

ПРИРОДА

№ 4, 2001 г.

Чернобыль и проблемы радиобиологии

Щеглов А.И., Цветнова О.Б.

Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении

© “Природа”

Использование и распространение этого материала
в коммерческих целях
возможно лишь с разрешения редакции



Сетевая образовательная библиотека “VIVOS VOCO!”
(грант РФФИ 00-07-90172)

vivovoco.nns.ru
vivovoco.rsl.ru
www.ibmh.msk.su/vivovoco

Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении

А.И.Щеглов, О.Б.Цветнова

Проблема глобального загрязнения окружающей среды во второй половине XX в. привела к осознанию важности эколого-биосферной роли лесов при различного рода техногенных выпадениях, в том числе и радиоактивных. Об этом впервые (1950—1960) заговорили видные ученые прошедшего столетия (Н.В.Тимофеев-Ресовский, В.М.Клечковский, А.А.Молчанов, Р.М.Алексахин, Ф.А.Тихомиров и др.), что привело к формированию новой научной дисциплины — лесной радиэкологии. В частности, было показано, что леса характеризуются высокой удерживающей способностью по отношению к аэральным радиоактивным выпадениям и медленным самоочищением надземной части растительного яруса, а продукция лесного хозяйства имеет более высокие уровни загрязнения по сравнению с сельскохозяйственной. Лесные биогеоценозы, и в первую очередь хвойные, относятся к наиболее радиочувствительным компонентам биосферы наряду с млекопитающими. Ярким подтверждением этих выводов стали результаты многолетних (1986—1999) исследований лесных экосистем, проведенных сотрудниками нашей лаборатории в наиболее пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС

© А.И.Щеглов, О.Б.Цветнова



Алексей Иванович Щеглов, доктор биологических наук, заведующий лабораторией радиэкологии факультета почвоведения Московского государственного университета им.М.В.Ломоносова. Область научных интересов — радиэкология, биогеохимия, почвоведение. Автор пяти монографий и шести научно-практических руководств по ведению лесного хозяйства и радиационного мониторинга на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению.



Ольга Борисовна Цветнова, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник той же лаборатории. Область научных интересов — радиэкология, микология, почвоведение.

Авторы — участники ликвидации экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС (1986, 1988—1999).

районах европейской части СНГ (Тульская, Калужская, Брянская области России, 30-километровая чернобыльская зона отчуж-

дения на Украине). Загрязненная территория рассматривалась как единый комплекс экосистем и ландшафтов, связанных общи-

ми биогеохимическими потоками элементов, а в сферу объектов исследований вовлекались все компоненты экосистем. Выяснилось, что лесные экосистемы играют важную роль в аккумуляции радионуклидов не только на этапе аэральных выпадений, но и в последующем — в сдерживании вертикальных и горизонтальных потоков элементов за пределы зоны первичного загрязнения.

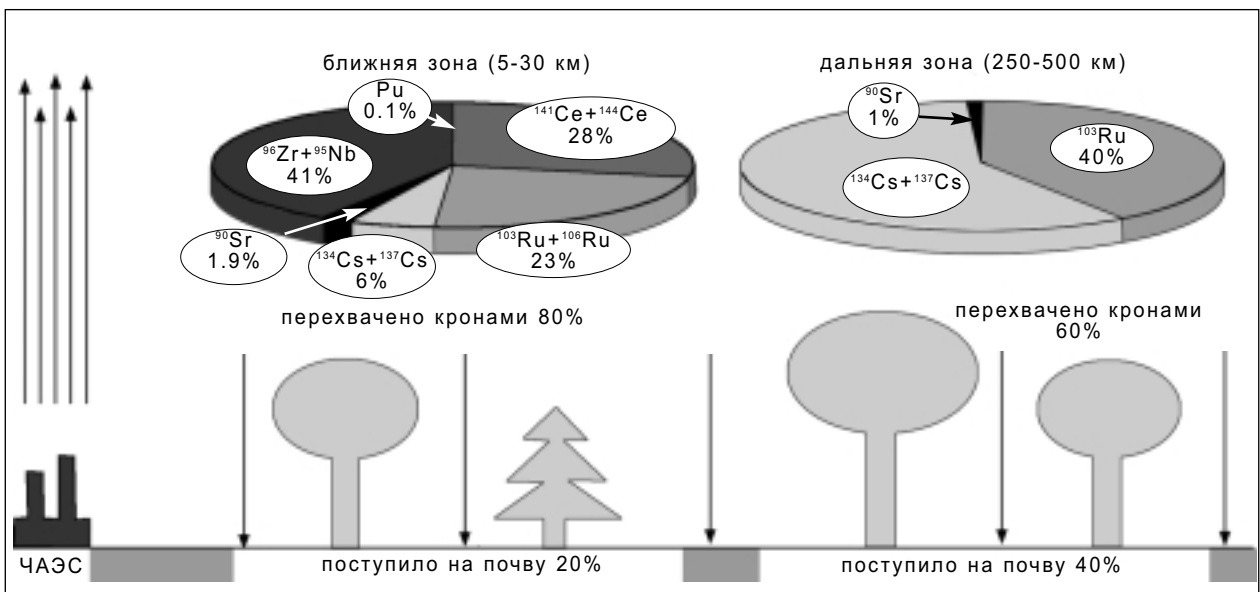
Масштабы чернобыльской аварии были столь велики, что значимому радиоактивному загрязнению (>1 Ки/км²) только в пределах центральной части Восточно-Европейской равнины подверглись несколько природно-климатических зон: от южнотаежной до лесостепной и степной. На большей части максимально загрязненной территории под лесом сформированы кислые, ненасыщенные, слабогумусированные, хорошо дренированные (содержание песка около 95%) лесные почвы, которые слабо удерживают соединения различной природы, что способствует интенсивной профильной и ландшафтной миграции радионуклидов. В дерново-подзоли-

