

УДК 631.438.2:574.4 **ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ <sup>137</sup>Cs В ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС**

*С. В. Мамихин, Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов*

По результатам исследований в 30-км зоне аварии ЧАЭС в 1986–1990 гг. проведен анализ развития процессов миграции радионуклидов и выявлены факторы, определяющие направление и интенсивность перераспределения <sup>137</sup>Cs по компонентам лесных биогеоценозов в зоне аварии. Приведены данные, количественно характеризующие динамику цезия в растительности и почве.

Наиболее опасными в биологическом аспекте загрязнителями, поступившими в биосферу при аварии, являются долгоживущие радиоактивные изотопы стронция и цезия. Являясь химическими аналогами элементов-биофилов, эти радионуклиды включаются в биологический круговорот и обуславливают долговременную дозовую нагрузку на биоту лесов и человека. Их способность поступать в растительность корневым путем и включаться как в покровные, так и внутренние ткани исключает возможность дезактивации лесной продукции методами, применяемыми при внешнем загрязнении. Интенсивная миграция радионуклидов стронция и цезия затрудняет прогнозирование их перераспределения после поступления в экосистемы.

Имеется обширная информация по выпадениям радионуклидов на лесные экосистемы в результате испытаний атомного оружия, а также при авариях на АЭС и предприятиях, связанных с переработкой и хранением ядерного топлива и отходов (Тихомиров и др., 1976; Тихомиров, 1976; Медник и др., 1981; Кривоуцкий и др., 1988; Романов и др., 1990). Однако лесорастительные условия, почвенный и растительный покровы изучаемого нами региона резко отличаются. В выпадениях аварии 1986 г. доминирует <sup>137</sup>Cs, динамика которого в лесных экосистемах практически не изучена.

Исследования, проводимые нами с 1986 г. в лесах, 30-км зоны ЧАЭС и на прилегающих территориях, загрязненных в результате аварии, позволили получить данные по динамике содержания радионуклидов цезия, церия, рутения в растительности и почве и выявить факторы, которые оказывают определяющее влияние на процессы перераспределения этих радионуклидов по компонентам наземных экосистем.

Табл 1. Характеристика стационарных пробных площадей

| Участок              | Расстояние и расположение относительно ЧАЭС                  | Тип биогеоценоза  | Тип ландшафта   |
|----------------------|--|---|---|
| Д1<br>Д2<br>Д3<br>Д4 | 28,5 км на юг<br>27 км на юг<br>26 км на юг<br>25,5 км на юг | Дитяткинское лесничество<br>Смешанный лес (5ДЗС2Б)<br>Смешанный лес (7Б2Д1Ос)<br>Черноольшанник (5Ол4Б1С)<br>Заболоченный луг | Элювиальный<br>Транзитно-аккумулятивный<br>Аккумулятивный<br>Аккумулятивный |
| Ч1<br>Ч2             | 5,2 км на юго-запад<br>5,9 км на юго-запад                   | Чистоголовское лесничество<br>Сосняк (10С)<br>Сосняк (10С)  | Транзитно-аккумулятивный<br>Транзитный                                      |
| Ш1                   | 6 км на запад  | Новошепеличское лесничество<br>Смешанный лес (8С2Б+Ос)  | Элювиальный   |

В качестве объектов исследования на территории зоны были выбраны участки, характеризующиеся широким спектром плотности загрязнения, гидрологического режима и видового состава. На границе 30-км зоны (так называемая ее дальняя часть), в Дитяткинском лесничестве, опытные участки составляют геохимически сопряженный профиль, включающий в себя наиболее типичные для Украинского Полесья элементарные ландшафты. В ближней части зоны (до 7 км от реактора) пробные площадки заложены в Новошепеличском и Чистоголовском лесничествах (табл. 1). Почвы элювиальных ландшафтов – дерново-слабоподзолистые песчаные, аккумулятивных – торфянисто-глеевые песчаные оподзоленные и аллювиальные лугово-болотные.

