

УДК 574::539.1.04.4+631.438.2

## РОЛЬ МАКРОМИЦЕТОВ КАК НАКОПИТЕЛЕЙ $^{137}\text{Cs}$ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

© 2012 г. С. В. Мамихин\*

*Факультет почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, Москва*

Рассматривается один из дискуссионных вопросов лесной радиоэкологии – роль макромицетов в аккумуляции радионуклидов цезия в наземных экосистемах. Излагаются основные позиции исследователей, работающих в этой области, и сопоставляется их аргументация по данному вопросу. Приведены результаты сравнительного анализа литературных данных по содержанию  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии грибов. При рассмотрении поведения в грибах привлекается также аналогичная информация по поведению его химического аналога – калия, материалы по физиологии грибов и влиянию физико-химических процессов, проходящих в почвах, на поведения этого радионуклида.

*Радиоэкология, радиоактивное загрязнение,  $^{137}\text{Cs}$ , макромицеты.*

Одной из наиболее интересных и актуальных задач радиоэкологии является оценка распределения техногенных радионуклидов по компонентам экосистем. В настоящее время роль основных компонентов биоты лесных экосистем, доминирующих по биомассе, в накоплении в достаточной степени определена. Однако в этой области еще существует весьма ощутимые пробелы, в частности, это касается вклада грибов, и в первую очередь – макромицетов. Мы пытались в 1998 г. оценить имеющиеся в этом направлении достижения, однако достоверной информации в то время было еще недостаточно [1]. С тех пор ситуация существенно изменилась, усовершенствовались методики проведения исследований в этой области, и появился ряд весьма интересных работ, в том числе содержащих прямые данные по загрязнению  $^{137}\text{Cs}$  плодовых тел и мицелия грибов. Это позволяет по-новому взглянуть на проблему.

Следует сказать, что хотя биомасса плодовых тел грибов может быть относительно невелика, запасы их мицелия в почве достигают больших значений. Например, при биомассе карпофоров макромицетов в 1–2 кг/га запас мицелия может достигать 300–400 кг/га и более [2], приближаясь по величине к биомассе травянистых растений в лесах средней полосы. При таком различии биомасс этих двух фракций грибов определяющее значение имеют методы, используемые для расчета запаса  $^{137}\text{Cs}$  в грибах в целом. Безусловно, лучшим вариантом было бы использование полученных экспериментальным путем коэффициен-

тов перехода радионуклида из субстрата, на котором произрастают грибы, как в плодовые тела, так и в мицелий. Однако, если для плодовых тел определение данного параметра – задача достаточно простая, то мицелий представляет собой очень сложный объект изучения. Чрезвычайная трудоемкость отделения мицелия от почвы и корневых систем растений, отбора количества материала, достаточного для измерения, и дальнейшей обработки проб для анализа подтолкнула исследователей к использованию альтернативного способа расчета. Олсен и др. [3] предложили считать, что плодовые тела грибов и мицелий имеют одинаковую удельную активность по  $^{137}\text{Cs}$ , и применять для расчетов суммарного вклада высших грибов в общее загрязнение экосистем коэффициент перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в плодовые тела макромицетов. Этот способ расчета весьма удобен, поскольку избавляет исследователя от необходимости определять коэффициенты перехода радионуклида в мицелий, и он стал достаточно широко использоваться при оценке запасов в компонентах лесных экосистем. Однако при таком методе расчета предполагаемый вклад макромицетов может достигать 30–40% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  в экосистеме, что, например, многократно превышает вклад наземной части растительного покрова. Очевидно, что в данном случае ключевым моментом является соотношение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии макромицетов.

Одним из условий, которые могут облегчить рассмотрение данного вопроса, является учет морфофизиологических особенностей макромицетов. Поэтому нелишним будет, как нам кажется, упомянуть здесь некоторые из них. Как из-

\* Адресат для корреспонденции: 119992 Москва, Воробьевы Горы, МГУ им. М.В. Ломоносова, фак-т почвоведения; тел.: (495) 939-50-09; e-mail: svmamikhin@mail.ru.

