

ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Ф. А. ТИХОМИРОВ

В истекшие 15 лет успешное развитие радиоэкологии как в нашей стране, так и за рубежом сказалось и на таком научном направлении, как радиоэкология леса (3). Интерес, который проявляют исследователи к проблемам лесной радиоэкологии, обусловлен, с одной стороны, тем, что распределение и миграция радионуклидов в лесу характеризуются особенностями, специфичными только для леса. С другой стороны, лес, как сообщество организмов, высокочувствителен к ионизирующим излучениям по сравнению с сообществами других типов, например, с травянистыми фитоценозами.

На современном этапе специалисты занимаются разработкой следующих вопросов.

1. Изучение распределения и миграции искусственных радионуклидов в лесных насаждениях.

Получение такой информации — необходимое условие для расчета поглощенных доз, воздействию которых подвергаются различные компоненты лесного ценоза. Это позволяет прогнозировать возможные радиоэкологические последствия облучения леса в условиях повышенных уровней радиоактивности. Знание закономерностей поведения радиоактивных продуктов в лесных ценозах дает возможность оценить роль леса как санитарно-гигиенического фактора, выполняющего функцию защиты окружающей территории и ее обитателей от вторичного радиоактивного загрязнения, обусловленного переносом радиоактивных продуктов с загрязненных участков земной поверхности. Кроме того, количественные данные о распределении и миграции радионуклидов в лесных насаждениях необходимы как научная основа для разработки рациональных методов ведения лесного хозяйства на территории с повышенными уровнями радиоактивности.

В теоретическом плане исследования миграции радионуклидов в лесах открывают более полное познание механизмов и закономерностей биогеохимических процессов и круговорота химических элементов в лесных ландшафтах.

2. Дозиметрия ионизирующих излучений применительно к запросам радиоэкологии леса.

Актуальность этой задачи обусловлена тем, что без знания доз невозможна правильная радиоэкологическая интерпретация явлений, возникающих в лесном сообществе под действием облучения. Эта задача включает расчет доз облучения лесных организмов на основе измеренного распределения радионуклидов и поиск экспериментальных методов, пригодных для измерения доз непосредственно в природных условиях.

3. Исследование реакций лесного биоценоза, обусловленных как непосредственно облучением, так и вторичными нарушениями биоценологических связей в облученном лесном сообществе.

4. Изучение возможностей лесовосстановления и лесопосадок на территориях с повышенными уровнями радиоактивности.

Опубликованные результаты по каждому из этих разделов мы попытались проанализировать для выделения наиболее актуальных задач в данной области исследований на ближайшие годы.

Исчерпывающие сводки работ, опубликованных до 1970 г. и посвященных изучению распределения и миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах, даны в соответствующих обзорах (1, 4). Поэтому ниже будут рассмотрены в основном более поздние результаты.

Наиболее важным источником поступления радионуклидов в лесные биоценозы являются радиоактивные выпадения из атмосферы. Взаимодействие радиоактивных выпадений с лесом и их последующую миграцию принято характеризовать двумя величинами: коэффициентом первичного задерживания (доля радионуклидов, задержанных надземной частью растительного покрова) и периодом полупотерь (время удаления из кроны 50% радионуклидов без учета распада). Исследования процессов этого взаимодействия с целью определения названных характеристик ведутся как на глобальных выпадениях, так и путем постановки специальных экспериментов, имитирующих выпадения.

Установлено, что (12, 23) для леса коэффициент задерживания варьирует в диапазоне 50—100% в зависимости от вида насаждения и формы поступления радионуклидов. В лиственных насаждениях после листопада он снижается до 20—25% (табл. 1).

Таблица 1

Задерживающая способность древесного яруса по отношению к радионуклидам и скорость очищения надземной части древесных растений (23)

Вид насаждения	Возраст, лет	Сомкнутость кроны	Время поступления радионуклида	Коэффициент задерживания, %	Период полупотерь надземной частью насаждения
Сосновое	6—10	0,9	июнь-октябрь	90—100 90—100	3 недели 4 месяца 10—12 месяцев
Сосново-березовое	25—30	0,8	октябрь (начало листопада)	70—90	(для сосновой части), 2—3 недели (для березовой части)
Сосновое	30	0,8	апрель	40—60	2—3 месяца
Березовое (до распускания листьев)	40	0,8	апрель	20—25	2—3 недели

Скорость очищения кроны древесных растений и переход радионуклидов под полог леса зависят в основном от сезонных условий, формы поступления радионуклидов и в гораздо меньшей степени — от количества выпадающих атмосферных осадков (рис. 1). Осенью и зимой величина периода полупотерь в хвойных лесах составляет 4—5 месяцев для молодых насаждений и 10—12 месяцев для взрослых. Во время вегетации скорость потерь увеличивается и период полупотерь уменьшается соответственно в 4—5 раз (24). Радионуклиды мигрируют под полог леса преимущественно в твердой форме (с биогенным опадом). Сток с осадками не превышает 1—2%. Время, за которое основная

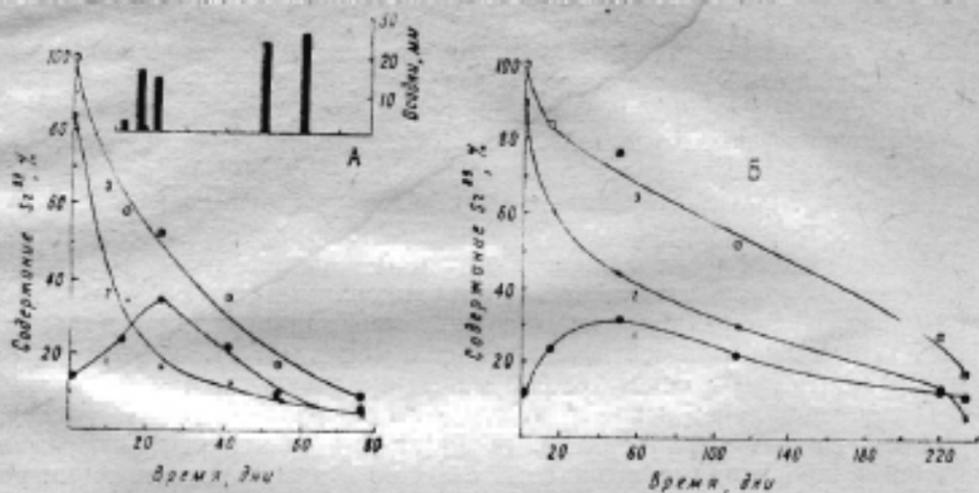


Рис. 1. Изменение содержания стронция-90 в биомассе хвои и ветвей с течением времени при внесении радионуклида в кроны в летний период (а) и осенью (б): 1 — ветви; 2 — хвоя; 3 — хвоя+ветви.