На участках проводили отбор проб почвы, древесной и травянистой растительности. Почву отбирали послойно через 1 см до глубины 15 см, а затем с шагом в 5 см до глубины проникновения радионуклидов. По результатам лесотаксационного описания выбирали модельные деревья, которые спиливали и разделяли на следующие структурные части: прирост хвои на текущий год, старая хвоя, листва, ветви крупные и мелкие, генеративные органы (шишки, сережки, желуди) – равномерно по кроне. Кору наружную (мертвые покровные

ткани, кутикула, эпидерма, пробка) и внутреннюю (флоэма), древесину (в целом и с последующим разделением на заболонь и ядро) брали на разной высоте ствола – у комля, в середине и вершине, пробы травянистой растительности отбирали укосами и по видам-доминантам. Пробы измельчали, высушивали до абсолютно сухого состояния и размалывали до однородной массы. Образцы анализировали на содержание  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  и выборочно –  $^{90}\text{Sr}$ . В целях сравнения данных, полученных на участках с разной плотностью загрязнения, рассчитывали так называемые нормированные концентрации, т. е. отношение удельной активности (в нКи/кг абсолютно сухой массы) к плотности загрязнения данной территории  $^{137}\text{Cs}$  (в Ки/км<sup>2</sup>).

В загрязненных лесах наиболее динамично происходит перераспределение радионуклидов между древесным ярусом и почвой. Перераспределение  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{95}\text{Zr}$  и  $^{106}\text{Ru}$  между этими основными подсистемами лесных биогеоценозов зоны сводится в основном к чисто механическому переносу с поверхности растений в почву при естественной дезактивации. К тому же они вместе с  $^{134}\text{Cs}$  относятся к среднеживущим радионуклидам, что делает их менее значимыми объектами изучения. В отличие от них долгоживущий  $^{137}\text{Cs}$  является химическим аналогом элемента-биофила калия, он включается в обменные процессы растений, а затем в пищевые цепи. Поэтому он считается наряду со  $^{90}\text{Sr}$  наиболее опасным радиоактивным загрязнителем компонентов биосферы.

Таблица 2

Динамика распределения  $^{137}\text{Cs}$  по компонентам лесного биогеоценоза в автоморфном ландшафте Дитяткинского лесничества (в числителе – запас, Ки/км<sup>2</sup>, в знаменателе – % от суммарного запаса в биогеоценозе)

| Год  | Хвоя, листья | Древесина ствола | Кора       | Ветви      | Вся надземная фитомасса | Почва (0–15см) | Плотность загрязнения, Ки/км <sup>2</sup> |
|------|--------------|------------------|------------|------------|-------------------------|----------------|---|
| 1986 | 0,420/6,69   | 0,108/1,72       | 0,31/4,92  | 0,271/4,3  | 1,11/17,8               | 5,13/82,2      | 6,24                                      |
| 1987 | 0,053/0,85   | 0,09/1,45        | 0,18/2,9   | 0,174/2,81 | 0,497/9,5               | 5,6/90,3       | 6,1                                       |
| 1988 | 0,057/0,92   | 0,04,8/0,77      | 0,18/2,9   | 0,087/1,4  | 0,372/5,8               | 5,84/94,2      | 6,2                                       |
| 1989 | 0,026/0,51   | 0,036/0,71       | 0,174/3,48 | 0,059/1,18 | 0,294/5,0               | 4,75/95,0      | 5,0                                       |
| 1990 | 0,011/0,22   | 0,021/0,4,1      | 0,156/3,06 | 0,053/1,04 | 0,241/4,7               | 4,87/95,3      | 5,1                                       |

Таблица 3

Динамика распределения  $^{137}\text{Cs}$  по компонентам лесного биогеоценоза в автоморфном ландшафте Ново-Шепеличского лесничества (в числителе – запас, Ки/км<sup>2</sup>, в знаменателе – % от суммарного запаса в биогеоценозе)

| Год  | Хвоя, листья | Древесина ствола | Кора      | Ветви      | Вся надземная фитомасса | Почва (0–15см) | Плотность загрязнения, Ки/км <sup>2</sup> |
|------|--------------|------------------|-----------|------------|-------------------------|----------------|---|
| 1987 | 0,803/0,07   | 0,307/0,02       | 2,04/0,17 | 0,555/0,04 | 3,7/0,3                 | 1230/99,7      | 1233,7                                    |
| 1988 | 0,374/0,03   | 0,346/0,03       | 1,89/0,16 | 0,194/0,02 | 2,8/0,23                | 1189/99,8      | 1191,8                                    |
| 1989 | 1,51/0,18    | 1,48/0,18        | 1,51/0,18 | 0,508/0,06 | 5,0/0,59                | 839/99,4       | 844,0                                     |
| 1990 | 2,2/0,28     | 5,63/0,72        | 4,18/0,54 | 1,18/0,15  | 13,2/1,69               | 767/98,3       | 780,2                                     |

Изотопы цезия в настоящее время доминируют в радионуклидном составе загрязнения растительного покрова, а в травянистой и компонентах древесной растительности, которые не подвергались непосредственному внешнему загрязнению (древесина, луб) или полностью обновились за время, истекшее с момента аварии (ассимилирующие и генеративные органы), их вклад в суммарную гамма-активность достигает 100%.