стых и подзолистых песчаных почвах автоморфных ландшафтов единственный геохимический барьер на пути вертикальной миграции радионуклидов — лесная подстилка. Специфика минералогического состава этих почв допускает фиксацию цезия глинистыми минералами лишь в тонком подстилочном слое. В целом же комплекс физических и физико-химических свойств рассматриваемых почв предопределяет относительно более высокую миграционную подвижность ⁹⁰Sr по сравнению с ¹³⁷Cs. В болотных почвах наличие торфяных горизонтов обуславливает высокую обменную погложительную способность и слабую необменную фиксацию радионуклидов, что, напротив, определяет относительно меньшую подвижность ⁹⁰Sr по сравнению с ¹³⁷Cs. Наибольшей же способностью к закреплению любых радионуклидов на загрязненной территории обладают серые лесные почвы и черноземы.

Первичное распределение радионуклидов

Сразу после аварии на лесные массивы осело на 20—30 % больше аэральных радиоактивных выпадений, чем на прилегающие безлесные участки. Самые высокие концентрации отмечены на наветренных (со стороны источника выброса) лесных опушках шириной 20—50 м, в отдельных случаях 200—300 м [1]. Повышенное отложение радионуклидов наблюдалось и в зоне одиночно стоящих деревьев [2].

Естественно, первоначально основное количество радиоактивных веществ было задержано в кронах деревьев (от 40 до 90%). Аккумулирующая роль древесного яруса в этот период определялась коэффициентом задерживания K_3 (отношением количества радионуклидов, накопленных в растениях, к суммарному количеству выпавшей на территорию радиоактивности). Величина коэффициента зависит от вида растения и периода его вегетации, сомкнутости крон, а также ряда климатических факторов (скорости и направления ветра,



Первичное распределение радиоактивных веществ и радионуклидный состав выпадений в лесных экосистемах.

количества атмосферных осадков и др.) и физико-химической формы и дисперсности радиоактивных выпадений. Однако условно K_3 приравнивается к доле горизонтальной проекции крон в общей площади произрастания деревьев. Подтвердились закономерности, отмеченные в работах еще дочернобыльского периода [3,4,5]: хвойные ценозы характеризуются большей задерживающей способностью по сравнению с лиственными насаждениями, в особенности дубравами [6]. Максимальные уровни загрязнения отмечались в органах, экспонированных к внешнему загрязнению, — листьях, мелких ветвях, наружных слоях коры. В целом же непосредственно после аварии удельная активность растительного яруса определялась только поверхностным загрязнением, а его радионуклидный состав полностью соответствовал содержанию выпавшей радиоактивной смеси. В ближней зоне выпадений он был представлен всем спектром продуктов деления ядерного топлива, на более удаленной территории — в основном долгоживущими изотопами ^{137}Cs . При этом уже через два месяца после выброса на всей территории в радионуклидном составе загрязнения внутренних структур древесных пород, первоначально не загрязненных, фиксировался ^{137}Cs . Это было обусловлено его внекорневым потреблением растениями.

Сразу после аварии связь радиоактивных частиц с поверхностью растений была очень слабая, и под действием ветра, атмосферных осадков они быстро перемещались под полог леса. Первый период полураспада древесного яруса (без учета радиоактивного распада) составлял от двух недель до месяца [7,8], и в результате к августу 1986 г. активность в кронах деревьев снизилась до 10—20% от первоначальной*.

Наиболее интенсивно процессы дезактивации радионуклидов в растительном ярусе протекали на территориях, где выпали бо-

лее крупные радиоактивные частицы (в 5—10-километровой зоне отчуждения), а также в листовых ценозах. В хвойных экосистемах эти процессы протекали медленнее, так как продолжительность «жизни» хвои составляет три—четыре года.

Несмотря на то, что, по мнению некоторых исследователей, леса могут быть источником вторичного загрязнения прилегающих территорий, в целом на этом этапе лесные массивы сыграли очень существенную роль в сдерживании ветрового переноса радиоактивных веществ. А вот открытые территории из-за сильно выраженного ветрового подъема радиоактивной пыли действительно были причиной вторичного загрязнения окружающих природных сред. Поэтому для стабилизации радиологической обстановки в 30-километровой зоне ЧАЭС в первую очередь проводили пылеподавление.

Другая преграда для радионуклидов на пути вертикальной миграции из атмосферы — произрастающая под пологом леса травянистая растительность, задерживающая способность которой зависит от проективного покрытия, величины биомассы, строения листьев и т.д.

