг., т. е. она началась через два года после Кыштымской аварии и продолжалась в течение четырех лет, что полностью согласуется с имеющимися представлениями о реакции радиального прироста сосны обыкновенной на облучение.

### ВЫВОДЫ

1. В зоне ВУРСа с современной плотностью загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  от 3.3 до 22.8 МБк/м<sup>2</sup> отмечено снижение индекса радиального прироста сосны обыкновенной в период с 1959 г. по 1962 г., т. е. через 2–5 лет после Кыштымской аварии. Величина снижения индекса была прямо пропорциональна плотности потока бета-частиц на поверхности почвы у ствола деревьев.

2. Лучшая модель, связывающая индекс радиального прироста сосны и плотность потока бета-частиц на уровне почвы, была получена для среднего индекса прироста деревьев в 1959–1960 гг. ( $R^2 = 0.69$ ).

3. При современной плотности потока бета-частиц на уровне почвы более 29 частиц/см<sup>2</sup> мин отмечено снижение индекса радиального прироста сосны обыкновенной. Ширина зоны ВУРСа, в пределах которой наблюдается снижение радиального прироста, составила около 300 м.

4. Использование в качестве учетной единицы отдельного дерева является эффективным способом установления связи доза – радиальный прирост.

### ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-27-00467, <https://rscf.ru/project/23-27-00467/>.

### СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Настоящая статья не содержит исследований с участием людей или животных в качестве объектов изучения.

### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. Киев: Наукова думка, 1989. 380 с.
2. Geras'kin S. Plant adaptation to ionizing radiation: Mechanisms and patterns // *Science of the Total Environment*. 2024. V. 916. Art. 170201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170201>
3. Woodwell G.M., Miller L.N. Chronic gamma radiation affects the distribution of radial increment in pinus rigida stems // *Science*. 1963. V. 139. № 3551. P. 222–223. <https://doi.org/10.1126/science.139.3551.222>
4. Bostrack J.M., Sparrow A.H. Effects of chronic gamma irradiation on the anatomy of vegetative tissues of pinus rigida mill // *Radiation Botany*. 1969. V. 9. № 5. P. 367–374. [https://doi.org/10.1016/s0033-7560\(69\)80063-3](https://doi.org/10.1016/s0033-7560(69)80063-3)
5. Karaban' R., Mishenkov N.N., Prister B.S. et al. Effects of acute gamma radiation on forest biogeocenosis // *Proceedings of the Institute of Applied Geophysics: Problems of forest radioecology*. 1979. № 38. P. 27–52.
6. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I. Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones // *The Science of the Total Environment*. 1994. V. 157. P. 45–57. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90564-9](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90564-9)
7. Мусаев Е.К. Сезонный рост и строение годичных колец сосны обыкновенной в зоне Чернобыльской катастрофы // *Лесоведение*. 1996. № 1. С. 16–28.
8. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. М.: ИзДАТ, 2001. 752 с.
9. Holiaka D., Fesenko S., Kashparov V. et al. Effects of radiation on radial growth of Scots pine in areas highly affected by the Chernobyl accident // *J. Environmental Radioactivity*. 2020. V. 222. Art. 106320. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106320>
10. Netsvetov M., Prokopuk Y., Holiaka D. et al. Is there Chernobyl nuclear accident signature in Scots pine