часть радионуклидов (до 95% в березовых насаждениях и 99% в сосновых) мигрирует на поверхность лесной подстилки, а их содержание в надземной части достигает минимума, составляет в березовых лесах 2 года, в сосновых — около 5 лет, что связано с большой продолжительностью жизни хвои. Более детальные сведения о динамике распределения радионуклидов по компонентам леса представлены графиками рис. 2.

Сравнение представленных данных с результатами исследований на глобальных выпадениях (12, 23) показывает, что рассмотренные закономерности распределения и миграции радионуклидов в начальный период после радиоактивных выпадений можно экстраполировать на

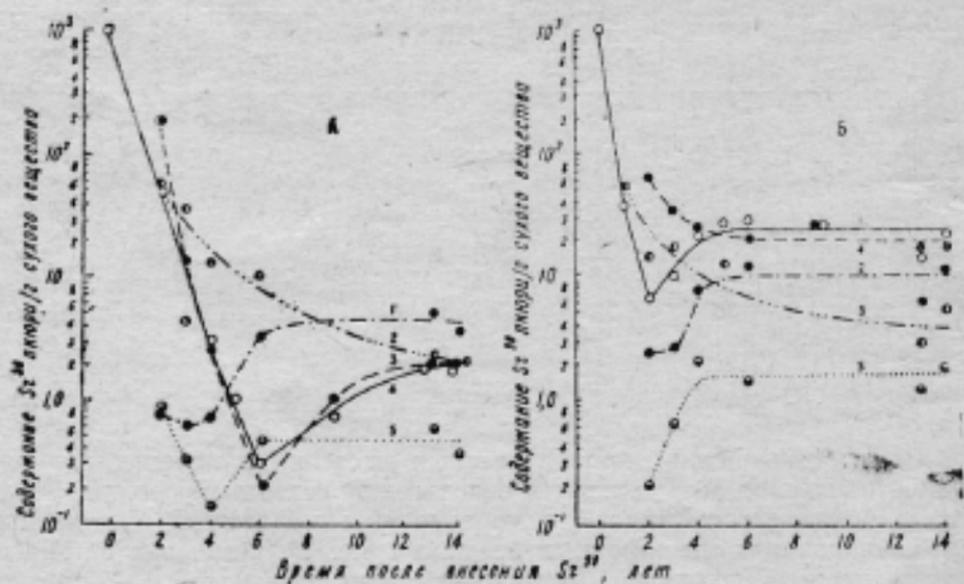


Рис. 2. Динамика изменения содержания стронция-90 в биомассе сосны (А) и березы (Б) в сосново-березовых насаждениях 30-летнего возраста на серых лесных почвах при внесении в кроны 1,0 микрограмм стронция-90 на 1 м^2 . А. 1 — флора; 2 — проба; 3 — ветви тонкие; 4 — хвоя; 5 — древесина. Б. 1 — листья; 2 — флора; 3 — береста; 4 — ветви тонкие; 5 — древесина.

весе насаждения умеренной зоны, хотя и не исключены некоторые количественные различия в задерживающей способности и скорости очищения крон, обусловленные различиями видового состава и возраста насаждений. В целом по задерживающей способности и скорости удаления радионуклидов с надземной части растительного покрова леса занимают промежуточное положение между лишайниковыми фитоценозами тундры (26) и травянистыми фитоценозами (16).

По мере разложения лесной подстилки радионуклиды входят в состав почвы и становятся все более доступными для корневых систем древесных и травянистых растений. С течением времени основным источником поступления радионуклидов в надземную часть растительного покрова становится корневой путь. Опубликованные ранее данные по относительной способности различных древесных пород к накоплению отдельных радионуклидов, как показано в обзоре (1), в значительной мере противоречивы. Наиболее детально изучено корневое поступление в древесные растения Sr^{90} и Cs^{137} . На рис. 2 (правые ветви кривых) в качестве иллюстрации представлены данные по динамике и относительной способности к накоплению Sr^{90} в надземных органах березы и сосны различного возраста на серых лесных почвах, сравнительно тяжелых по механическому составу (22). Из представленных данных видно, что после перехода основной части радионуклидов под полог леса корневое поступление Sr^{90} с течением времени возрастает, а затем его концентрация в древесине и ассимилирующих органах достигает постоянных значений. Период, необходимый для достижения равновесных концентраций (3—4 года в лиственных насаждениях и 5—6 лет — в хвойных), характеризует время, требующееся для повторного вовлечения в биологический круговорот той части минеральных элементов, которая ежегодно возвращается в почву в составе лесного опада. В этих условиях ежегодный вынос Sr^{90} из почвы за счет прироста биомассы составляет в березовых насаждениях 2,5% и в сосновых 0,15%, а обратный перенос с опадом 2 и 0,1% соответственно. Общее содержание Sr^{90} в надземной биомассе березовых насаждений 40-летнего возраста составляет 7—9% и в сосновых около 1%. Корневое поступление такого радионуклида, как Cs^{137} , на 1—2 порядка меньше поступления Sr^{90} .

Способность к накоплению Sr^{90} из почвы зависит от вида и возраста древесных растений (22). Наименьшим накоплением характеризуются такие породы, как сосна и лиственница, обладающие глубокой корневой системой и извлекающие основную часть элементов минерального питания из почвенных горизонтов, не содержащих Sr^{90} . Береза и ель, для которых характерна поверхностная корневая система, накапливают Sr^{90} в 2—4 раза больше. Накопление Sr^{90} молодыми сеянцами древесных растений (до 5 лет), в расчете на единицу веса, на порядок выше накопления этого радионуклида в соответствующих органах взрослых деревьев (табл. 2). В накоплении стронция-90 травянистыми растениями в лесных насаждениях выявлены 100-кратные межвидовые различия (табл. 3), обусловленные приуроченностью минерального питания отдельных видов растений к различным почвенным горизонтам (17). Дальнейшее исследование зон минерального питания растений с внесением радиоактивной метки в различные почвенные слои позволит выяснить закономерности формирования естественных травянистых фитоценозов и их перехода от сукцессии к климаксу, при котором фитоценоз максимально использует ресурсы окружающей среды, включая корнеобитаемый слой почвы.