В напочвенном покрове радионуклиды аккумулируются в максимальной степени мхами и лишайниками и в наименьшей — высшими цветковыми растениями. В отличие от древесного яруса, где период аэриального поступления радиоактивных веществ достаточно короткий (6—11 дней даже в условиях чернобыльской аварии), травяно-кустарничковый полог находится под влиянием этого процесса в течение двух-трех лет из-за вторичного загрязнения травянистых растений с деревьев. Однако биомасса видов напочвенного покрова и площадь их проективного покрытия невелики, поэтому аккумулирующая роль травяно-кустарничкового

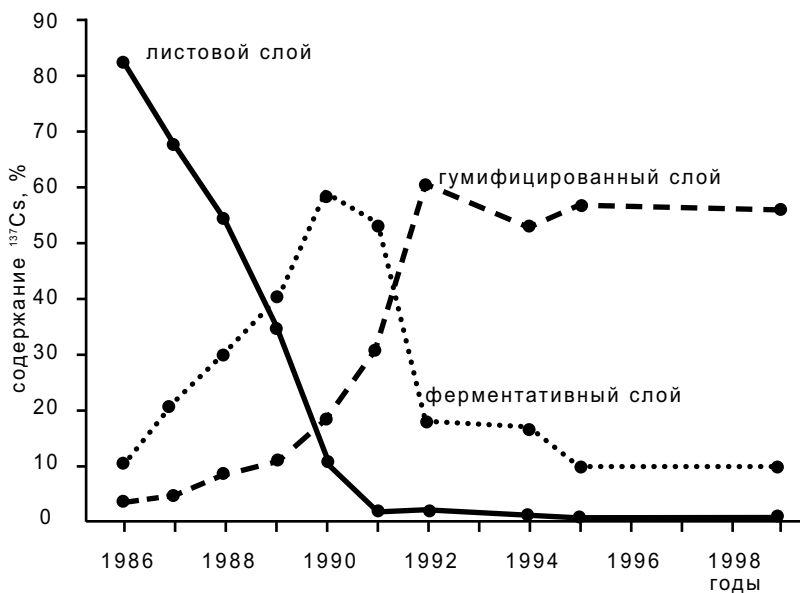
яруса не столь значима по сравнению с древесными растениями.

Уже через два-три месяца после выпадений основная часть (до 80%) выпавших радиоактивных веществ в лесных экосистемах перемещается под полог леса, хотя процессы самоочищения древесного и травяно-кустарничкового ярусов в загрязненных лесах доминируют и в последующие два-три года. Основную экологическую роль в регулировании миграционных потоков радионуклидов в лесных экосистемах начинает играть почва.

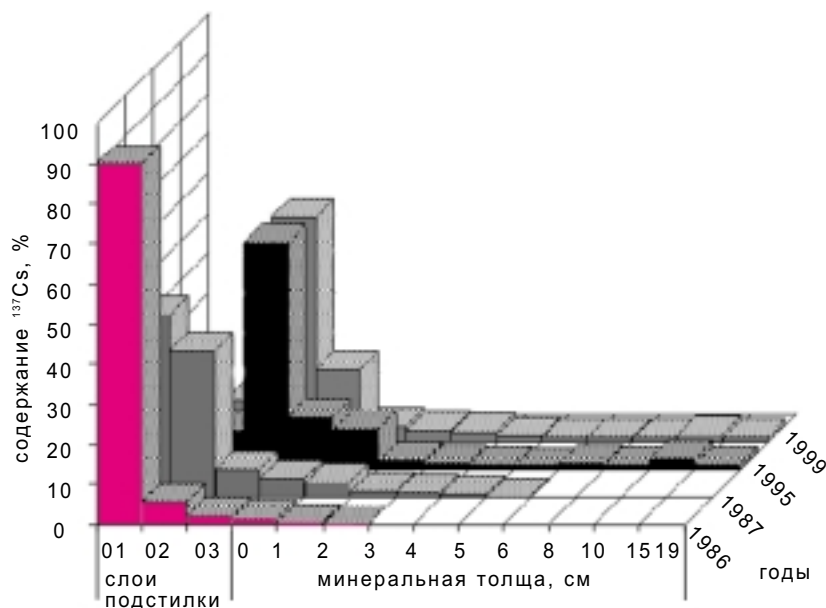
Радионуклиды в лесных почвах

Лесная подстилка — основной почвенный горизонт лесных экосистем, где первоначально аккумулируются и в дальнейшем длительное время удерживаются радионуклиды. Как известно, она неоднородна и состоит из трех слоев, или подгоризонтов. Верхний, лиственный, слой представлен свежим растительным опадом, незатронутым разложением; нижележащий, ферментативный, — состоит из частично трансформированных в процессе разложения растительных остатков, но сохранивших свое морфологическое строение; нижний, гумифицированный, — представлен органическим веществом растительных остатков. Такое строение лесной подстилки предопределяет то, что первоначально до 90% радиоактивных веществ, поступивших из растительного яруса, аккумулируется в листовом слое. Затем в результате ежегодного поступления на поверхность почвы свежего, относительно более чистого растительного опада, процессов переноса с почвенной фауной и миграции радионуклидов вместе с нисходящей влагой происходит перемещение загрязняющих веществ внутри ее подгоризонтов. Верхний, лиственный, слой активно очищается. Особенно интенсивно этот процесс протекает в первые

* Здесь и далее данные представлены с учетом радиоактивного распада.



Многолетняя динамика относительного содержания ^{137}Cs в различных слоях лесной подстилки. Пробы отбирались в широколиственно-сосновом лесу в 28 км к югу от ЧАЭС. За 100% принято содержание ^{137}Cs в подстилке в целом.



Многолетняя динамика перераспределения ^{137}Cs в профиле почв автоморфных ландшафтов. Пробы отбирались в широколиственно-сосновом лесу в 28 км к югу от ЧАЭС. За 100% принято содержание ^{137}Cs в профиле почв в целом.