вестно, у высших грибов выделяют две главных составных части — вегетативное тело или таллом и плодовые тела. Таллом состоит из гифов, микроскопических ветвящихся нитей, совокупность которых называется мицелием. Плодовые тела грибов, представляющие собой хорошо видимую невооруженным глазом часть гриба, также образованы сплетением гиф. Они служат для защиты и распространения спор. Споры высших грибов развиваются на гимении, тонком слое на поверхности плодового тела, содержащем органы спороношения (базидии или аски) и находящемся, например у макромицетов, на пластинках или трубочках шляпок грибов [4].

Отметим также, что по способу получения необходимых им веществ грибы относятся к осмотрофным организмам, которые питаются в основном веществами, находящимися в почвенном растворе. Важным показателем здесь является осмотическое давление, т.е. избыточное внешнее давление, которое необходимо приложить к раствору, чтобы противодействовать поступлению в него извне растворителя через разделяющую их полупроницаемую мембрану. Осмотрофные организмы являются гиперосмотрическими, т.е. их осмотическое давление существенно выше, чем давление окружающей их среды. Ионы необходимых химических элементов при этом поглощаются организмом активно, а вода поступает через биологические мембраны пассивно, в соответствии с осмотическим градиентом. Причем химический аналог цезия калий всасывается даже тогда, когда его внутренняя концентрация в 5000 раз больше наружной [4, 5].

Прямых данных по поведению  $^{137}\text{Cs}$  в грибах не так много, как хотелось бы, поэтому в ходе обсуждения мы будем использовать по мере необходимости также аналогичные данные о поведении его химического аналога — калия.

## ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Время удерживания и интенсивность поглощения $^{137}\text{Cs}$ грибами*

Очень важный вопрос — как долго и насколько прочно фиксируют радионуклиды цезия высшие грибы. Известно, что калий встречается в грибах в форме ионов, непрочно связанных с протоплазмой, частично в виде солей органических кислот. Именно благодаря такой форме присутствия и высокой подвижности он почти полностью извлекается из живых тканей водой. Это же свойственно и  $^{137}\text{Cs}$ . Поэтому главной рекомендуемой населению мерой, способствующей снижению его содержания в плодовых телах грибов, является водная обработка — вымачивание и (или) вываривание [6], а стандартная лабораторная методика экстракции  $^{137}\text{Cs}$  из карпофоров основана на

использовании вымачивания в воде с температурой до  $80^\circ\text{C}$  [7]. Отметим, что мы также столкнулись на практике с этим явлением при подготовке образцов в ходе исследования содержания  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах грибов в 30-километровой зоне отчуждения аварии на Чернобыльской АЭС [8].

Время существования плодовых тел макромицетов составляет несколько дней, а затем они начинают отмирать и разлагаться, если не потребляются насекомыми, животными или человеком за этот период. В свою очередь, запасы мицелия грибов подвержены сильным сезонным колебаниям. Так, было показано, что от лета к осени биомасса мицелия в горизонтах почв Окского заповедника под разными типами экосистем снижается в несколько раз [9], т.е. происходит процесс интенсивного отмирания мицелия. При отмирании как плодовых тел, так и мицелия содержащийся в них  $^{137}\text{Cs}$  поступает в почву, где частично опять поглощается мицелием и корневыми системами растений, а также перехватывается почвенно-поглощающим комплексом. Существенная часть его практически необменно фиксируется глинистыми минералами, причем с течением времени доля фиксированного  $^{137}\text{Cs}$ , по данным ряда исследователей, достигает в некоторых почвах 90% и более (см., например, [10–12]).