Если говорить о прогнозе размеров накопления радионуклидов лесной растительностью на более отдаленный период, то оно будет определяться в основном скоростью вертикальной миграции радионуклидов

Накопление Sr^{90} в различных органах древесных растений
в результате поступления из почвы
(в расчете на 1 мкюри/м²)

Вид и возраст древесных растений	Органы	Время после поступления Sr^{90} на поверхность почвы, лет	Со, мг/г воздушно- сухого вещества	Sr^{90}	
				мкюри/г	С. Е.
Береза бородавчатая (35 лет)	листья	13	12	$21,6 \pm 1,2$	1800 ± 100
	кора		9,6	$13,0 \pm 1,0$	1350 ± 110
	древесина		0,72	$1,7 \pm 0,25$	2300 ± 350
	ветви { мелкие		8,2	$15,5 \pm 1,2$	1900 ± 150
			крупные	3,8	$6,4 \pm 0,7$
	береста			0,8	$1,5 \pm 0,20$
	Сосна обыкновенная (35 лет)		хвоя	13	7,3
кора (флоэма)		6,8	$4,00 \pm 0,40$		590 ± 20
древесина		0,72	$0,40 \pm 0,06$		560 ± 40
ветви { мелкие		2,9	$2,0 \pm 0,2$		690 ± 105
		крупные	1,7		$0,85 \pm 0,15$
пробка	6,8		$2,5 \pm 0,30$	370 ± 45	
То же (5 лет)	хвоя	5	3,8	$14,7 \pm 1,8$	3900 ± 480
	стволок с корой	2,9	2,9	$13,0 \pm 1,8$	4500 ± 350
Лственница сибирская (5 лет)	хвоя	5	4,8	$15,0 \pm 1,3$	3150 ± 270
	стволок с корой		2,0	$9,5 \pm 0,7$	4750 ± 350
Ель обыкновенная (5 лет)	хвоя		5,6	$45,0 \pm 5,0$	8100 ± 900
			2,4	$35,0 \pm 4,0$	14500 ± 1700

по профилю почвы и изменением их распределения относительно корнеобитаемого слоя. На тяжелых суглинистых почвах скорость вертикальной миграции настолько мала, что радионуклиды в течение многих десятилетий будут оставаться в корнеобитаемом слое почвы (15). Из этого следует, что поступление стронция-90 в надземную биомассу сохранится примерно на постоянном уровне (если не учитывать снижение, обусловленное радиоактивным распадом).

Для прогнозирования максимальных уровней накопления Sr^{90} в надземных органах древесных растений Р. М. Алексахин с соавторами (2) использовали соотношение:

$$\frac{\text{Сред. раст.}}{\text{Сред. почв.}} = \frac{\text{Сотаб. раст.}}{\text{Сотаб. почв.}}$$

где $\text{С}_{\text{раст}}$ и $\text{С}_{\text{почв}}$ — концентрации радионуклида и соответствующего стабильного элемента в растениях и почве. Результаты этого прогноза не противоречат экспериментальным данным. Однако его точность сравнительно невысока, так как распределение стабильных элементов и соответствующих им радиоактивных (искусственно внесенных) химических аналогов в корнеобитаемом слое почвы существенно различается.

Приведенные выше количественные показатели, характеризующие динамику корневого поступления радионуклидов в надземную часть насаждения в зависимости от времени, а также относительную способность к накоплению различных древесных пород в зависимости от их вида и возраста, можно экстраполировать в первом приближении на большую часть лесных насаждений зоны умеренного климата. Однако абсолютные значения, характеризующие скорость вертикальной миграции радионуклидов по профилю, размеры выноса радионуклидов в древесную растительность из корнеобитаемого слоя почвы и их относительное поступление из различных почвенных горизонтов, будут существенно

Виды лесных травянистых растений, характеризующиеся максимальным и минимальным накоплением Sr^{90} в надземной биомассе на серых лесных почвах (в расчете на 1 мкюри $Sr^{90}/м^2$)

В И Д Ы.	Sr^{90} мкюри/г возд.-сух. в-ва	Сл. мг/г возд.-сух. в-ва	Sr^{90} С. Е.
С максимальным накоплением Sr^{90} в абсолютных единицах			
Подмаренник цепкий, <i>Galium spurium</i>	105±10	44	2380±230
Подорожник средний, <i>Plantago media</i>	83,5±1,5	66	1270±20
Очиток пурпуровый, <i>Sedum purpureum</i>	51,8±1,3	45	1150±30
С минимальным накоплением Sr^{90} в абсолютных единицах			
Бедренец камнеломка, <i>Pimpinella saxi- ifraga</i>	0,73±0,04	16,2	45±5
Тимофеевка степная, <i>Phleum phleoides</i>	2,42±0,24	3,3	735±75
Костер безостый, <i>Bromus inermis</i>	4,43±0,49	7,2	615±65
Крестовник обыкновенный, <i>Senecio vul- garis</i>	4,35±0,16	1,3	3350±120
Купена лекарственная, <i>Polygonatum offi- cinale</i>	4,43±0,49	7,2	2100±80
С максимальным накоплением Sr^{90} в стронциевых единицах			
Одуванчик лекарственный, <i>Taraxacum officinale</i>	27,4±0,9	2,3	11900±400
Купальница европейская, <i>Trollius euro- paicus</i>	34,2±4,9	4,7	7300±1000
Золотая розга, <i>Solidago virga-aurea</i>	37,0±0,8	6,2	5950±130
Люттик едкий, <i>Ranunculus acer</i>	15,7±0,8	2,8	5600±300
Звездчатка злаковидная, <i>Stellaria gra- minea</i>	19,0±1,0	3,4	5600±300
Таволга вязолистная, <i>Filipendula ulmaria</i>	10,8±0,8	2,0	5400±400
С минимальным накоплением Sr^{90} в стронциевых единицах			
Бедренец камнеломка, <i>Pimpinella saxi- ifraga</i>	0,73±0,04	16,2	45±5
Ракитник русский, <i>Cytisus ruthensis</i>	6,6±0,7	28	240±25
Клевер ползучий, <i>Trifolium repens</i>	9,0±0,9	35	260±26
Клевер лютиновидный, <i>Trifolium angu- stifol.</i>	10,8±0,8	48	225±18
Вика заборная, <i>Vicia sepium</i>	18,1±1,7	44	410±80
Ясменник красильный, <i>Asperula tinctoria</i>	14,1±0,7	33	425±20

разными в зависимости от типа почв, их механического состава, емкости поглощения, содержания обменного кальция и других катионов, наличия уплотненного горизонта. Для выяснения этих различий необходимы дальнейшие исследования.