годы после аварии. В дальнейшем темпы снижения относительного количества радионуклидов существенно замедляются, и через четыре-пять лет их содержание в верхнем слое стабилизируется приблизительно на одном уровне (около 1% от общих запасов в подстилке) независимо от биогеоценоза. В ферментативном и гумифицированном слоях все иначе. Здесь запасы радионуклидов постепенно растут до максимальных отметок, затем также снижаются и стабилизируются на определенном уровне в зависимости от типа биогеоценоза, ландшафто-экологических условий и слоя подстилки. Так, в ферментативном слое максимум в содержании ^{137}Cs приходится на пятый-шестой год, а стабилизация его запасов происходит примерно еще через три-четыре года. В настоящее время содержание ^{137}Cs в этом подгоризонте уже стабилизировалось на уровне 10%. В то же время в нижнем подгоризонте достижение относительного максимума сдвинуто во времени на более поздние сроки (на шестой-седьмой год), а снижения в содержании ^{137}Cs , характерного для вышележащих слоев подстилки, до настоящего времени не наблюдается. Таким образом, регуляция потока радиоактивных веществ в перспективе будет происходить главным образом в гумифицированном подгоризонте.

В целом же в подстилке лесных экосистем сейчас удерживается в среднем от 50 до 70% выпавших радионуклидов: максимально — в хвойных ценозах автоморфных ландшафтов и значительно меньше — в смешанных лесах аккумулятивных ландшафтов. Исключение — лиственные ценозы лесостепи, с невыраженной или фрагментарно выраженной подстилкой. Здесь уже через два года после аварии подстилка утратила свое значение в аккумуляции радионуклидов, так как основное их количество перемещается в минеральные слои почвенного профиля.

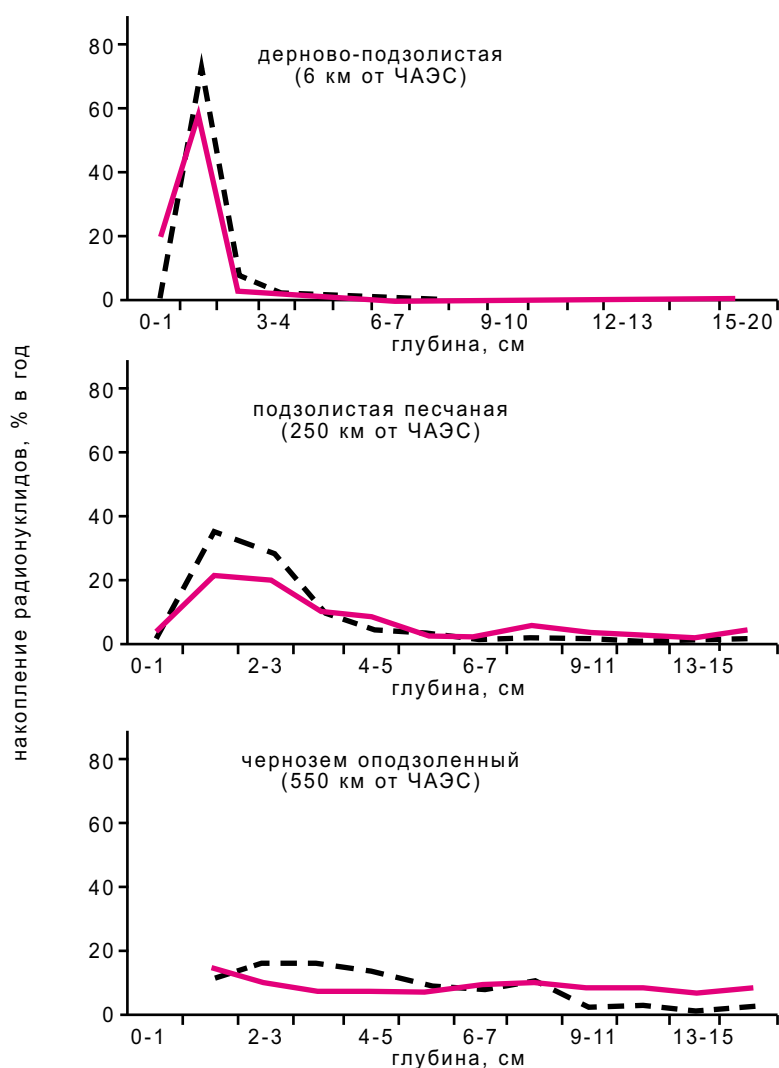
Кроме того, нельзя забывать, что удерживающая способность подстилки определяется ее мощностью, составом и морфологическим строением. В лиственных лесах с неполнопрофильной и маломощной подстилкой наблюдается наибольшая интенсивность миграции радионуклидов (в частности, ^{137}Cs) в минеральную толщу. В хвойных лесах (в особенности в мертвопокровных ельниках) с полнопрофильными мощными подстилками (до 5—7 см) и в настоящее время удерживается до 80% выпавшего ^{137}Cs . Позитивное влияние на удерживающую способность подстилки оказывает моховой покров: чем он больше развит, тем выше аккумуляция радионуклидов в подстилке. Таким образом, по удерживающей способности подстилки лесные биогеоценозы можно расположить в следующем порядке: лиственный лес < широколиственно-хвойный лес < хвойный лес с невыраженным моховым покровом < хвойный лес с выраженным моховым покровом.