Таким образом, важнейшим фактором, препятствующим многолетнему удержанию  $^{137}\text{Cs}$  мицелием грибов, является так называемое “старение” радионуклидов, т.е. постепенный переход его в практически недоступную для грибов и растений форму [13]. Это связано, в первую очередь, с включением радионуклида в кристаллическую решетку глинистых минералов, что влечет за собой прогрессирующее снижение его биологической доступности. Так, например, в полевых экспериментах было показано, что после однократного внесения  $^{137}\text{Cs}$  в выщелоченный тяжелосуглинистый чернозем содержание в почве в доступной для растений обменной форме и его содержание в опытных сельскохозяйственных культурах за 5 лет снизилось более чем в 2 раза [14]. Факт снижения биологической доступности  $^{137}\text{Cs}$  грибам в результате перехода в недоступную биоте форму подтверждается данными о неуклонном снижении с течением времени уровня загрязнения плодовых тел грибов радионуклидами цезия со скоростью, намного опережающей скорость радиоактивного распада [15, 16].

Сравним кривую многолетней динамики содержания  $^{137}\text{Cs}$  чернобыльского происхождения в карпофорах макромицетов с аналогичной динамикой в растениях, произрастающих в схожих экотопах. Можно отметить, что она, как правило, очень близка по форме и срокам достижения максимума к кривой для тех компонентов растительного покрова, загрязнение которых в достаточно

**Таблица 1.** Данные по содержанию стабильных К и Cs (мг/кг абсолютно сухой массы) в плодовых телах и мицелии макромицетов [20]

Элемент	Плодовое тело	Мицелий	Соотношение
К	39.5	2.75	14.4
Cs	3.9	0.51	7.6

удаленный от аварии период времени определяется в основном корневым поступлением (травянистая растительность, листва, древесина, внутренняя кора (луб)) [11, 16]. В ряде случаев наблюдаются, конечно, исключения, связанные, например, с преимущественным размещением мицелия разных видов грибов в разных горизонтах почвы, однако в целом сходство налицо. Это, как нам представляется, свидетельствует о том, что загрязнение грибов и растительности определяется одними и теми же факторами и процессами.

В частности, также как и для растений, помимо необменной фиксации  $^{137}\text{Cs}$ , ограничивающей биологическую доступность, важнейший фактор в данном случае — это увлажнение экотопа. Отмечалась тесная связь между интенсивностью поступления  $^{137}\text{Cs}$  в плодовые тела макромицетов и количеством выпавших атмосферных осадков ( $K_{\text{корр}}$  составил 0.82), а также влияние степени гидроморфности ландшафта — загрязнение грибов, произрастающих на аккумулятивном ландшафте, было существенно выше, чем у тех же видов элювиального ландшафта [11].

Следует также упомянуть о сильном межвидовом варьировании в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  плодовыми телами грибов. Различия могут достигать одного—двух порядков и связаны, как правило, с принадлежностью видов к разным экологическим группам, т.е. со специфичностью субстрата питания. Отмечено, что наименее загрязнены сапротрофы и ксилотрофы [11].

*Соотношение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$   
в плодовых телах и мицелии*

Ключевым моментом рассматриваемой проблемы, как уже говорилось, является соотношение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии. Для того чтобы рассмотреть этот вопрос со всех сторон, обратимся сначала к найденным нами в литературе прямым данным по содержанию калия в высших грибах. К сожалению, они единичны и этим тем более ценны для нас. В публикации 1933 г. А.А. Ячевский приводит данные по содержанию К в плодовых телах *Boletus sp.*, которое равно 4.7% сухого веса, и в плодовых телах и мицелии ксилофага домовый гриб (*Merulius lacrymans*), которое составляет соответственно

5.41 и 0.65 % к сухому весу при соотношении 8.3 [17]. Отметим, что по результатам более поздних исследований содержание К в плодовых телах макромицетов колеблется от 1.22 до 3.78 % сухого веса [18], что сопоставимо с данными о содержании К в плодовых телах макромицетов, приводимых Ячевским [17]. Это служит, как нам кажется, определенным доказательством надежности данных по содержанию К в спорах и мицелии высших плесневых грибов *Aspergillus niger*, которое составило 1.28 и 0.26 % сухого веса соответственно при соотношении 4.9 [19].