Характеризуя миграцию радионуклидов в лесных биогеоценозах, нельзя не упомянуть о роли леса в ограничении интенсивности горизонтальной миграции радионуклидов. Такая способность обусловлена малой величиной поверхностного стока в лесных ландшафтах из-за водоудерживающих свойств лесной подстилки, хорошей водопроницаемости лесных почв, меньшей их промерзаемости зимой и растянутым сроком снеготаяния. В лесах поверхностный сток обычно не превышает 3% стока на безлесной территории. Концентрация радионуклидов в стоковых водах, вытекающих из леса, ниже, чем в водотоках на безлесной терри-

тории (28, 31). Экспериментально показано (11), что даже на горных склонах с крутизной до 10° максимальное расстояние вниз по склону, на которое перемещается Sr^{90} , внесенный на поверхность лесной почвы, не превышает 40 см/год. Это обусловлено тем, что сток в лесу в основном внутрипочвенный, при котором стоковые воды очищаются от радионуклидов, задерживаясь в верхнем слое почвы. Эти воды содержат относительно небольшое количество взвешенных частиц, и радионуклиды выносятся водами, в основном в виде жидкого стока.

Особое место в проблеме миграции радионуклидов в лесных ландшафтах занимают работы советских и американских ученых (27, 30), посвященные разработке математических моделей миграции Sr и Cs , искусственно внесенных в различные компоненты ландшафта. В качестве основы для создания таких моделей составляется схема взаимодействия между компонентами экологической системы с постоянными коэффициентами этого взаимодействия, характеризующими скорость прямого и обратного переноса радионуклидов. Далее составляется система уравнений переноса радионуклидов между компонентами, которая решается с помощью аналоговых или цифровых электронно-вычислительных машин с использованием экспериментальных данных о распределении радионуклидов в рассматриваемой системе в различные моменты времени. Решение этих уравнений позволяет определить содержание радионуклидов в компонентах системы в любой момент времени. Рассмотренные модели пока еще не совершенны, тем не менее работы по их созданию и уточнению представляются весьма перспективными, так как подобные модели позволяют раскрыть сущность механизмов переноса вещества между различными компонентами сложных экологических систем.

На основании работ по изучению распределения и миграции радионуклидов в лесных биогеоценозах можно назвать следующие наиболее актуальные задачи дальнейших исследований по этому разделу:

1. Изучение процессов вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов в лесных ландшафтах различных природно-климатических зон.

2. Постановка экспериментов с использованием радиоактивных меток для изучения биологического круговорота минеральных элементов в лесных насаждениях, изучение закономерностей минерального питания древесных и травянистых растений в природных условиях, а также роли древесного яруса в выносе минеральных элементов из различных почвенных горизонтов на поверхность почвы и его участия в почвообразовательных процессах.

3. Разработка математических моделей переноса и перераспределения радионуклидов в лесных биогеоценозах. Актуальность этой задачи обусловлена еще и тем, что подобные модели пригодны для описания транспорта в экологических системах не только радиоактивных, но и любых других стабильных химических элементов.

Следующий важный раздел радиэкологии леса — это дозиметрия ионизирующих излучений. Для определения доз облучения организмов, составляющих лесное сообщество, используются расчетные и экспериментальные методы (21, 23). Расчет доз производится на основе данных о распределении радионуклидов по компонентам ценоза, о которых сказано выше. Для экспериментального определения поглощенных доз в природных условиях используются методы фото- и термолюминесцентной дозиметрии, обзор которых дан в ряде работ (18, 21). Сравнение доз, определенных расчетными и экспериментальными методами, выявило хорошую сходимость получаемых результатов. Были определены летальные дозы облучения критических органов таких важных лесобразующих пород, как сосна и береза, в зависимости от сезонных условий

Зависимость лучевого повреждения сосны обыкновенной и березы бородавчатой от плотности радиоактивного загрязнения и дозы облучения

Время внесения радионуклидов	Средняя поглощенная доза, рад		Деятельное облучения
	х в о е	меристема почек	
Июль	600—1200	300—600	Торможение роста хвой и побегов сосны, сокращение прироста, нарушение монопоидального ветвления, гибель сосны. Торможение роста хвой и побегов сосны, сокращение прироста, нарушение монопоидального ветвления, усыхание хвой в нижней части кроны.
	2000—2500	1000—1200	
	1000—2000	500—1000	
Октябрь	2500—3000	1000—1200	Усыхание до 95% кроны сосны. Гибель сосны. Гибель 30% березы верхнего яруса и 75% подроста.
	3500—5000	1600—2000	
	—	6500—10000	

(табл. 4), а также дозы облучения организмов, обитающих под пологом леса (сеянцы древесных пород, почвенные беспозвоночные), и некоторых других представителей лесной фауны (10, 21, 23).

В условиях радиоактивных выпадений из атмосферы дозы гамма-облучения слабо зависят от распределения радионуклидов в лесу и мало меняются по вертикали насаждения. Соответствующий градиент мощности дозы становится значительным лишь в лесах с большим запасом биомассы (5). В то же время распределение дозы бета-излучения по вертикали насаждения сильно неоднородно, так как оно в очень большой степени зависит от распределения по компонентам леса самих радионуклидов (23). Поэтому в начальный период наибольшие дозы облучения получают ассимилирующие органы и ткани апикальной меристемы древесных растений, а после перехода основной части радионуклидов под полог леса — организмы, обитающие в лесной подстилке и верхнем слое почвы.

Показано, что в условиях радиоактивных выпадений ведущую роль в формировании дозы облучения ассимилирующих органов и тканей апикальной меристемы растений (и древесных в т. ч.) играет бета-излучение, а вклад бета-частиц в суммарную дозу облучения этих органов варьирует от 90% (при выпадении молодой смеси продуктов деления) до 99% (при выпадении старой смеси) (18). На основании полученных дозиметрических данных установлена зависимость между уровнями радиоактивных выпадений и дозами облучения древесных растений (18, 24).

Если говорить о перспективах развития методов дозиметрии применительно к природным экологическим системам, то наиболее многообещающим направлением является внедрение в радиэкологические исследования метода термолюминесцентной дозиметрии. Преимущество этого метода состоит в том, что с помощью термолюминесцентных дозиметров могут быть измерены дозы как внешнего, так и внутреннего бета- и гамма-облучения тканей растений и животных от выпадений радионуклидов.

