

**Пространственно-временные тренды соотношения величин стабильных изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) в талломах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* из Подмосковья и ряда районов Москвы**

Бязров Л. Г.

Проведено сравнение средних величин соотношения стабильных изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) в органическом веществе (ОВ) слоевищ эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes*, собранных в 1989–1992 и в 2008–2009 гг. в Истринском р-не Московской обл., а также в Москве (районы Тушино и Коньково). За сравниваемый период величины  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ краевых частей талломов уменьшились на 2.2‰ в Истринском районе и на 1.8‰ - в Коньково. В слоевищах из Тушино этот показатель не изменился. Анализ пространственного распределения величин  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ слоевищ *H. physodes* показал, что по этому признаку в первый срок практически нет различий между талломами, собранными во всех трех пунктах. Во второй срок значимы различия величин  $\delta^{13}\text{C}$  между слоевищами из Подмосковья и Коньково, с одной стороны, и собранными в Тушино, с другой.

Ключевые слова: лишайники, углерод, стабильные изотопы, варьирование во времени и пространстве, окружающая среда, Москва, Подмосковье.

**Spatial-Temporal Trends of Carbon Stable Isotopes Values ( $\delta^{13}\text{C}$ ) in Thalli of Epiphytic Lichen *Hypogymnia Physodes* from Near Moscow Site and Some Districts of Moscow City**

L. G. Biazrov, Institute of Ecology and Evolution RAS, Moscow, e-mail: lev.biazrov@rambler.ru

The comparison of  $\delta^{13}\text{C}$  values in organic matter (OM) of margin parts of thalli of epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* collected in 1989–1992 and in 2008–2009 in Istra district of the Moscow region and also in Moscow city (districts Tushino and Konkovo) is carried out. For the compared period the values of  $\delta^{13}\text{C}$  in OM of margin parts of thalli have decreased on 2.2‰ in Istra district and on 1.8‰ in Konkovo. In thallo from Tushino of  $\delta^{13}\text{C}$  values have not changed. The analysis of spatial distribution of  $\delta^{13}\text{C}$  values in OM of *H. physodes* thalli has shown that to this attribute in the first term practically there are no distinctions between thalli collected in all three sites. In the second term are significant of distinction of  $\delta^{13}\text{C}$  values between thalli from Istra and Konkovo, on the one hand, and collected in Tushino, with another.

*Key words: lichens, carbon, stable isotopes, temporal and spatial variation, environment, Moscow city, Moscow region.*

## **Введение**

Фракционирование (разделение), т.е. изменение соотношения стабильных изотопов в ходе метаболических процессов, в последние три десятилетия все более интенсивно используется в исследованиях экологии грибов, растений, животных, микроорганизмов, почвенных процессов (Dawson et al., 2002; Fry, 2006; Тиунов, 2007; Моргун и др., 2008; Environmental isotopes..., 2010; Turner et al., 2010). Углерод – основной элемент углеводов, липидов и белков, которые являются преобладающими метаболитами организмов. Этот элемент имеет два стабильных изотопа -  $^{12}\text{C}$ , доля которого в природе составляет 98.97 %, и  $^{13}\text{C}$ , на который приходится 1,07% (Environmental isotopes..., 2010, с. 8). Среднее соотношение тяжелого изотопа к более легкому в масштабах планеты составляет 0,011237 (Environmental isotopes..., 2010, с. 9). Однако в природе в зависимости от особенностей материала и свойств факторов среды, при которых функционирует этот материал, наблюдаются отклонения от этой среднего показателя, что и используется в экологических и других исследованиях. Если соотношение изотопов углерода в анализируемом материале меньше приведенной величины, то считают, что материал обогащен изотопом  $^{12}\text{C}$ ; об обогащении материала изотопом  $^{13}\text{C}$  свидетельствует величина соотношения, превышающая среднеглобальное значение (Environmental isotopes..., 2010, с. 9). Но эти величины столь малы, что на практике соотношения стабильных изотопов в субстрате определяют относительно их соотношения к принятому всеми стандарту; эта величина обозначается как  $\delta^{13}\text{C}$ , а ее размерность выражается в ‰ (Тиунов, 2007; Моргун, 2008). Соотношение стабильных изотопов углерода  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  в органическом веществе (ОВ) фототрофных организмов, к которым принадлежат и лишайники, отражает характер получения ими углерода из окружающей среды и преобразования углеводов в метаболических процессах (Галимов, 1981). Большинство исследований, связанных с измерением  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ, ориентировано на высшие растения (Yakir, Sternberg, 2000, Dawson et al. 2002; Иванов и др., 2007; Ивлев, 2010), что намного приблизило к пониманию у них процессов дискриминации углерода при фотосинтезе, конкуренции за ресурсы. Аналогичных публикаций, в которых бы излагались результаты измерений соотношением  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  в ОВ водорослей, цианобактерий, лишайников пока относительно немного, хотя эти фотоавтотрофные организмы широко представлены в сухопутных и водных