Появление современного оборудования и совершенствование методов исследований способствовали некоторому оживлению исследований в рассматриваемой области. В табл. 1 представлены данные по содержанию стабильных К и Cs в плодовых телах и мицелии макромицетов для выборки из 9 видов грибов, произрастающих в Швеции [20]. Эти материалы свидетельствуют о существенном превышении содержания калия и цезия в плодовых телах по сравнению с мицелием.

Теперь вернемся к  $^{137}\text{Cs}$  и дополнительно рассмотрим некоторые косвенные данные. В работе 1997 г. [21] приводятся данные по содержанию  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах карпофорах и микоризе, симбиотическом комплексе грибов с корневыми системами растений, для двух видов макромицетов (табл. 2).

Следует учитывать, что мицелий составляет значительную часть микоризы. В данном случае авторы указывают, что мицелий масленка (моховика) желто-бурого (*Suillus variegatus*) формирует 30–40% от общей биомассы микоризы, а горькушка (*Lactarius furus*) — 20% [21].

Теперь попытаемся привлечь к рассмотрению данные по морфофизиологическим особенностям грибов. Логично предположить, что поскольку плодовые тела представляют собой сплетения тех же гиф, которые составляют биомассу мицелия, то и содержание  $^{137}\text{Cs}$  в этих фракциях будет одинаковым. Здесь следует, однако, учитывать, что помимо функции спороношения, плодовые тела макромицетов выполняют функцию удобрения почвы элементами питания, необходимыми для прорастания спор и дальнейшего развития мицелия. Это может быть объяснением их относительной обогащенности радионуклидами цезия. С этой позиции органами с наиболее высокой удельной активностью должны быть споронесущие ткани и сами споры. Доказательством этому служит, как нам кажется, различие уровня загрязнения отдельных частей плодовых тел. Так, по результатам данных разных исследователей уровень загрязнения отдельных частей плодовых тел грибов  $^{137}\text{Cs}$  ранжируется следующим образом: трубчатая или пластинчатая часть

**Таблица 2.** Данные по содержанию  $^{137}\text{Cs}$  (кВк/кг абсолютно сухой массы) в плодовых телах и микоризе, Швеция [21]

Содержание $^{137}\text{Cs}$	Карпофоры	Микориза	Соотношение
	<i>Suillus variegatus</i>		
До появления карпофоров ( $n = 7$ )	—	$68 \pm 33$	—
После появления карпофоров ( $n = 7$ )	$99 \pm 51$	$35 \pm 33$	2.83
	<i>Lactarius furus</i>		
До появления карпофоров ( $n = 20$ )	—	$12 \pm 9$	—
После появления карпофоров ( $n = 11$ )	$57 \pm 27$	$46 \pm 13$	1.24

шляпки > остальные части шляпки > ножки [21, 22].

Приведем конкретные примеры. В ходе исследований в Швеции было обнаружено, что для высших грибов — трех видов паутинника (*Cortinarius*) и сыроежки (*Russula* sp.) соотношение шляпка/ножка составляло от 1.6 до 3 [21]. По результатам исследований грибов в Красноярском крае содержание  $^{137}\text{Cs}$  в шляпках масленка зернистого (*Suillus granulatus*) в 1.7–2.3 раза выше, чем в ножках, что объясняется авторами более интенсивным поступлением минеральных веществ в шляпку в связи с происходящим в ней процессом спорообразования [23]. В ходе изучения количественных характеристик накопления  $^{137}\text{Cs}$  в различных частях плодовых тел макромицетов в Украине было показано наличие выраженного максимума аккумуляции этого радионуклида в гименофоре [24]. Отмечалось также, что наиболее загрязненным  $^{137}\text{Cs}$  компонентом являются споры [25]. Косвенно подтверждают это и следующие данные по содержанию калия. В 1934 г. были опубликованы данные по содержанию К в спорах и мицелии высших плесневых грибов *Aspergillus niger*, которое составило 1.28 и 0.26 соответственно при соотношении 4.9 [19]. Следует отметить, однако, что не все исследователи обнаруживали различие в содержании  $^{137}\text{Cs}$  в различных частях плодовых тел.