Результаты расчетов и измерений доз облучения организмов в условиях лесного сообщества позволяют более обоснованно интерпретировать те явления, которые возникают при достаточно высоких уровнях

радиоактивности. Эти явления в настоящее время достаточно полно изучены в работах отечественных авторов. В США успешно работают в этой области две группы ученых под руководством Спэрроу и Плетта, которыми изучено действие на лес гамма-источников Cs^{137} и Co^{60} и нейтронного излучения открытого реактора без защиты. Обзор результатов этих исследований опубликован (20). Работами этих авторов показано, что чувствительность к облучению древесных и травянистых растений хорошо коррелирует с размерами клеточных ядер. По этой причине хвойные породы значительно более радиочувствительны, чем лиственные. Изучено также действие облучения на популяции насекомых и птиц, обитающих на различных расстойных от источника. В опубликованном в 1970 году трехтомном труде (29) подробно рассмотрено действие облучения на такую сложную экологическую систему, как тропический лес.

Однако в такой постановке эти исследования охватывают лишь одну сторону проблемы — радиобиологическую. Влияние распределения и миграции радионуклидов на радиозэкологические эффекты в этих экспериментах, естественно, учтено быть не может. В наших экспериментах с введением радионуклидов в кроны древесных растений (24) показано, что степень их повреждения зависит не только от вида древесных растений, но и от сезонных условий. Летальные дозы, вызывающие гибель сосны обыкновенной, при выпадении радионуклидов в период вегетации составляют для тканей меристемы почек 1000—1200 рад; в период зимнего покоя — 1600—2000 рад, т. е. примерно в 1,6 раза больше (табл. 4). Сезонные различия в радиочувствительности древесных растений, по мнению Спэрроу, обусловлены уменьшением размеров клеточных ядер растений при переходе в состояние физиологического покоя. Существенных различий в радиочувствительности хвойных пород (сосны, ели и лиственницы) не обнаружено.

У вечнозеленых хвойных пород при выпадении короткоживущих радионуклидов сезонные различия в устойчивости определяются в основном их различиями в радиочувствительности: в период вегетации летальные уровни загрязнений в 1,6 раза меньше, чем в период покоя. Однако при выпадении долгоживущих радионуклидов летальные уровни в зимний период оказываются примерно в 2 раза меньше, чем в период вегетации, что обусловлено резким замедлением процессов самоочищения кроны при переходе древесных растений в состояние зимнего покоя. Летальные дозы для меристемы почек березы бородавчатой в осенне-зимних условиях достигают 10000 рад. Близки к этой величине дозы, вызывающие гибель осины. Для целей прогнозирования можно в первом приближении принять радиоустойчивость лиственных древесных пород одинаковой для всех видов (в 5 раз выше радиоустойчивости хвойных). Однако если в качестве критерия устойчивости принять летальные значения уровней радиоактивных выпадений, то необходимо учитывать сезонные различия в задерживающей способности кроны и скорости потери радионуклидов кронами. В осенне-зимних условиях различия в устойчивости лиственных и вечнозеленых хвойных пород (береза, сосна) достигают 20-кратных значений в связи с уменьшением задерживающей способности кроны лиственных деревьев в этот период (23).

Если говорить о сравнительной устойчивости лесных насаждений к радиоактивным выпадениям, то их повреждающее действие на лес будет проявляться при таких уровнях, которые не вызывают соматических эффектов у большинства видов организмов, в том числе и у человека. Это, как уже было сказано, обусловлено, с одной стороны, высокой радиочувствительностью древесных растений, особенно хвойных, с другой стороны — высокой задерживающей способностью кроны по отношению к выпадающим радионуклидам.

Полученные результаты, характеризующие устойчивость древесных растений к радиоактивным выпадениям, можно в первом приближении экстраполировать на все леса зоны умеренного климата.

Под действием облучения при величине поглощенной дозы $p \cdot 10^3$ рад и выше наблюдается (7, 19) сокращение численности популяций насекомых и других беспозвоночных, обитающих в лесной подстилке или вблизи поверхности почвы (тахиниды — стадия куколки, непарный шелкопряд — эмбриональные стадии, представители мезофауны — черви, многоножки и др.).

Из лесных млекопитающих наибольшие дозы облучения, по сравнению с другими видами, получают мышевидные грызуны. Они облучаются достаточно высокими дозами бета-излучения не только от инкорпорированных радионуклидов, но и от радионуклидов, содержащихся в почве, так как размеры тела грызунов соизмеримы с длиной пробега бета-частиц. Кроме того, мышевидные грызуны имеют обычно ограниченный кормовой участок в пределах загрязненной территории и поэтому накапливают на единицу биомассы больше радионуклидов, чем крупные млекопитающие, кормовой базой которых служат более обширные площади (32).

Влияние облучения от радионуклидов $Sr^{90} + Y^{90}$ на популяции мышевидных грызунов (полевки темной *Clethrionomys rutilus* и красной *Microtus agrestis*) при содержании Sr^{90} 1,8—3,4 мкюри/м³ (мощность поглощенной дозы бета-излучения от инкорпорированных радионуклидов составляет 0,1—1,0 рад/сутки) проявляется в снижении плодовитости и периода размножения, а также в повышенной смертности животных в зимний период, когда действие облучения сочетается с суровыми климатическими условиями и недостатками пищи (8). В популяции мышевидных грызунов на опытных участках обнаружено также заметное увеличение изменчивости морфологических и физиологических признаков: веса и длины тела, размеров и строения черепа, продолжительности жизни, состава крови и т. п. Увеличение изменчивости, по мнению автора (8), существенно расширяет потенциальные возможности приспособления популяций к существованию в условиях повышенного уровня ионизирующих излучений.

Таким образом, непосредственное действие облучения на организмы, образующие лесное сообщество, носит избирательный характер (преимущественное повреждение хвойных древесных растений и некоторых обитателей верхнего слоя почвы). Избирательность связана с различиями в радиочувствительности и разницей в дозах облучения, обусловленной приуроченностью места обитания того или иного вида к определенной экологической нише. Облучение древесных растений и других организмов в летальных и сублетальных дозах (первичное действие) приводит к нарушению биоценологических связей между компонентами лесного ценоза и к дальнейшим (вторичным) изменениям его структуры. Нарушения биоценологических связей вызываются следующими факторами:

- а) изменением микроклимата и эдафических условий под пологом поврежденного древесного яруса;
- б) нарушением синхронности прохождения сезонных фаз развития экологически взаимосвязанных групп организмов;
- в) изменением пищевых связей с организмами-продуцентами (сокращение пищевых ресурсов под действием облучения);
- г) изменением биологического давления со стороны паразитов и хищников (вследствие избирательного действия облучения).