экосистемах. Лишайники, например, количественно доминируют в сообществах, занимающих около 8% поверхности суши (Lange, 1992).

Особенности фракционирования изотопов углерода в ходе метаболических процессов представителями разных таксономических групп лишайников опубликованы нами в доступных изданиях (Бязров и др., 2010; Бязров, 2011), что позволяет автору здесь этот раздел не затрагивать. Отмечу, что в зависимости от вида фотобионтов лишайники обладают различными способами получения  $\text{CO}_2$  для фотосинтеза, что, в свою очередь, определяет и величины  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ лишайников, которые ныне располагаются в диапазоне от -35‰ до -9‰ (Lakatos et al., 2007). При передаче углеводов от фотобионта к грибу происходит обеднение первого легким изотопом  $^{12}\text{C}$ . Дыхание фотобионта, и микобионта лишайника приводит к дальнейшему фракционированию изотопа углерода, поскольку  $^{12}\text{CO}_2$  распространяется по тканям со скоростью примерно на 1% большей, чем  $^{13}\text{CO}_2$  (Batts et al., 2004). Наконец,  $\delta^{13}\text{C}$  всего лишайника отражает бюджет углерода в талломе. Он в значительной степени определяется балансом между фотосинтезом, который происходит в пределах незначительного по объему фотобионта лишайника лишь в течение кратких периодов в течение дня и только при наличии в среде достаточно количества влаги, и дыхания фотобионта и микобионта, которое происходит круглосуточно, исключая периоды с очень низкой влажностью воздуха. Таким образом, содержание  $^{13}\text{C}$  в ОВ лишайника в природе будет определяться содержанием  $^{13}\text{C}$  в источнике углерода, изотопными эффектами, связанными с особенностями фотобионта, метаболизмом и биосинтезом, и конечным бюджетом углерода в клетке (Хёфс, 1983; Brugnoli, Farguhar, 2000; Lakatos et al., 2007, 2009). В оптимальных для организма условиях наблюдается дискриминация поглощения  $^{13}\text{C}$ , а при ухудшении условий происходит обогащение этим изотопом, как за счет угнетения фотосинтеза, так и за счет усиления дыхания.

Распространение и функционирование лишайников в городах и пригородных зонах обычно связывают с наличием в атмосфере загрязнителей минеральной и органической природы как двуокись серы, окислы азота и углерода, фториды, формальдегид, бензол, полициклические ароматические углеводороды, диоксины, фураны и многие другие вещества. Это показано как изучением видового состава лишайников (Hawksworth, Rose, 1970; Бязров, 2002, 2009), так и измерением концентрации элементов и веществ в талломах избранных видов лишайников (Garty, 2000; Augusto et al., 2004), исследованием особенностей физиологических процессов у этих симбиотических ассоциаций (Gries et al., 1995).

Показатели соотношения стабильных изотопов в ОВ лишайников признаются как чувствительные к условиям среды, однако сведения о наличии зависимости величин  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ лишайников от условий антропогенно изменённой среды ограничены – автор имел доступ лишь к одной публикации (Batts et al., 2004), в которой имеются ссылки еще на две работы, в которых обсуждаются проблемы фракционирования стабильных изотопов в ОВ лишайников в условиях антропогенного воздействия на среду. Целью проведенного исследования было выявление возможного изменения во времени величин  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ лишайника из разных пунктов Московского региона, поскольку за этот период времени в регионе произошло значительное изменение видового состава лишайнобиоты (Бязров, 2009).