В минеральной толще лесных почв содержание радионуклидов в значительной степени определяется удерживающей способностью подстилки. Другими словами, динамика поступления радиоактивных веществ в эту часть почвенного профиля зеркально отражает динамику очищения подстилки. Проявляется интересная закономерность: в первые 10 лет после выпадений происходит относительно равномерное изменение по годам содержания радионуклидов в подстилке и минеральных слоях. Затем эти процессы замедляются и стабилизируются, что говорит о достижении определенного равновесия в перераспределении радионуклидов между органогенными и минеральными слоями. Вместе с тем в минеральном профиле почв автоморфных участков основное количество радионуклидов аккумулируется в самом верхнем (1—2 см) слое. В нижележащей толще их содержание (при рав-

номерном распределении) резко падает. Максимальная глубина проникновения радионуклидов в измеримых количествах в почву на автоморфных ландшафтах колеблется от 30 до 70 см. Данная величина в основном определяется плотностью загрязнения территории. Повышенная интенсивность перераспределения радионуклидов (^{137}Cs) в подподстилочные слои отмечается в лиственных лесах. В хвойных ценозах наибольшая миграция радионуклидов наблюдается в полновозрастных лесах и зна-

чительно меньшая — в относительно молодых посадках со-сны.

В гидроморфных почвах по сравнению с автоморфными интенсивность вертикальной миграции радионуклидов выше примерно в два-три раза. Здесь не происходит выраженной аккумуляции ^{137}Cs в верхнем подподстилочном слое; а распределение радионуклидов по глубине почвенного горизонта более плавное. Среди болотных почв максимальная интенсивность миграции ^{137}Cs наблюдается в почвах



Распределение ^{90}Sr (цветные кривые) и ^{137}Cs в профиле лесных почв разных типов в зависимости от удаления от ЧАЭС (данные 1992 г.).

черноольховых лесов гидроморфных ландшафтов и минимальная — в почвах верховых сфагновых болот. В черноземах под лесом отмечается более высокий (в особенности в первые пять лет) уровень поступления радионуклидов в минеральные слои, чем в гидроморфных почвах. Высокая интенсивность перераспределения радионуклидов в черноземных почвах под лесом связана, с одной стороны, с зоогенным фактором (в частности, с деятельностью дождевых червей), а с другой — со слабой удерживающей способностью подстилки. К настоящему времени в минеральные слои почв в зависимости от типа биогеоценоза мигрировало от 30 до 100% радионуклидов, причем наиболее интенсивно эти процессы протекают в почвах лиственных лесов лесостепи.

Таким образом, перераспределение радионуклидов в слоях подстилки и минеральной толще почв в лесных экосистемах характеризуется различной динамикой, протекает с неодинаковой интенсивностью и определяется различными процессами. В лесной подстилке — в основном за счет ежегодного поступления на ее поверхность относительно бо-

лее чистого растительного опада; в минеральной толще — в результате протекания миграционных процессов.

По предварительным прогнозам, через 15—20 лет после аварии на ЧАЭС в дальней части зоны загрязнения более 50% радионуклидов (считая по их общей активности) переместится в минеральные слои почвы. В системе растительный ярус—лесная подстилка—минеральная толща почв должно наступить состояние, близкое к равновесному. В то же время в 30-километровой зоне до 60—70% выпавших радионуклидов по-прежнему будет удерживаться в подстилке.

Корневое загрязнение

Через 2—3 года после аварии, когда процессы самоочищения в растительном ярусе лесных экосистем замедлились, источником корневого загрязнения для растений и грибов стала почва. Интенсивность поступления радионуклидов определяется целым комплексом факторов: особенностями пространственного распределения изотопов в корнеобитаемой толще, физико-хими-

ческими формами их нахождения в почве и соответственно биологической доступностью для растений, способностью вида к усвоению тех или иных элементов и форм их соединений. В связи с этим накопление радиоактивных веществ в напочвенном покрове различно и определяется, кроме всего прочего, еще и биомассой его компонентов. Наибольшая концентрация ^{137}Cs отмечается в грибах, мхах, лишайниках, затем в травянистой и кустарничковой растительности и наименьшая — в древесных породах. Однако из-за больших различий в биомассе этих компонентов их роль в распределении загрязнения в экосистеме различна.

Древесный ярус. Напомним, что сразу после аварии на всей территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению, распределение радионуклидов по структурным органам древесных пород было примерно одинаковым. Однако уже через год самый высокий уровень загрязнения отмечен в наружных слоях коры, особенно пород с трещиноватой и шероховатой поверхностью коры — дуба, ольхи, липы. В последующие годы распределение радионуклидов в органах