Обратимся теперь к прямым данным по соотношению удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии макромицетов. Следует отметить, что изучением содержания  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах высших грибов занимались очень немногие. Последнее время наиболее последовательно в этой области работали К.И. Йохансон, М.М. Винничук и их коллеги. В их постчернобыльских исследованиях отчетливо наблюдается определенная динамика, связанная, по-видимому, с последовательным совершенствованием методик отбора и обработки проб мицелия. Рассмотрим полученные ими прямые данные по соотношению содержания  $^{137}\text{Cs}$  в карпофорах и мицелии макромицетов.

Так, в 1998 г. этой группой ученых были опубликованы результаты исследований загрязнения

$^{137}\text{Cs}$  макромицетов лесов Украины [26]. Коэффициенты перехода для 6 видов макромицетов представлены в табл. 3.

Нетрудно убедиться, что по четырем видам грибов наблюдается превышение уровня загрязнения карпофоров по отношению к мицелию, а среднее арифметическое отношения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в карпофорах и мицелии составляет 6.9.

Позднее один из авторов этой публикации М. Винничук приводит данные по соотношению содержания  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии уже 18 видов макромицетов, отобранных в лесах Украины [7]. По результатам проведенных им исследований данный параметр существенно варьирует в пределах от 0.1 до 65.8, причем по видам отобранных грибов его значения распределяются следующим образом: меньше 1 — 3 вида; от 1 до 5 — 8 видов; от 5 до 50 — 6 видов; больше 50 — 1 вид. Т.е. по 15 видам из 18 наблюдается превышение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в карпофорах по отношению к мицелию. Среднее арифметическое отношения составляет 9.3. В последней из известных нам работ с участием М.М. Винничука [27], по результатам многолетних работ в этой области, было подтверждено, что уровень содержания К и  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах существенно выше, чем в мицелии.

Таким образом, по представленным в этих работах данным в целом положение о существенно большем содержании  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах по сравнению с мицелием представляется вполне

**Таблица 3.** Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг абсолютно сухой массы/кБк/м<sup>2</sup>) в плодовые тела и мицелий шести видов макромицетов [26]

Вид	Плодовые тела	Мицелий
<i>Cantarellus cibarius</i>	30.9	8.1
<i>Leccinum aurantiacum</i>	0.8	7
<i>Amanita muscaria</i>	7.2	9.9
<i>Lactarius necator</i>	27	10.5
<i>Xerocomus subtomentosus</i>	243.5	16.5
<i>Sarcodon imbricatus</i>	103.3	8.2

обоснованным, однако настораживает большая межвидовая разница в значениях. Особо отметим случаи, когда содержание  $^{137}\text{Cs}$  в мицелии значительно превышает его содержание в плодовых телах. Именно это не дает нам права сделать какой-либо окончательный вывод. Встает вопрос, чем обусловлен такой разброс — несовершенством методик отбора или спецификой поведения  $^{137}\text{Cs}$  в макромицетах разных видов. Здесь следует отметить, что, если судить по уже полученным данным, содержание в карпофорах и мицелии макромицетов — величина непостоянная. Существенное влияние на этот параметр оказывает фенологическая стадия, во время которой проводился отбор. В частности отмечалось, что уровень загрязнения плодовых тел сначала растет до достижения максимального развития, затем начинает снижаться [22]. Также было показано, что в течение вегетационного сезона содержание  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах изменяется от 1.1 до 30 раз [28]. Николова с соавт. [21] отмечали подобное явление для микоризы (табл. 2). Однако в ситуации, когда производится одновременный отбор исходного материала (мицелия и плодовых тел), наиболее вероятной причиной разброса нам представляется несовершенство методик отбора и подготовки проб, в первую очередь, как уже отмечалось ранее, сложность очистки мицелия от частиц почвы.