## Материал и методы

Соотношение стабильных изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) было измерено в слоевищах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., собранных в следующих пунктах: 1) 10 декабря 1990 г. и 16 декабря 2008 г. со стволов березы в смешанном березово-еловом с примесью дуба и осины лесу в 200 м на северо-восток от платформы 73 км Рижского направления железной дороги (Истринский район Московской области); 2) 17 июня 1989 г. и 26 января 2009 г. со стволов березы в долине р. Сходня в Тушино (Северо-западный административный округ г. Москвы); 3) 27 января 1992 г. и 27 января 2009 г. со стволов березы в березовом лесу в Конькове в 150-200 м от ул. Профсоюзная в сторону санатория Узкое (Юго-западный административный округ г. Москвы). Характеристика природных условий Московского региона содержится во многих источниках, часть которых обобщена в книге автора (Бязров, 2009).

Слоевища лишайников срезались со стволов деревьев на высоте 1-2 м вместе с субстратом (корой). Образцы помещались в полиэтиленовые пакеты, которые, в свою очередь, помещались в бумажные пакеты, на которых писалась этикетка с указанием № пробы, вида древесной породы, места и даты отбора. Опыт предшествующей работы свидетельствовал, что характер выпадений находящихся в атмосфере взвешенных частиц обычно бывает пятнистый, поэтому на каждом участке отбиралось по 3—5 проб лишайников, при этом соблюдалось правило: одна проба с одного дерева, т.е. на каждом участке пробы лишайника отбирали с 3—5 деревьев.

Лихенизированный гриб *Hypogymnia physodes* представляет жизненную форму эпигенных листоватых вздутолопастных лишайников (Голубкова,

Бязров, 1989). Он принадлежит к хлоролишайникам, т. е. в качестве фотосинтезирующего бионта в его талломах представлена зеленая водоросль с пиреноидом в хлоропластах. В нашем случае это представители рода *Trebouxia*. Представители вида встречаются главным образом на стволах и ветвях деревьев, валеже в лесных сообществах, а также на деревьях, строениях и в населенных пунктах. Этот лишайник встречается и вне лесной зоны, а в горах и выше границы лесного пояса как на почве по мхам и дернинам растений, так и на каменистом субстрате. Представители вида приурочены к широкому спектру местообитаний как в отношении освещенности, так и увлажнения; они предпочитают довольно кислые субстраты (рН 4,1—4,8) со слабой или умеренно-слабой эвтрофикацией (Wirth, 2010). Листоватые слоевища с вздутыми лопастями 1-5 см длины и 1-6 мм ширины имеют разнообразные размеры и форму. Наличие этого бореального лишайника зафиксировано по всей Голарктике, а также в Восточной и Южной Африке, Центральной и Южной Америке.

Выбранный для измерений вид — модельный объект для многих индикационных исследований в силу его широкого распространения и относительно высокой встречаемости (Бязров, 2002, 2005).

Слоевища лишайника, отобранные для измерения соотношения стабильных изотопов  $^{12}\text{C}$  и  $^{13}\text{C}$ , были обмыты деионизированной водой для удаления с их поверхности пылевидных частиц других экземпляров, находившихся в пробе. Затем их сушили при температуре 40°C в течение 24 часов. Далее от каждого таллома металлическими пинцетами отделяли образец (1—2 мг), предназначенный для изотопного анализа. У листоватых и корковых видов лишайников самыми молодыми частями талломов являются краевые, у кустистых — верхушечные. Есть данные, что разные по возрасту части одного таллома отличаются по соотношению стабильных изотопов — различия величин  $\delta^{13}\text{C}$  краевых и центральных частей слоевищ у *H. physodes* могут достигать 1,3‰ (Maguas, Brugnoli, 1996), поэтому для измерения отделяли краевые, самые молодые, части лопастей лишайника, т.е. возраст этих частей талломов был примерно одинаковым — 1—2 года.