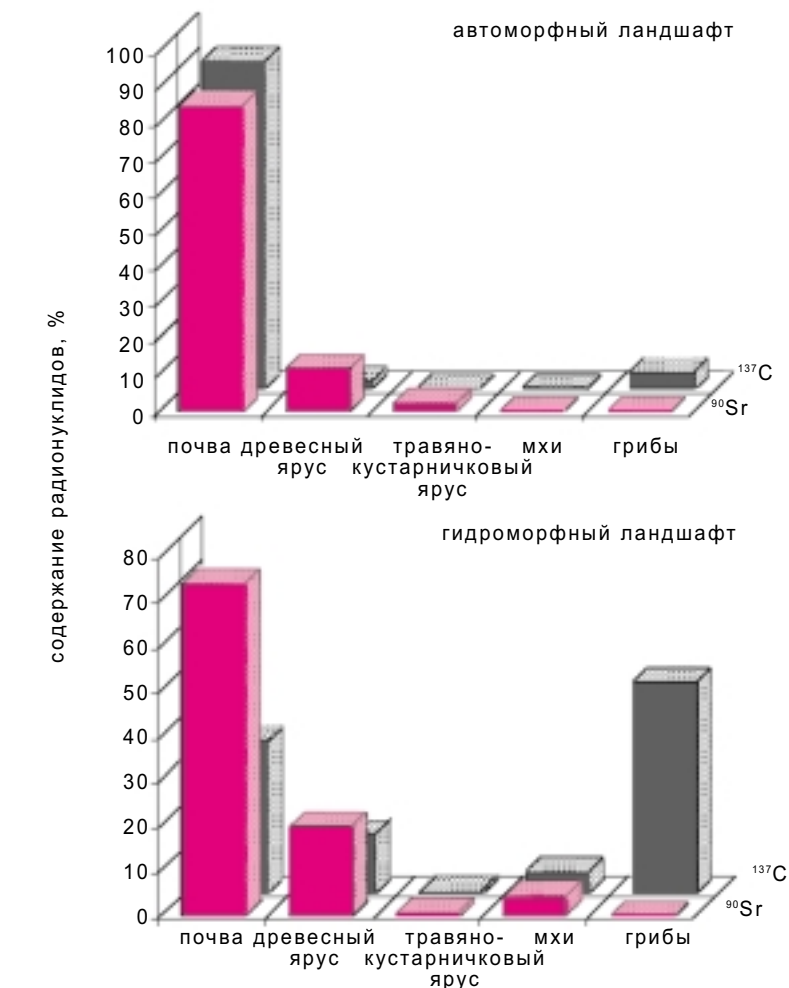


Накопление ^{137}Cs в растениях и грибах.

древесных пород менялось. Так, на всей территории содержание ^{90}Sr в органах, которые первоначально практически не были загрязнены, возрастало за счет корневого потребления. Содержание же ^{137}Cs со временем менялось по-разному в зависимости от почвенно-экологических условий и форм радиоактивных выпадений. На автоморфных почвах, особенно черноземах, определяющая роль в загрязнении древостоев сохраняется за структурными частями, подвергшимися внешнему загрязнению (наружными слоями коры). На гидроморфных и полугидроморфных почвах, а также 50-километровой зоне ЧАЭС, где отмечается растянутое во времени поступление доступных для растений радионуклидов из выпавших труднорастворимых частиц топливной компоненты, в общем загрязнении возрастает долевой вклад структур, загрязнение которых, как правило, определяется корневым поступлением (внутренних слоев коры, древесины и др.). При этом содержание радионуклидов в тканях, максимально загрязненных в первый послеаварийный период, заметно снижается.

Травяно-кустарничковый ярус и грибы. Как уже отмечалось, мхи накапливают радионуклиды почти в 10 раз больше, чем травянистые виды растений, и в два-три раза больше лишайников. Содержание ^{137}Cs у плауновых находится на уровне папоротников, а наименьшее накопление радионуклидов в напочвенном растительном покрове характерно для высших цветковых растений. Таким образом, мохово-лишайниковый покров — один из основных биогеохимических барьеров на пути вертикальной и горизонтальной миграции радионуклидов в лесных экосистемах.

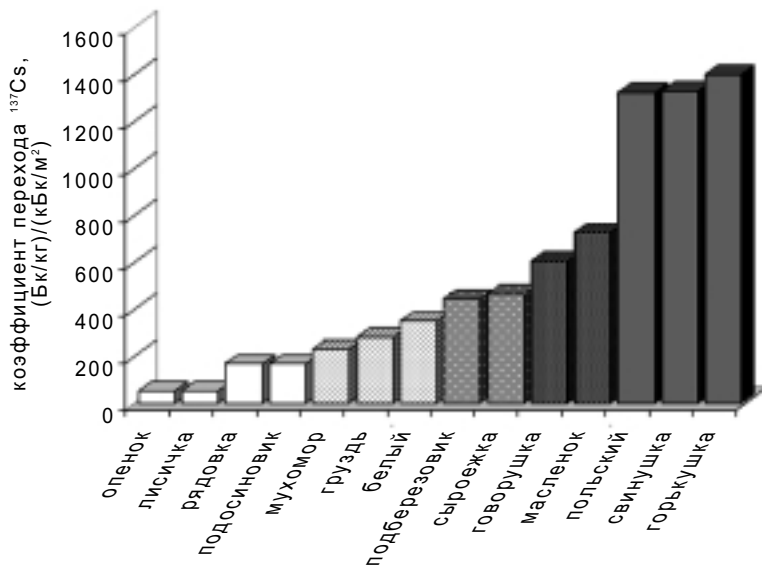
Среди доминирующих видов травянистых растений условно также можно выделить растения-концентраторы и дискриминаторы



Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам лесных экосистем различных ландшафтов (данные 1998 г.).

ры (не накапливающие радионуклиды). К первым относятся представители семейства папоротниковых, в частности орляк обыкновенный (*Pteridium aquilinum*), и лилейных: ландыш майский (*Convallaria majalis*), ко вторым — некоторые виды семейств зонтичных и лилейных: горчичник горный (*Peucedanum orioselinum*) и купена лекарственная (*Polygonatum officinale*). Особое положение в этом ярусе занимают растения-гигрофиты, которые накапливают в сотни раз больше радионуклидов, чем виды-концентраторы на автоморфных почвах.