Анализ полученной информации показал, что на динамику радиоцезия оказывают влияние следующие факторы: дисперсность выпавших частиц, увлажненность ландшафта и связанный с этим тип почв, возрастной состав древостоя.

Основным фактором, который определяет динамику распределения  $^{137}\text{Cs}$  по компонентам экосистем, является дисперсность выпадений, о чем свидетельствуют данные за, 1986–1990 гг. по абсолютному и относительному вкладу компонентов лесных экосистем в суммарное загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  территории, прилегающей к границе зоны (табл. 2), и пробной площади, находящейся недалеко от ЧАЭС (табл. 3).

Древесным ярусом леса в зоне ЧАЭС первоначально было задержано 60–90% радиоактивных выпадений. Последующее самоочищение крон в дальней части 30-км зоны снизило этот вклад к августу 1986 г. до 17–18%, а к июлю 1987 г. – до 9–10%. Более быстрыми темпами происходило самоочищение древесного яруса в ближней части зоны, где выпали более крупные топливные частицы. К августу г. содержание  $^{137}\text{Cs}$  в

надземной части древостоя здесь составило лишь 0,3% общей плотности загрязнения. Но в последующий период отмечается обратный процесс – резкое увеличение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в древесной растительности, которое к 1990 г. достигло 1,7%. Об этом также свидетельствуют данные по динамике содержания  $^{137}\text{Cs}$  в хвое на другом участке ближней части зоны (табл. 4).

Таблица 4

Динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в хвое сосны разных возрастов в 1989–1990 гг. (в числителе – нКи/кг, в знаменателе – %)

| Участок, шифр             | Отбор проб в 1989 г. |              |              | Отбор проб хвои 1990 г. |
|---------------------------|----------------------|--------------|--------------|-------------------------|
|                           | Хвоя 1986–1987 гг.   | Хвоя 1988 г. | Хвоя 1989 г. |                         |
| Лелевское лесничество, К5 | 360/52               | 350/74       | 1200/84      | 2100/88                 |
| Чистогаловка, Ч1:         |                      |              |              |                         |
| сосна старая              | 160/59               | 180/63       | 590/84       | –                       |
| сосна молодая             | 120/70               | 130/67       | 430/84       | –                       |
| Н. Шепеличи, Ш2           |                      | –            | 260/84       | 330/87                  |
| Чистогаловка, Ч2          | 80/57 94/76          | 86/79        | 330/84       | 850/88                  |

Такое различие в динамике  $^{137}\text{Cs}$  в дальней и ближней частях 30-км зоны аварии объясняется следующим образом. Мелкодисперсные частицы хорошо удерживаются на поверхности растительного покрова, что снижает интенсивность и степень его самоочищения. В то же время в почве радионуклиды в составе этих частиц подвержены сравнительно быстрому выщелачиванию, что проявляется в относительно высокой доступности радионуклидов для корневых систем растений сразу же после попадания частиц в почву. Это и обусловило более высокий относительный уровень загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  растительности на границе 30-км зоны в первые годы после аварии.

В ближней части зоны большая часть крупнодисперсных частиц, задержанных на кронах деревьев, относительно быстро переместилась на поверхность лесной подстилки и дезактивация крон была более полной, чем в дальней ее части. Выщелачивание радионуклидов из этих частиц под воздействием атмосферных осадков и органических кислот происходило медленно. Таким образом, на первом этапе крупные частицы играли роль депо  $^{137}\text{Cs}$  с задержкой включения его в биологический круговорот. В последующие годы этот процесс ускорился, что и отражается в увеличении концентрации радионуклида в структурных частях древесных растений. В настоящее время в ближней части 30-км зоны доминирует корневое поступление. Это объясняется тем, что радионуклиды цезия, поступающие в почву при постепенном выщелачивании из топливных частиц, перехватываются растительностью до того, как они закрепятся в почве.

Вторым по значению фактором, определяющим направление и скорость перераспределения  $^{137}\text{Cs}$ , является увлажненность экотопа. Содержание цезия в структурных частях растительности, произрастающей в более влажных местах, при прочих равных условиях, как правило, выше, чем на суходолах. Избыточное увлажнение экотопа, гидроморфность почв в экосистемах увеличивают биологическую доступность этого радионуклида растениям, что особенно заметно при сравнении соответствующих полевых данных, полученных при исследовании геохимически сопряженных ландшафтов различных типов.