Отобранные сухие образцы взвешивали на весах Mettler Toledo, заворачивали в гильзы из оловянной фольги. Измерение соотношения стабильных изотопов  $^{12}\text{C}$  и  $^{13}\text{C}$  в подготовленных таким образом образцах провели на комплексе оборудования, состоящем из элементного анализатора Thermo Flash EA 1112 и изотопного масс-спектрометра Thermo-Finnigan Delta V Plus (Германия) в Институте проблем экологии и эволюции РАН, г. Москва.

Бязров Л. Г. Пространственно-временные тренды соотношения величин стабильных изотопов углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) в талломах эпифитного лишайника *Nurogymnia physodes* из Подмосковья и ряда районов Москвы // «Живые и биокосные системы». — 2013. — № 3; URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-3/article-1>



Изотопный состав ( $\delta^{13}\text{C}$ , ‰) выражали в тысячных долях отклонения от международного стандарта (VPDB) согласно уравнению:

$$\delta^{13}\text{C}\text{‰} = [(R_{\text{лиш}} - R_{\text{станд}}) / R_{\text{станд}}] \cdot 10^3,$$

где  $R_{\text{лиш}}$  – отношение  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  в образце лишайника,  $R_{\text{станд}}$  — отношение  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  в стандарте.

Для калибровки оборудования использовали глутаминовую кислоту с известным значением  $\delta^{13}\text{C}$  (IAEA reference materials USGS-40, USGS-41), в качестве лабораторного стандарта использовали ацетанилид. Аналитическая ошибка определения  $\delta^{13}\text{C}$  не превышала  $\pm 0.3\text{‰}$ .

Статистическую обработку полученных величин  $\delta^{13}\text{C}$  проводили с использованием соответствующего приложения программы Microsoft Office Excel 2003 для уровня значимости  $p=0,05$ .

## Результаты и обсуждение

Результаты измерения величин  $\delta^{13}\text{C}$  в названных ранее пунктах Московского региона показаны в таблице 1. Диапазон средних значений этого показателя в ОВ собранных проб *H. physodes* — от -27.1 до -24.2‰. Опубликованные ранее данные о средних величинах  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ этого вида находятся в интервале от -25.9‰ в пробах из дубового леса в Великобритании (Smith, Griffiths, 1998) до -20.7‰ в ОВ центральных частей талломов в образцах из городского сада в Италии (Maguas, Brugnoli, 1996). (В ОВ краевых частей тех же слоевищ из Италии величина  $\delta^{13}\text{C}$  составляла — 22.0‰). Таким образом, пока самая низкая средняя доля  $^{13}\text{C}$  в ОВ краевых частей *H. physodes* зафиксирована в слоевищах этого вида из Москвы, собранных в январе 2009 г. Доля углерода в краевых частях слоевищах *H. physodes* из Московского региона варьирует от 38.6 до 45.4%, однако достоверной корреляции между величинами  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ талломов и долей в них углерода не выявлено.

*Варьирование величин  $\delta^{13}\text{C}$  в пространстве.* Сравнение величин  $\delta^{13}\text{C}$  между собой в ОВ талломов *H. physodes* из разных мест (табл. 2) показывает, что в конце 1980-х — начале 1990-х по этому показателю различия между пробами из Истринского р-на, Тушино, Коньково статистически не достоверны (критерий  $t$ ). Однако зимой 2008-2009 гг. картина меняется — величина  $\delta^{13}\text{C}$  в пробах из Тушино статистически значимо выше значений

$\delta^{13}\text{C}$  в ОВ слоевищ из Истринского р-на и из Коньково, а различие по этому показателю между пробами из двух последних пунктов не достоверно.