#### *Сравнительная характеристика загрязнения $^{137}\text{Cs}$ компонентов экосистемы*

В заключение обратимся к наиболее полным данным по накоплению  $^{137}\text{Cs}$  некоторыми компонентами лесной экосистемы, включая мицелий грибов, которые нам удалось найти. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах лесной экосистемы изучалось в эксперименте в США, когда 500 м<sup>2</sup> леса из тюльпанного дерева и красного дуба были загрязнены радиоактивным цезием, который инокулировали в стволы деревьев (Reichle, Crossley, 1965; цит. по [29]). Через 2 года было исследовано содержание радионуклида в компонентах экосистемы. Оказалось, что на момент отбора проб листовой опад содержал  $^{137}\text{Cs}$  в среднем 25 пКи/мг сухого веса, мхи — 37, корни растений — 46, почва — 3.5, грибной мицелий — 50, а среди беспозвоночных — от 1.9 до 10.7 в сапрофагах и от 1.5 до 9.2 — в хищниках. По представленным данным видно, что загрязнение мицелия  $^{137}\text{Cs}$  практически равно загрязнению корней растений. Это, кстати, не противоречит данным о содержании калия в мицелии грибов и мелких корнях древесных растений. Так, например, среднее содержание К в мелких корнях древесных растений Европейской части России составляет 0.44 % сухого веса [30], а его содержание в мицелии уже упоминавшегося

ксилофага домовый гриб *Merulius lacrymans* — 0.65% сухого веса [17].

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представляется, что только выяснение действительного соотношения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии макромицетов большинства видов, представленных на загрязненных территориях, и продолжение изучения динамики запасов мицелия и форм содержания в почве позволит определить действительную роль высших грибов в процессах аккумуляции и перераспределения радионуклидов в лесных экосистемах. Полученные в ходе постчернобыльских исследований экспериментальные данные и сделанные на их основе расчеты и результаты моделирования показывают, что эта роль достаточно велика, в частности, в процессах миграции радионуклида в почве [7, 31–34], но ее еще предстоит конкретизировать. Наряду с этим следует также учитывать роль других представителей почвенной биоты (например, бактерий и низших грибов) и корневых систем растений. Вклад этих компонентов лесных экосистем в их общее загрязнение также еще не определен до конца.

Как же поступать в таком случае при расчете вклада компонентов экосистем в общее загрязнение, если все-таки желательно хоть как-то учесть роль грибов? Промежуточным решением может быть учет вклада в общее загрязнение экосистем только плодовых тел макромицетов, как это, например, было сделано в работах по оценке запасов  $^{137}\text{Cs}$  в лесных экосистемах Украины [35, 36].

#### ВЫВОДЫ

Прямые данные о соотношении содержания  $^{137}\text{Cs}$  в плодовых телах и мицелии макромицетов, полученные за последние 15 лет, противоречат доминировавшим ранее предположениям об одинаковом уровне загрязнения этих фракций. По результатам статистического анализа можно говорить о существенном превышении уровня содержания в плодовых телах по сравнению с мицелием. В то же время обнаруженное варьирование в сотни раз указанного соотношения у макромицетов разных видов может свидетельствовать, по нашему мнению, о недостаточной надежности использованных методов исследований, а следовательно, о недостаточной точности полученных результатов.

Учитывая такие явления, как огромное межвидовое варьирование в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  мицелием и плодовыми телами, выраженную сезонную динамику этого показателя, чрезвычайное видовое разнообразие и слабую изученность продукционных процессов в грибных комплексах различных типов экосистем, с которыми тесным образом

связано поведение элементов минерального питания и цезия в том числе, представляется преждевременным считать в достаточной степени обоснованными какие-либо расчеты вклада макромицетов в общее загрязнение лесных экосистем радионуклидами цезия.

Работа частично поддержана Российским фондом фундаментальных исследований (гранты № 10-04-00013а и № 11-04-00915а).