Таблица 5

Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в ассимилирующих органах, древесине и внутренней коре в ландшафтах Дитяткинского лесничества с разной степенью гидроморфности (за единицу принята концентрация в элювиальном ландшафте)

| Тип ландшафта, участок | Листва, хвоя |         | Древесина ствола |         | Кора внутренняя |         |
|------------------------|--------------|---------|------------------|---------|-----------------|---------|
|                        | 1989 г.      | 1990 г. | 1989 г.          | 1990 г. | 1989 г.         | 1990 г. |
| Береза                 |              |         |                  |         |                 |         |
| Элювиальный, Д1        | 1            | 1       | 1                | 1       | 1               | 1       |
| Транс-элювиальный, Д2  | 1,7          | 1,5     | 0,7              | 1,1     | 1,6             | 1,4     |
| Аккумулятивный, Д3     | 10           | 26      | 3                | 11      | 4,7             | 12      |
| Дуб                    |              |         |                  |         |                 |         |
| Элювиальный, Д1        | 1            | 1       | 1                | 1       | 1               | 1       |
| Транс-элювиальный, Д2  | 1,2          | 1,9     | 1,1              | 2,1     | 1,4             | 3,8     |

Нормированные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в различных видах травянистых растений в 1989–1990 гг. (нКи/кг сухой массы/Ки/км<sup>2</sup>)

| Виды растений      | 1989 г. |     |      |     | 1990 г. |     |     |
|--------------------|---------|-----|------|-----|---------|-----|-----|
|                    | Д1      | Д2  | Д3   | Д4  | Д1      | Д3  | Д4  |
| Злаки (смесь)      | 5,1     | 7,1 | 74,5 | 181 | 5,5     | 89  | 111 |
| Костяника (листья) | 8,4     | 5,9 | 41,2 | –   | 4,3     | 48  | –   |
| Папоротники        | 8,2     | 7,5 | 192  | –   | 4,9     | 285 | –   |
| Иван-да-Марья      | 9,9     | –   | 88,2 | –   | 3,3     | 92  | –   |

В табл. 5 приведены относительные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в тех структурных частях березы и дуба, которые защищены от радиоактивных выпадений и, следовательно, их загрязнение обусловлено в основном корневым поступлением радионуклидов. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в пробах березы и дуба на элювиальном ландшафте приняты за единицу. Плотность загрязнения участков практически одинакова, протяженность геохимического профиля 2 км, т.е. дисперсность выпадений тоже примерно одинакова, если учесть, что данная территория удалена от реактора на 25 – 30 км. Из таблицы видно, что существует устойчивая закономерность повышения концентрации радиоцезия в растительности при удалении от водораздела вниз по профилю и увеличении увлажненности ландшафта, причем в 1990 г. эта взаимосвязь усиливается.

Гидрологический режим и связанная с ним гидроморфность почвы оказывают сильное влияние и на содержание  $^{137}\text{Cs}$  в травянистой растительности (табл. 6). В рамках геохимически сопряженных ландшафтов при повышении увлажненности экотопа по мере удаления от стают, их значения в растениях одних и тех же видов в аккумулятивных ландшафтах (Д3, Д4) в десятки раз выше, чем в элювиальных (Д1, Д2). водораздела (Д1–Д2–Д3–Д4) нормированные концентрации возрастают, их значения в растениях одних и тех же видов в аккумулятивных ландшафтах (Д3, Д4) в десятки раз выше, чем в элювиальных (Д1, Д2).

Немаловажным фактором, оказывающим влияние на степень загрязнения древостоя  $^{137}\text{Cs}$  и его перераспределение по структурным компонентам древесной растительности, является возраст деревьев. Сравнительный анализ данных по содержанию радиоцезия в структурных частях сосны разного возраста свидетельствует о более высоком уровне загрязнения фитомассы более молодых особей (табл. 7). Эта закономерность проявилась в 1989 г. на одном из участков ближней части зоны (Ч1), но тогда разница в концентрациях была выражена относительно слабо, а по наружной коре и хвое практически отсутствовала. В 1990 г. (участок 42) различия в концентрации  $^{137}\text{Cs}$  по всем структурным частям в зависимости от возраста деревьев сосны существенно возросли. По хвое, древесине, внутренней коре, ветвям кратность этих различий составляет 2,5 – 3,5. По наружной коре расхождение менее значительное, что обусловлено сохраняющимся наружным загрязнением, маскирующим корневое поступление.