*Таблица 1 — Средние величины  $\delta^{13}\text{C},\%$  в органическом веществе слоевищ *Hurogymnia physodes* из Подмосковья и двух районов Москвы (в скобках — величины  $\text{C},\%$ )*

Место отбора проб	год		Разница $\delta^{13}\text{C},\%$
	1990	2009	
Московская обл., Истринский район, пл. 73 км, березовый лес, на березах	-24,3±0,5 (45,4±0,4)	-26,5±0,2 (44,2±0,5)	2,2 (1,3)
Москва, Тушино, долина реки Сходня, на березах	-24,6±0,5 (40,0±0,9)	-24,6±0,6 (38,6±1,4)	0,0 (1,4)
Москва, Коньково, березовый лес, на березах	-25,3±0,3 (41,2±1,8)	-27,1±0,3 (41,3±2,5)	1,8 (0,1)
Все пробы из трех мест отбора	-24,6±0,3 (42,8±0,91)	-26,1±0,4 (41,9±1,1)	1,5 (0,9)
Все пробы из трех мест отбора в оба срока	-25,4±0,3 (42,3±0,7)		

*Варьирование величин  $\delta^{13}\text{C}$  во времени.* Сравнение величин  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ талломов *H. physodes*, собранных в одном пункте с интервалом более 17 лет (табл. 2), свидетельствует, что различия между значениями  $\delta^{13}\text{C}$  статистически значимы для образцов из Истринского р-на и Коньково — в обоих пунктах величины  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ лишайника уменьшились на 2.3 и 1.9%, соответственно. В Тушино этот показатель за этот период не изменился (табл.1). Значимы различия между средними величинами  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ всех образцов лишайника, собранных в трех пунктах в разные сроки — значение  $\delta^{13}\text{C}$  снизилось на 1.5%, т.е. доля легкого изотопа  $^{12}\text{C}$  в ОВ слоевищ *H. physodes* за сравниваемый период увеличилась.

*Таблица 2 — Сравнение (критерий  $t$ ) величин  $\delta^{13}\text{C}$  в органическом веществе слоевищ *Hurogymnia physodes* между пунктами и датами отбора проб (1 — различия статистически значимы,  $p \leq 0,05$ , 0 — различия не достоверные)*

Место, дата		73 км	Тушино		Коньково		Все пробы
		2009	1990	2009	1990	2009	2009
73 км	1990	1	0	-	0	-	
	2009	?	-	1	-	0	
Тушино	1990		?	0	0	-	
	2009			?	-	1	
Коньково	1990				?	1	
Все пробы	1990						1

Ранее было проведено измерение концентраций элементов (26) в ОВ слоевищ ряда видов лишайников, в том числе и *H. physodes*, собранных в тех же пунктах и в те же сроки (Бязров, Пельгунова, 2012). То исследование не выявило значимых пространственных и временных различий между величинами концентраций большинства обнаруженных элементов. Трудно однозначно оценить и корреляционные связи между величинами  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ *H. physodes* и значениями концентраций каких-либо элементов в талломах этого лишайника (табл. 3). Возможно, это связано с различиями измеренного материала — концентрация элементов определялась в целых слоевищах, возраст которых был не менее 10 лет, а для измерения соотношения стабильных изотопов отбирали лишь краевые, самые молодые части талломов (возраст 1—2 года). Однако обращает внимание относительно устойчивая отрицательная корреляция между величиной  $\delta^{13}\text{C}$  в ОВ лишайника и концентрацией Mn в талломах (табл. 3). Это противоречит данным о токсичности Mn для эпифита *H. physodes* (Hauck et al., 2002). Возможно, токсичность Mn зависит от условий конкретных местообитаний.

Таблица 3 — Статистически значимые ( $p \leq 0,05$ ) величины коэффициента корреляции значений  $\delta^{13}\text{C}$  в органическом веществе слоевищ *Нурогутния physodes* из Подмосковья и двух районов Москвы с концентрациями элементов в тех же слоевищах

Место отбора проб	1990 г.	2009 г.