При достаточно высоких уровнях радиоактивности, когда кроны древесных растений повреждаются от облучения, непосредственное воз-

действие повизарующих облучений на организмы, обитающие под пологом леса, сочетается с влиянием изменившихся микроклиматических условий (увеличение освещенности, повышение температуры верхнего слоя почвы и т. п.), обусловленным изреживанием крои деревьев верхнего яруса, задержкой весеннего распускания листьев и более ранним листопадом под действием облучения (23). Поэтому результирующий эффект внесения радионуклидов на популяции этих организмов определяется не только их радиочувствительностью, но и возможностью приспособления к изменившимся условиям окружающей среды. В результате комбинированного действия облучения и изменившихся микроклиматических условий происходят изменения видового состава и площади проективного покрытия сообщества травянистых растений под пологом леса. По данным Е. Г. Смирнова (16) в первую очередь исключаются виды, у которых почки возобновления расположены на уровне поверхности почвы, т. е. в зоне наиболее интенсивного облучения. С течением времени в напочвенном покрове доминирующими становятся светолюбивые высокорослые виды-пионеры с мощной корневой системой, такие, как ве́йник наземный — *Calamagrostis Epigeios*, способные к вегетативному размножению от корневищ, защищенных от бета-излучения слоем почвы.

Роль других биоценологических факторов, модифицирующих эффект облучения в природных условиях, выявлена нашими наблюдениями (9) над популяцией непарного шелкопряда с учетом его трофических связей с березой бородавчатой и паразитами непарного шелкопряда — тахинидами (рис. 3).

Весьма важно, что часть жизненного цикла «хозяина» и паразитов проходит в разных ярусах леса, отличающихся по дозам облучения.

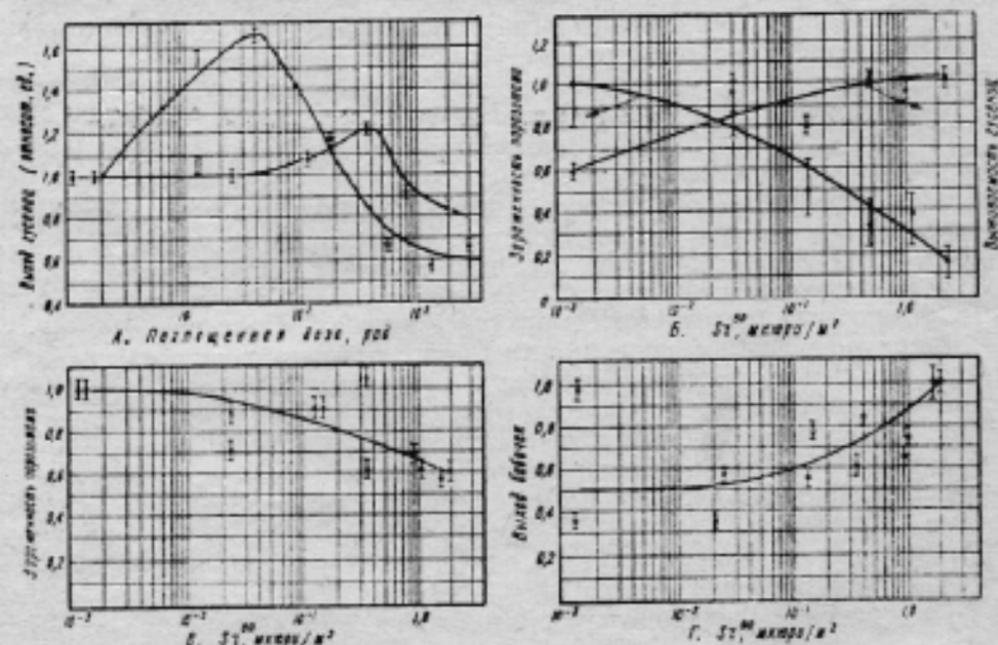


Рис. 3. Действие долгоживущих радионуклидов на две последовательные генерации непарного шелкопряда и его паразитов — тахинид. А — зависимость выхода гусениц от дозы облучения (○) — генерация 1, (□) — генерация 2.

Б — зараженность гусениц личинками тахинид (○) и выживаемость гусениц (□), в зависимости от плотности загрязнения; В — зараженность куколок непарного шелкопряда личинками тахинид; Г — выход бабочек в зависимости от плотности загрязнения, (○) — генерация 1, (□) — генерация 2.

Установлено, что хроническое облучение яйцекладок в дозах $p \cdot 10 - 3 \cdot 10^2$ рад стимулирует выход гусениц непарного шелкопряда, а более высокие дозы ($5 \cdot 10^2 - 3 \cdot 10^3$) вызывают заметное снижение выхода (рис. 3 а). На выживаемость гусениц, обитающих в тех же участках леса, облучение не оказывает отрицательного влияния из-за более низкой дозы облучения в кронах, где питаются гусеницы, по сравнению с той, которая отмечалась у поверхности земли. Более того, выживаемость гусениц оказывается тем выше, чем больше содержание радионуклидов на данном участке. Это обусловлено снижением под действием облучения численности тахинид (рис. 3 б). Высокая чувствительность мух-тахинид обусловлена тем, что они в стадии куколки зимуют в лесной подстилке, где создаются достаточно высокие дозы облучения (мощность поглощенной дозы достигает 30 рад/сутки). Аналогичное, хотя и менее выраженное соотношение между степенью зараженности паразитами и выживаемостью «хозяина», в зависимости от содержания радионуклидов на единицу площади, наблюдается у непарного шелкопряда и в стадии «куколки» (рис. 3 в, г).

Существенное влияние на популяции таких насекомых, как непарный шелкопряд, могут оказывать фенологические сдвиги в прохождении сезонных фаз развития кормового растения (береза) и сроках выхода гусениц. Лучевое повреждение древесного яруса обусловило несколько более ранний выход гусениц, тогда как распускание листьев при достаточно высоких уровнях радиоактивного загрязнения запаздывало. В этих условиях к моменту появления основной массы гусениц в лесу не было обычной для них пищи. Подобные изменения кормового режима насекомых, особенно на ранних стадиях развития, неблагоприятно отражаются на их жизнедеятельности. В результате комбинированного действия облучения и других отмеченных факторов численность популяции непарного шелкопряда при высоких уровнях загрязнения в первые несколько лет после внесения радионуклидов на опытные участки была ниже, чем в соседних, незагрязненных участках леса. Причем это снижение не связано с недостатком количества пищи на поздних стадиях развития гусениц. Повреждение гусеницами листьев березы на участках с высоким содержанием радионуклидов было в 1,5—2 раза меньше, чем при низком содержании, хотя запасы пищи (количество листьев) в расчете на одну яйцекладку в первом случае было значительно ниже.