Особую радиоэкологическую роль играют грибы. С одной стороны, они — накопители некоторых радионуклидов, с другой — пища для животных и человека. На всех этапах радиоактивного загрязнения лесов при прочих равных условиях в грибах накапливалось ^{137}Cs в 100—1000 раз больше, чем в других компонентах лесного ценоза. В первые годы «рекордсменами» среди них были гриб польский (*Xerocomus badius*), свинушка тонкая (*Paxillus involutus*) и горькушка (*Lactarius rufus*). Их сразу после аварии стали использовать в качестве биоиндикаторов радиоактивного за-



Накопление ¹³⁷Cs в плодовых телах высших грибов различных видов (данные 1993 г.).

грязнения. Однако спустя 15 лет после выпадений из выделенных ранее видов-накопителей только польский гриб в полной мере сохранил свои биоиндикаторные свойства. В настоящее время в число таких индикаторов может быть включен желчный гриб (*Tylophilus felleus*), однако до сих пор нет достоверных сведений об особенностях аккумуляции радионуклида на начальных этапах после выброса.

В то же время на протяжении всего поставарийного периода в значительно меньшей степени загрязнены опенок (*Armillariella mellea*), лисичка настоящая (*Cantharellus cibarius*) и рядовка серая (*Tricholoma portentosum*). Это связано с тем, что они развиваются на относительно чистых субстратах — живой или мертвой древесине (опенок) или листовом растительном опаде (лисичка, рядовка).

Интересно, что со временем накопление радионуклидов грибами снижается. Однако это снижение достаточно плавное: за прошедший после аварии период оно уменьшилось в 1.5—6 раз в зависимости от видовой принадлежности и типа биогеоценоза.

Миграция радионуклидов в системе почва—растение

Почвенные свойства практически полностью определяют миграцию радионуклидов в системе почва—растение в поставарийный период. Важный показатель, характеризующий биологическую доступность радионуклидов для растений, — коэффициент перехода (K_n): отношение удельной активности растений (Бк/кг) к плотности загрязнения почв (кБк/м²). При расчете этого показателя концентрация радионуклида в биомассе приводится к единице плотности загрязнения, что нивелирует влияние этого фактора и позволяет выявить зависимость накопления элементов от почвенно-экологических условий, видовых особенностей растений и других показателей.

На почвах разных типов коэффициент перехода радионуклидов в растения и грибы может варьировать от сотых долей (на автоморфных почвах) до сотен единиц (на гидроморфных торфяных). Это свидетельствует о том, что на автоморфных при достаточно высокой плотности загрязнения можно получить чис-

тую продукцию, в то время как на гидроморфных, в особенности торфяных почвах, при несравненно меньшей плотности загрязнения (около 1 Ки/км²) накопление радионуклидов в продукции превышает предельно допустимый уровень. С почвенными условиями в значительной степени связана также динамика корневого поступления радионуклидов. В целом в условиях автоморфных ландшафтов интенсивная необменная сорбция радионуклидов приводит к резкому снижению их поступления в растения с течением времени (и наиболее резко в первые годы после выпадений). Напротив, на гидроморфных торфяных почвах отмечается рост поступления радионуклидов в растения.

Геохимическая миграция радионуклидов

С инфильтрационной влагой мигрируют сотые—десяти доли процента радионуклидов в год от суммарного количества в отдельных слоях лесных почв (см. таблицу). При этом за пределы профиля выход радионуклидов с гравитационной влагой составляет не более сотых долей процента в год. Таким образом, очевидно, что почвы регулируют потоки радионуклидов не только в системе почва—растение, но и в системе почва—грунтовые воды.

Вместе с тем барьерные свойства почв по отношению к различным изотомам неодинаковы. Наиболее интенсивно сорбируется ¹³⁷Cs, причем в почвах практически всех типов, за исключением торфянистых. ⁹⁰Sr и ¹⁰⁶Ru задерживаются в почве в значительно меньшей степени, а в хвойных лесах слабо. Это характерно для плутония, и так как у некоторых его изотопов период полураспада составляет десятки—сотни тысяч лет, вероятность значимого загрязнения данными элементами грунтовых вод может представлять особую экологическую опас-

ность.