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Mamikhin S.V., Merculova L.N. On the method of calculation of mushroom contribution to the total contamination of ecosystems by Cs-137 // *Newsletter. Int. Union Radioecol.* 1998. V. 29. P. 9–10.
2. Мирчинк Т.Г. О методах учета количества и биомассы грибов в почвах // *Вопросы численности, биомассы и продуктивности почвенных микроорганизмов.* Л.: Наука, 1972. С. 67–73.
3. Olsen R.A., Jones E., Bakken L.R. Soil fungi and fate of radiocaesium in the soil ecosystem – a discussion of possible mechanisms involved in radiocaesium accumulation of fungi, and the role of Fungi as a Cs-sink in the soil // *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments* / Eds G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli. Barking (UK): Elsevier Applied Science, 1990. P. 657–663.
4. Курсанов Л.И. Микология. М.: Изд-во гос. уч.-пед. Наркомпроса, 1940. 480 с.
5. Беккер З.Э. Физиология и биохимия грибов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. 230 с.
6. Памятка для населения, проживающего на территории, загрязненной радиоактивными веществами. Минск: Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС, 2000. 16 с.
7. Vinichuk M. Radiocaesium in the fungal compartment of forest ecosystems: Doctoral dissertation. Uppsala, 2003. 48 p.
8. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ // *Радиационная биология. Радиоэкология.* 1996. Т. 36. № 4. С. 469–478.
9. Полянская Л.М. Микробная сукцессия в почве: Дис. ... д-ра биол. наук в форме докл. М., 1996. 98 с.
10. Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. Распределение форм нахождения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальным почвенным разрезам зоны отчуждения ЧАЭС // *Проблемы Чернобыльской зоны видчуждення.* Киев: Наук. думка, 1995. С. 176–185.
11. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с.
12. Дементьев Д.В. Оценка интенсивности накопления техногенных радионуклидов некоторыми видами грибов и кустарников в лесных экосистемах центральной части Красноярского края: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Красноярск, 2007. 22 с.
13. Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: АН СССР, 1963. 132 с.
14. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М. и др. *Вопросы почвенной химии и агрохимии цезия-137.* М.: Гос. комитет по использованию атомной энергии СССР, 1981. 13 с.
15. Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Аккумуляция  $^{137}\text{Cs}$  высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение.* 1996. № 4. С. 59–69.
16. Зарубина Н.Е., Телецкая С.В., Головач А.И. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в *Suillus luteus* на территориях с разными уровнями радионуклидного загрязнения почв (Киевская область) // *Ядерная физика та енергетика.* 2006. № 1 (17). С. 81–85.
17. Ячевский А.А. Основы микологии. Л.: Ленсельхозгиз, 1933. 1036 с.
18. Шубин В.И., Ронконен Н.И., Саукконен А.В. Влияние минеральных удобрений на плодоношение шляпочных грибов в культурах сосны // *Биологическая и хозяйственная продуктивность лесных фитоценозов Карелии.* Петрозаводск, 1977. С. 109–115.
19. Rennerfelt E. Untersuchungen uber die Salz aufnahme bei *Aspergillus niger* // *Planta* 22. 1934. P. 221–239.
20. Johanson K.J., Nikolova I., Taylor A.F.S. et al. Uptake of elements by fungi in the Forsmark area // *Technical Report TR-04-26 Swedish University of Agricultural Science.* Stockholm, 2004. 87 p.
21. Nikolova I., Johanson K.J., Dahlberg A. Radiocaesium in Fruitbodies and Mycorrhizae in Ectomycorrhizal Fungi // *Environ. Radioact.* 1997. V. 37. № 1. P. 115–125.
22. Fraiture A. Introduction to the radioecology of forest ecosystems and survey of radioactive contamination in food products of forest. СЕС, 1992, 103 p.
23. Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Исследование накопления гамма-излучающих радионуклидов грибами // *Вестн. Красноярск. гос. ун-та. Сер. Естеств. науки.* 2004. № 7. С. 130–134.
24. Зарубина Н.Е. Особливості накопичення гамма-випромінюючих радіонуклідів макромицетами на території зони відчуження та “південного сліду” після аварії на ЧАЕС: Автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.01 / Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. Киев, 2002. 20 с.
25. Сидоренко Л.П., Кленус В.Г. Способность грибов к извлечению стронция-90 и цезия-137 // *Тез. докл. I Всесоюзн. радиобиол. съезда.* Т. IV. Пушино, 1989. С. 986.
26. Йохансон К.И., Винничук М.М., Долгілевич М.Й. Аккумуляция Cs-137 в міцелії лісових екосистем України // *Вісн. ДААУ.* 1998. № 2. С. 2–30.
27. Vinichuk M., Taylor A.F.S., Rosén K. et al. Accumulation of potassium, rubidium and caesium ( $^{133}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest // *Sci. Total Environ.* 2010. V. 408. Issue 12. P. 2543–2548.
28. Зарубина Н.Е. Сезонная динамика содержания  $^{137}\text{Cs}$  в грибах // *Ядерная физика та енергетика.* 2007. № 1 (19). С. 129–133.