Однако следует подчеркнуть, что роль отдельных экологических факторов, связанных с облучением, с течением времени меняется. В частности, через несколько лет после внесения радионуклидов в лесной биогеоценоз исчезают фенологические сдвиги в сроках распускания листьев березы и выхода гусениц непарного шелкопряда. Поэтому со временем может измениться и результирующий эффект внесения радионуклидов на популяции лесных организмов. И хотя рассмотренные наблюдения не охватывают всего многообразия возможных вторичных нарушений в лесном сообществе под действием радиоактивных выпадений, предложенные пути подхода к оценке роли различных экологических факторов в результирующем действии облучения, могут быть полезными при изучении реакции отдельных компонентов лесного биоценоза на радиоактивное загрязнение и на другие сильнодействующие факторы, связанные с деятельностью человека.

Анализ наших и литературных данных показывает, что основные закономерности воздействия ионизирующих излучений на ярус древесных растений, в случае внесения радионуклидов в кроны, имеют много общего с действием на лесные насаждения сильно проникающих излучений (гамма-квантов и нейтронов) от точечных источников. Реакции древесных растений на бета-излучение радионуклидов не специ-

фичны — они проявляются и под действием гамма-излучения. Эти реакции включают сокращение прироста, торможение роста и отмирание хвоя и побегов, двойной прирост, нарушение моноподиального ветвления (24). Повреждающее действие бета-излучения радионуклидов проявляется у древесных растений примерно при тех же дозах, что и под действием гамма-излучения. Изменения, происходящие в составе почвенного травянистого покрова под действием облучения от этих двух разных источников, также имеют много общего. Близки по своей природе в рассмотренных ситуациях и вторичные нарушения в облученном лесном биоценозе, вызываемые изменением биоценологических связей под действием облучения.

Вместе с тем картина лучевого повреждения древесных растений при аэральном загрязнении характеризуется некоторыми специфическими особенностями, обусловленными изменением во времени и пространстве, распределением источников излучений, а следовательно, и соответствующим изменением дозных полей. Эти особенности проявляются, в частности, в большей устойчивости верхушечного побега по сравнению с остальной частью кроны. В отличие от этого при внешнем гамма-облучении древесных растений более радиочувствительна апикальная меристема, а повреждение кроны начинается с верхушечного побега. Кроме того, в зимний период, как было сказано выше, различия в устойчивости к радиоактивному загрязнению хвойных и лиственных пород становятся значительно шире, чем различия в их радиочувствительности, что обусловлено уменьшением задерживающей способности крон лиственных деревьев в зимний период по отношению к поступающим к кроны радионуклидам.

Сравнение экспериментальных данных по действию облучения на популяции животных, обитающих под пологом облучаемых насаждений, указывает на то, что в условиях радиоактивного загрязнения лучевое повреждение животных, в частности насекомых, вызывается меньшими дозами, чем при облучении от точечных источников. Возможно, это связано с повышенной эффективностью радиобиологического действия излучений от инкорпорированных радионуклидов по сравнению с внешним гамма-облучением (9).

На основании сказанного можно сделать вывод о том, что результаты экспериментов с облучением леса от точечных источников допустимо экстраполировать на случай поступления радионуклидов из атмосферы и использовать эти результаты для прогностических целей лишь при соответствующих коррективах, с учетом специфики распределения дозных полей.

Непосредственное действие облучения на древесный ярус является относительно кратковременным вследствие радиоактивного распада и перемещения основной части радионуклидов под полог леса. При полном усыхании крон многие лиственные породы восстанавливаются путем образования поросли (18). Хвойные породы (ель, сосна, лиственница), не способные к вегетативному возобновлению, могут быть восстановлены в этом случае лишь искусственными способами: семенами или посадкой культуры.

Сеянцы хвойных пород не испытывают лучевого поражения при содержании в почве до 2 мкюри ($Sr^{90} + Y^{90}$)/ m^2 . Необратимое повреждение сеянцев начинается при уровнях загрязнения 6 мкюри ($Sr^{90} + Y^{90}$)/ m^2 и выше. Обработка почвы, обеспечивающая удаление радионуклидов с посадочных мест или разбавление активности в большом объеме почвы (удаление лесной подстилки, посадка семян и сеянцев в борозды, вспашка почвы), приводит к снижению дозы облучения сеянцев в 4—6 раз, что обеспечивает нормальный рост сеянцев на землях с содержанием долгоживущих радионуклидов до 10 мкюри/ m^2 (10).

Как уже было отмечено, на уровне сообщества и даже популяции облучение, как правило, сочетается с действием других экологических факторов. Поэтому для определения результирующего эффекта следует более детально изучить комбинированное действие облучения и других возможных воздействий, вызываемых изменениями температурного, светового и водного режимов, конкурентных и пищевых взаимоотношений между различными группами организмов, изменениями под влиянием облучения реакций организмов на сигналы, поступающие из внешней среды о предстоящих ее изменениях и т. п. Выявление наиболее важных факторов, модифицирующих реакции организмов на облучение, и количественная оценка роли этих факторов должны занять достойное место в радиоэкологических исследованиях.

Для получения радиоэкологической информации о реакциях на облучение лесного биогеоценоза в целом целесообразно использовать накопленный нашими и зарубежными учеными опыт постановки модельных экспериментов по облучению относительно небольших по размерам участков природных ландшафтов путем опрыскивания их радиоактивными растворами или облучения от мощных гамма-источников. Хотя информация, получаемая в подобных экспериментах, относится к довольно ограниченной по размерам территории и ее нельзя безоговорочно экстраполировать на лесной биогеоценоз в целом, она все же позволяет представить в главных чертах экологические последствия облучения в широком диапазоне доз с учетом сезонных и других природных условий.

Наконец, заключительным этапом является теоретическое осознание и обобщение накопленных экспериментальных данных и составление общей схемы лучевого воздействия ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы. В этом случае мы сталкиваемся с большим числом взаимодействующих факторов, определить роль каждого из них обычными методами представляет собой далеко не простую задачу. Решение этой задачи, по-видимому, можно существенно облегчить, создавая аналоговые счетно-решающие устройства, моделирующие функционирование лесного ценоза, или математические модели с использованием цифровых электронно-вычислительных машин.