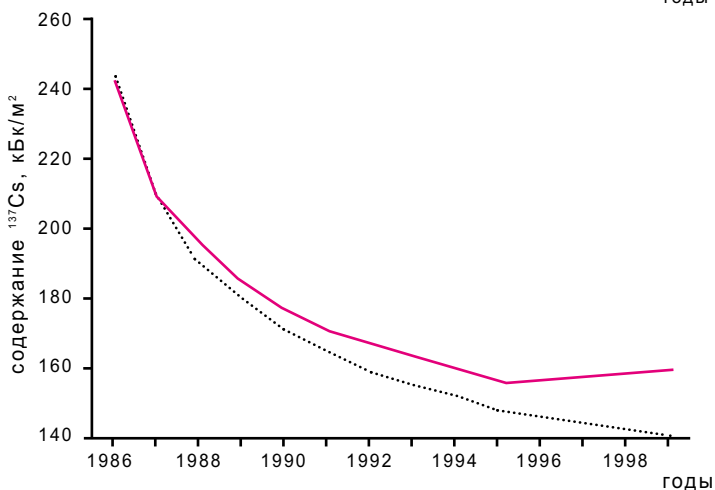
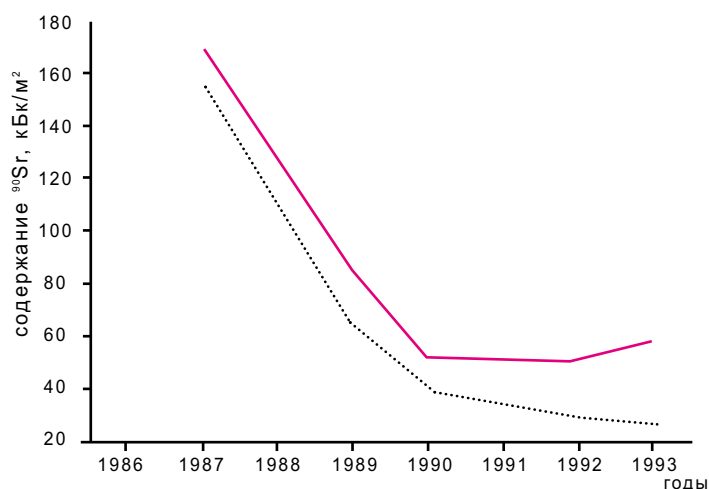
В лесных ландшафтах практически не выражена горизонтальная миграция радионуклидов с поверхностным и внутрипочвенным стоком. Межландшафтное перераспределение радионуклидов по истечении почти 15 лет после чернобыльского выброса не превышает 15%, что находится на уровне ошибки определения. Тем не менее о наличии процесса перераспределения радионуклидов между ландшафтами свидетельствует постоянное уменьшение плотности загрязнения элювиальных и соответствующее возрастание плотностей загрязнения аккумулятивных ландшафтов. В экологическом плане отсутствие значимого межландшафтного перераспределения радионуклидов указывает на локализацию выпадений в пределах территории первичного загрязнения. Это позволяет утверждать, что расширение зоны первичного загрязнения и образование зон вторичного загрязнения в лесных ландшафтах не происходит.

* * *

При возрастающих техногенных нагрузках на биосферу экологическую роль лесных экосистем трудно переоценить. Помимо более высокой аккумуляции радиоактивных выпадений по сравнению с другими экосистемами и сдерживания вертикальных и горизонтальных потоков радионуклидов за пределы зоны первичного загрязнения лесные биогеоценозы регулируют миграционные потоки в системе почва—растение—человек (продукция лесного хозяйства — одно из звеньев трофической цепи поступления радионуклидов к животным и человеку). Все проведенные в поставарийный период исследования свидетельствуют о первостепенном влиянии на миграционные потоки радионуклидов именно природных факторов (в особенности свойств почв). Все известные

Миграция радионуклидов в почвах с нисходящим потоком влаги (по данным 1991 г.)

Слой, см	Радионуклиды, отн. ед.				
	¹⁴⁴ Ce	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁰⁶ Ru	⁹⁰ Sr
Широколиственно-сосновый лес, 28 км от ЧАЭС					
0—5	-	0.077	0.056	0.364	0.10
0—10	-	0.016	0.024	0.265	0.02
0—20	-	0.054	0.017	-	0.02
Черноольшатник, 28 км от ЧАЭС					
0—5	-	0.067	0.128	-	0.07
0—10	-	0.067	0.088	-	0.02
0—20	-	0.093	0.112	-	0.01
Сосняк, 10 км от ЧАЭС					
0—5	0.15	0.1	0.11	0.52	0.92
0—10	0.06	0.05	0.06	0.67	0.57
0—20	0.01	0.01	0.01	0.14	0.17
Широколиственно-сосновый лес, 6 км от ЧАЭС					
0—5	0.078	0.108	0.115	0.095	0.11
0—10	0.003	0.024	0.025	0.031	0.03
0—20	0.001	0.003	0.003	0.019	0.03
0—30	-	0.002	0.002	0.014	0.02



Динамика перераспределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в геохимически сопряженных лесных ландшафтах: аккумулятивном (цветная кривая) и элювиальном.

мероприятия по предотвращению миграции радионуклидов за пределы зон загрязнения и в системе почва—растение снизили миграционные потоки радионуклидов только в несколько раз — в то время как природные факторы могут снижать эти потоки в 100 и более раз. ■

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований. Проект 00-04-48024.

Литература

1. *Пастернак П.С., Молодков П.И., Кучма Н.Д. и др.* Радиационно-экологические аспекты ведения сельского хозяйства на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб., 1993. Т.2. С.282—286.
2. *Стыро С.Д., Филистович В.И.* // Физика атмосферы (Вильнюс). 1990. №5.
3. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М., 1977.
4. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М., 1972.
5. *Хэнсон У.С.* Трансурановые элементы в окружающей среде. М., 1985.
6. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М., 1999.
7. *Егоров Ю.А., Казаков С.В., Панкратьев Ю.В. и др.* Радиоактивное загрязнение экосистем в зоне аварии на Чернобыльской АЭС в 1986—1987 гг. // Экология регионов атомных станций. М., 1994. Вып.2. С.205—231.
8. *Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Мамихин С.В., Сидоров В.П.* Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне ЧАЭС // Итоги двухлетней работы по ЛПА на Чернобыльской АЭС. Чернобыль, 1989. Т.4. С.99—103.