| Возрастная категория         | Хвоя (прирост текущего года/старая хвоя) | Древесина ствола | Кора     |            | Ветви   |        |
|------------------------------|--|------------------|----------|------------|---------|--------|
|                              |  |                  | наружная | внутренняя | крупные | мелкие |
| Чистоголовка, уч. 1, 1989 г. |  |                  |          |            |         |        |
| Старая                       | 590/160                                  | 14               | 563      | 183        | 100     | 110    |
| Молодая                      | 430/120                                  | 36               | 617      | 329        | 630     | 200    |
| Чистоголовка, уч. 2, 1990 г. |  |                  |          |            |         |        |
| Старая                       | 850/280                                  | 65               | 730      | 610        | 110     | 250    |
| Молодая                      | 2600/830                                 | 170              | 1060     | 1670       | 410     | 620    |

Наблюдаемые различия в распределении радионуклидов цезия в структурных частях сосны, связанные с возрастом деревьев, объясняются, во-первых, более высоким вкладом образовательных (меристематических) тканей, обогащенных цезием, в фитомассу структурных частей молодых деревьев по сравнению со старыми. Преимущественно в эти ткани поступают радионуклиды цезия из почвы через корни. Во-вторых, для молодых деревьев характерно более поверхностное расположение корневой системы в почве, следовательно, они получают большую долю элементов питания, а вместе с ними и  $^{137}\text{Cs}$  из верхнего загрязненного слоя почвы по сравнению с деревьями старшего возраста.

В заключение еще раз выделим определяющее влияние на динамику содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах

лесных экосистем следующих факторов: дисперсность выпавших частиц, гидрологический режим биогеоценоза и связанный с ним тип почвы, возраст древостоя, и опишем ситуацию, сложившуюся в 1990 г.

Влияние различий в дисперсности выпавших частиц, которое особенно ясно проявлялось в начальный период (1986–1987 гг.) в пониженной биологической доступности радионуклидов в ближней части зоны по сравнению с дальней, к 1990 г. значительно ослабло, и нормированные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в надземной фитомассе при одинаковых лесорастительных условиях выравнялись по всей территории зоны. Гидроморфность ландшафта и в 1990 г. определяла скорость вертикальной миграции радионуклидов в почве и биологическую доступность цезия в корнеобитаемом слое почвы. Эти показатели имеют наивысшее значение в почвах гидроморфных ландшафтов, где в больших количествах присутствуют органические вещества и мало глинистых минералов. Поэтому в таких почвах цезий обладает повышенной подвижностью.

Возрастные особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  в надземной части древесной растительности в 1990 г. по сравнению с предыдущим годом углубились: во всех структурных частях молодых деревьев по сравнению со старыми отмечены более высокие концентрации.

В 1990 г. в дальней части 30-км зоны вклад растительности в суммарное загрязнение биогеоценоза радиоцезием по сравнению с 1989 г. практически оставался неизменным (5 и 4,7% соответственно в 1989 и 1990 гг.). В ближней части произошло повышение этого вклада почти в 3 раза – с 0,6 до 1,7%. В связи с этим можно полагать, что в распределении  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозах 30-км зоны с течением времени устанавливается квазистационарное состояние. В автоморфных ландшафтах дальней части зоны оно уже достигнуто, а в ближней можно ожидать установления этого равновесия в ближайшие годы (см. табл.2, 3). В аккумулятивных ландшафтах продолжительность периода достижения равновесия -увеличивается в силу их геохимических особенностей (возможность поступления извне, переувлажненность почв и т.д.).

Московский госуниверситет  
имени М. В. Ломоносова

Поступила в редакцию  
26 марта 1991 г.

#### ЛИТЕРАТУРА

- Кривоуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Покаржевский А.Д., Таскаев А.И. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз.– М.: Наука, 1988.– 240 с.
- Медник И. Г., Тихомиров Ф.А., Прохоров В.М., Карабань Р.Т. Модель миграции Sr-90 в молодых березовых и сосновых лесах. – Экология, 1981, № 1, с. 40 – 45.
- Романов Г.Н., Спирин Д.А., Алексахин Р.М. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде. – Природа, 1990, № 5, с. 53 – 58.
- Тихомиров Ф.А., Санжарова Н.А., Смирнов Е.Г. Накопление Sr-90 дикорастущими растениями лугового и лесного биогеоценозов. – Лесоведение, 1976, № 2, с. 22–27.
- Тихомиров Ф.А. Вопросы радиоэкологии леса. – В кн.: Вопросы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976, с. 70-85.