Однако круг вопросов, решаемых радиоэкологией, оказывается значительно шире, чем это вытекает из существа проблемы радиоактивного загрязнения биосферы. Радионуклиды, используемые в радиоэкологических исследованиях, представляют собой в ряде случаев удобную метку, с помощью которой удается раскрыть механизмы и получить количественные характеристики некоторых природных процессов. Это позволяет существенно расширить сферу применения метода меченых атомов до уровня экологической системы, включая лесные биогеоценозы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р. М., Бочарова М. А. Достижения и задачи исследований миграции искусственных радионуклидов в лесных биогеоценозах. — «Лесоведение», 1971, № 4.
2. Алексахин Р. М., Нарышкин М. А., Бочарова М. А. К вопросу об особенностях и количественном прогнозировании кумулятивного накопления ^{90}Sr в древесных растениях. — ДАН СССР, 1970, № 5.
3. Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А., Куликов Н. В. Состояние и задачи лесной радиоэкологии. — «Экология», 1970, № 1.
4. Алексахин Р. М., Тихомиров Ф. А. Миграция радиоактивных нуклидов в лесных биогеоценозах. — В кн.: Современные проблемы радиоэкологии, т. 2. Радиобиология. М., Атомиздат, 1971.

5. Алексахин Р. М., Болтнева Л. И., Назаров И. М. К характеристике гамма-поля радиоактивных выделений в лесу.—«Лесоведение», 1972, № 1.
6. Алексахин Р. М., Гинзбург Л. Р., Медвик Н. Г., Прохоров В. М. Расчет перераспределения во времени стронция-90 по компонентам лесной растительности.—Мат. Вещ. симп. «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений». Сыктывкар, 1973.
7. Гиляров М. С., Кривошукский Д. А. Радиоэкологические исследования в почвенной экологии.—Зоол. журн., 50, 1971, № 3.
8. Ильенко А. И. Радиоэкология диких животных.—В кн.: Современные проблемы радиобиологии, т. 2. М., Атомиздат, 1971.
9. Каплан И. С., Тихомиров Ф. А. Эффективность цитогенетического действия β -излучения инкорпорированного ^{90}Sr и внешнего γ -излучения на проростки *Crepis capillaris*.—«Радиобиология», 1973, 13, вып. 5.
10. Карабань Р. Т., Тихомиров Ф. А. Действие излучений ^{90}Sr и ^{90}Y на семена и сеянцы хвойных при радиоактивном загрязнении почвы.—Сб. Методы радиоэкологических исследований. М., Атомиздат, 1971.
11. Молчанова И. В., Миронов Б. А., Куликов Н. В. Методика экспериментального изучения миграции ^{90}Sr в естественных лесных биогеоценозах.—Там же.
12. Молчанов А. А. и др. О распределении важнейших радиоактивных продуктов деления и некоторых стабильных изотопов-носителей радионуклидов в лесной растительности Дальнего Востока.—«Лесоведение», 1970, № 3.
13. Нарышкин М. А., Алексахин Р. М., Молчанов А. А., Вакуров А. Д., Мишенков Н. И. Закономерности распределения важнейших радиоактивных продуктов деления глобального происхождения и некоторых стабильных нуклидов в лесных биогеоценозах таежной зоны европейской части СССР.—Мат. Вещ. симп. «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации», Сыктывкар, 1973.
14. Прохоров В. М., Гинзбург Л. Р. Моделирование процесса миграции радионуклидов в лесных экосистемах.—«Экология», 1971, № 5.
15. Прохоров В. М., Коготков А. Я., Рыжинский М. В. Экспериментальное изучение и прогноз миграции стронция-90 в почвенном профиле.—Мат. Вещ. симп. «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений», Сыктывкар, 1973.
16. Свиридов Е. Г., Тихомиров Ф. А., Санжарова Н. И. Накопление стронция-90 из почвы лесными травянистыми растениями.—Там же.
17. Рассел Р. Радиоактивность и пища человека. М., Атомиздат, 1971.
18. Тихомиров Ф. А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М., Атомиздат, 1972.
19. Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М. Действие ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы.—В кн.: Современные проблемы радиобиологии, т. 2. Атомиздат, 1971.
20. Тихомиров Ф. А., Карабань Р. Т. Дозиметрия β -излучений при радиоактивном загрязнении почвы и растений.—Сб. Методы радиоэкологических исследований. М., Атомиздат, 1971.
21. Тихомиров Ф. А., Карабань Р. Т. Распределение и миграция радионуклидов в лесных насаждениях. Доклад на Международной конф. по радиоэкологии в Братиславе, ЧССР, 1972.
22. Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Федоров Е. А. Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения.—Мат. IV междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии.
23. Тихомиров Ф. А., Карабань Р. Т., Юланов Н. П. Лучевое повреждение древесных растений под действием β -излучений ^{90}Sr .—«Лесоведение», 1972, № 5.
24. Тихомиров Ф. А., Карабань Р. Т., Бочарова М. А., Юланов В. П. Поступление стронция-90 и цезия-137 в древесную растительность из почвы.—Мат. Вещ. симп. «Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений», Сыктывкар, 1973.
25. Троникая М. И. и др. Радиоэкология ландшафтов Крайнего Севера.—В кн.: Современные проблемы радиобиологии, т. 2. М., Атомиздат, 1971.

26. **Auerbach S. I., Olson J. S., Waller H. D.** Landscape studies using Cs^{137} . *Nature*, 201, N 4921, 1964.
27. **Harth H.** Die Abhängigkeit der Radioaktivität in Wasserläufen und in Grundwasser von Niederschlag Vegetation und Boden der Einzugsgebiete. *Deutsche Gewässerkd. Mitteln.*, Sonderheft, 1960.
28. **Odum H. T. Pigeon R. F.** Atropical rain forest: study of irradiation and ecologie et EL-Verd, Puerto-Rico, USAEC, Oak-Ridge, Tennessee, 1970.
29. **Olson J. S.** Equations for cesium transfer in a Liriodendron forest. *Health Phys.*, 11, N 12, 1965.
30. **Pasak U.** *Biometeorology*. Pergamon Press, 1962.
31. **Kaye S. Y., Dunawar P. E.** Bioaccumulation of radioactive isotopes by herbivorous small mammals. *Health Phys.*, 7, N 4. 1962.