- radial growth and its climate sensitivity? // *Science of the Total Environment*. 2023. V. 878. Art. 163132.11. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.163132>
11. *Fesenko S., Spiridonov S., Geras'kin S.* Radiation effects in the forest ecosystems: Acute irradiation // *J. Environmental Radioactivity*. 2022. V. 250. Art. 106908. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106908>
  12. *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 // *Science of the Total Environment*. 2021. V. 781. Art. 146827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146827>
  13. *Kukarskih V.V., Komarova A.V., Vakhrusheva A.D.* et al. Indication of radioactive contamination of forest ecosystems in the zone of the East Ural Radioactive Trace using methods of quantitative wood anatomy // *Russ. J. of Ecology*. 2024. V. 55. № 3. P. 159–165. <https://doi.org/10.1134/S1067413624700012>
  14. *Мусаев Е.К.* Влияние радиационного поражения на годовичные кольца сосны в районе Чернобыльской АЭС // *Лесоведение*. 1993. Т. 4. С. 41–49.
  15. *Козлов В.А.* Особенности прироста древесины по радиусу ствола у основных лесообразующих пород в районе аварии на Чернобыльской АЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 1996. 22 с.
  16. *Skuterud L., Goltsova N.I., Naumann R.* et al. Histological changes in *Pinus sylvestris* L. in the proximal-zone around the Chernobyl power plant // *Science of the Total Environment*. 1994. V. 157. № 1–3. P. 387–397. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90602-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90602-5)
  17. *Mousseau T.A., Welch S.M., Chizevsky I.* et al. Tree rings reveal extent of exposure to ionizing radiation in Scots pine *Pinus sylvestris* // *Trees-Structure and Function*. 2013. V. 27. № 5. P. 1443–1453. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0891-z>
  18. *Schmitt U., Grünwald C., Eckstein D.* Xylem structure in pine trees grown near the Chernobyl Nuclear Power Plant/ Ukraine // *IAWA Journal*. 2000. V. 21. № 4. P. 379–387. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000254>
  19. *Molchanova I., Mikhailovskaya L., Antonov K.* et al. Current assessment of integrated content of longlived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace // *J. Environmental Radioactivity*. 2014. V. 138. № 6. P. 238–248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.004>
  20. *Nikipelov B.V., Romanov G.N., Buldakov L.A.* et al. A radiation accident in the Southern Urals in 1957 // *Soviet Atomic Energy*. 1989. V. 67. P. 569–576.
  21. *Pozolotina V.N., Shalaumova Y.V., Lebedev V.A.* et al. Forests in the East Ural Radioactive Trace: structure, spatial distribution, and the <sup>90</sup>Sr inventory 63 years after the Kyshtym accident // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2023. V. 195. № 6. P. 1–13. <https://doi.org/10.1007/S10661-023-11300-Y>
  22. *Тихомиров Ф.А., Карабань П.Т.* Радиационное поражение леса в условиях радиоактивного загрязнения // *Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволицкого Д.А. М.: Наука, 1993. С. 85–95.*
  23. 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.
  24. *Rinn F.* Tsap V 3.6 Reference manual: computer program for tree-ring analysis and presentation. Heidelberg, Germany: Bierhelder weg 20, D-69126. 1996. 263 p.
  25. *Holmes R.L.* Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement // *Tree-Ring Bulletin*. 1983. V. 43. P. 69–78.
  26. *Grissino-Mayer H.D.* Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program COFECHA // *Tree-Ring Research*. 2001. V. 57. № 2. P. 205–221.
  27. *Cook E.R., Peters K.* The smoothing spline: A new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies // *Tree-Ring Bulletin*. 1981. V. 41. P. 45–53.
  28. *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 // *Science of the Total Environment*. 1994. V. 157. P. 357–369. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90599-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90599-1)
  29. *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., Криволицкого Д.А. М.: Наука, 1993. С. 13–20.*
  30. *Modorov M., Seleznev A., Mikhailovskaya L.* Heterogeneity of <sup>90</sup>Sr radioactive contamination at the head part of the East Ural radioactive trace (EURT) // *J. Environmental Radioactivity*. 2017. V. 167. P. 117–126. <https://doi.org/10.1016/J.JENVRAD.2016.11.019>
  31. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2022.
  32. *Mikhailovskaya L.N., Modorov M.V., Pozolotina V.N.* et al. Heterogeneity of soil contamination by <sup>90</sup>Sr and its absorption by herbaceous plants in the East Ural Radioactive Trace area // *Science of the Total Environment*. 2019. V. 651. P. 2345–2353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.119>
  33. *Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Melnychuk M.D.* et al. Chronic irradiation of Scots pine trees (*Pinus sylvestris*) in the Chernobyl exclusion zone: Dosimetry and radiobiological effects // *Health Physics*. 2011. V. 101.

- № 4. P. 393–408.  
<https://doi.org/10.1097/HP.0b013e3182118094>
34. *Holiaka D., Yoschenko V., Cherniaiev O. R. et al.* Variability of activity concentrations and radial distribu-

tions of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in trunk wood of Scots pine and Silver birch // *J. Environmental Radioactivity*. 2023. V. 263. Art. 107186.  
<https://doi.org/10.1016/J.JENVRAD.2023.107186>

## RADIAL GROWTH RESPONSE OF SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS*) TO A GRADIENT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

M. V. Modorov<sup>a</sup>, V. V. Kukarskih<sup>a,\*</sup>

<sup>a</sup>*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Russia 620144 Yekaterinburg*

\**e-mail: voloduke@mail.ru*

**Abstract** – The annual rings of pine trees show a notable response to high doses of ionizing radiation, making the development of “dose-response models of radial growth” a compelling area of study. This research analyzed the radial growth of 50 common pine trees in the East-Ural Radioactive Trace (EURS), an area contaminated by the 1957 Kyshtym accident. Cores from 34 trees growing in two sites with minimal radioactive contamination served as a control group. A decline in the radial growth index of pines within the EURS zone was observed from 1959 to 1962, corresponding to 2–5 years after the accident. The severity of this decrease was directly proportional to soil contamination density with  $^{90}\text{Sr}$  at the trees' location. The zone where the radial growth response was detected was narrow, approximately 300 m wide. The range of initial dose rates to pine meristems that elicited a response varied from 0.62 to 4.23 Gy per day—a range of less than one order of magnitude. Trees exposed to higher doses perished, while those exposed to lower doses exhibited radial growth comparable to that of control plots. The strongest model linking pine radial growth index to radioactive contamination density at the tree trunk used the average growth index for 1959–1960, with a linear regression model achieving a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.69.

**Keywords:** EURT, Kyshtym accident,  $^{90}\text{Sr}$ , heterogeneity of contamination, dendroindication