29. *Криволицкий Д.А.* Почвенная фауна – биоиндикатор радиоактивных загрязнений // Радиоэкология почвенных животных. М.: Наука, 1985. С. 5–52.
30. *Ремезов Н.П., Быкова Л.Н.* Потребление и круговорот азота и зольных элементов в лесах Европейской части СССР. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1959. 284 с.
31. *Булгаков А.А., Коноплев А.А., Авила Р.* Моделирование накопления  $^{137}\text{Cs}$  растениями и грибами  $^{90}\text{Sr}$  при различном вертикальном распределении радионуклидов // Проблемы экологии лесів і лісокористування на Поліссі України. Житомир: Волинь, 2000. Вип. 1 (7). С. 16–22.
32. *Wirth E., Hirsch L., Kammerer G. et al.* Transfer equations for cesium-137 for coniferous forest understorey plant species // *Sci. Total Environ.* 1994. V. 157. P. 163–177.
33. *Mamikhin S.V.* Mathematical model of Cs-137 vertical migration in a forest soil // *J. Environ. Radioactiv.* 1995. V. 28. № 2. P. 161–170.
34. *Steiner M., Linkov I., Yoshida S.* The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems // *Environ. Radioactiv.* 2002. V. 58. P. 217–241.
35. *Орлов О.О.* Закономірності розподілу  $^{137}\text{Cs}$  в екосистемі дубового лісу у вологому сугруді центрального полісся України // Лісівництво і агролісомеліорація. Харків: УкрНДІЛГА, 2008. Вип. 112. С. 188–194.
36. *Курбет Т.В., Орлов О.О., Краснов В.П.* Радіоекологічні проблеми, пов'язані із суцільними рубками у соснових лісах українського полісся // Лісівництво і агролісомеліорація. Харків: УкрНДІЛГА, 2008. Вип. 112. С. 195–202.

Поступила в редакцію  
28.02.2012

## Role of Macromycetes as Accumulators of $^{137}\text{Cs}$ in Forest Ecosystems

S. V. Mamikhin

*Lomonosov Moscow State University, Soil Science Faculty, Moscow, 119992 Russia;  
e-mail: svmamikhin@mail.ru*

One of the problems of forest radioecology concerning the role of macromycetes in accumulation of caesium radionuclides in ground ecosystems is discussed in the paper. The main positions of the researchers working in this area are stated, and their arguments relating to the given problem are compared. The findings of the analysis of the literary data on a  $^{137}\text{Cs}$  content in fruit bodies and mycelium of fungi are represented. Similar findings on the behaviour of its chemical analog – potassium, studies of fungi physiology and effects of physicochemical processes in soils on the behaviour of this radionuclide are also used when examining the behaviour of  $^{137}\text{Cs}$  in fungi.