Московская обл., Истринский район, пл. 73 км, березовый лес, на берегах	K(-0,7); Mn(-0,7); Br(-0,7); Pb(-0,6)	Cl(-0,9); Ti(-0,8); Mn(-0,7); Fe(-0,6); Cu(0,7); Br(-0,8); Sr(-0,5)
Москва, Тушино, долина реки Сходня, на ивах	Cl(0,9); Mn(0,6); Fe(-0,8); Zn(0,9); Rb(-0,8); Sr(-0,9); Ag(-0,5)	Cl(-0,9); Ca(-0,7); Mn(-0,9); Fe(-0,9); Cu(-0,8); Rb(-0,9); Sr(-0,7)
Москва, Коньково, березовый лес, на берегах	Cl(0,8); K(0,5); Ca(0,9); Mn(0,9); Fe(0,5); Ni(0,9); Zn(0,9); Br(0,9); Rb(0,5); Sr(0,9); Ag(0,9); I(0,9); Pb(0,9)	S(0,8); Cl(0,9); K(0,9); Ca(0,9); Ti(0,6); Mn(0,9); Fe(0,9); Cu(0,9); Zn(0,9); As(0,9); Br(0,9); Rb(0,9); Sr(0,9); Pb(-0,8)
Все пробы из трех мест отбора	—	Mn(-0,6); Br(-0,5)
Все пробы из трех мест отбора в оба срока	Mn(-0,6)	

Есть данные о наличии отрицательной корреляции между величиной  $\delta^{13}\text{C}$  в ОБ лишайников и показателем относительной влажности воздуха, а также положительной корреляции между значением  $\delta^{13}\text{C}$  в ОБ талломов и количеством осадков: увеличение среднегодового выпадения осадков на 260 мм приводит к возрастанию величины  $\delta^{13}\text{C}$  на 1‰ (Batts et al., 2004; Cuna et al., 2007). Это связано с тем, что в насыщенных водой слоевищах ухудшается диффузия  $\text{CO}_2$ , а это приводит к возрастанию в тканях доли тяжелого изотопа  $^{13}\text{C}$ . В Москве количество осадков за сравниваемый период явно не уменьшилось — за период с 1961 по 2000 гг. в среднем за год выпадало 688 мм, а за 1990-2008 гг. — 734 мм, в 2008 г. выпало 881 мм (Справочник..., 2003; [www.atlas-yakutia.ru/wether](http://www.atlas-yakutia.ru/wether)). Соответственно, величина  $\delta^{13}\text{C}$  в ОБ лишайника должна бы увеличиться, а полученные материалы свидетельствуют об ее снижении с конца 1980-х — начала 1990-х примерно на 2‰ (табл. 1), что рекомендуется интерпретировать как улучшение условий жизнедеятельности по меньшей мере для представителей изученного вида лихенизированных грибов (Lakatos et al., 2009). Об этом свидетельствует и увеличение за сравниваемый период частоты встречаемости *H. physodes* на территории города, продвижение его представителей с окраин ближе к центру Москвы (Бязров, 2009). Возможно, улучшение условий жизнедеятельности связано с изменением экологической ситуации в регионе, как следствия экономического спада начала 1990-х годов. Многие

промышленные предприятия, относившихся к категории стационарных источников загрязнения воздушного бассейна, в середине 1990-х либо прекратили свою деятельность, либо значительно снизили объемы производства. Уже к 1993 г., в сравнении с 1990 г., объем валовых выбросов в Москве сократился на 4%, в т. ч. твердых взвешенных веществ — на 19%, а оксида углерода — на 10% (Резер, Упелли, 1995). В результате спада активности промышленных предприятий города и соседних регионов, а также улучшения качества воздуха в странах Западной Европы, откуда в основном поступают к нам воздушные массы путем трансграничного переноса, в Москве кислотность дождевой воды уменьшилась: если в 1987 г. среднегодовая величина pH осадков была 4.2, то в 2002 г. — 6.25, самая высокая за весь период измерения кислотности осадков (1980-2002 гг.) на Метеорологической обсерватории МГУ (Еремина, 2004). Более того, в 2002 г. кислые дожди (pH < 5.0) не выпадали. Сравнение распределения значений pH осадков за 1982—1991 гг. и 1992-2001 гг. свидетельствует, что количество проб с равновесными величинами (pH = 5—6) практически не изменилось — 27.2% и 29.7%, соответственно; повторяемость кислотных осадков (pH < 5) во второй период заметно уменьшилась — 15.3% против 28.8% в первый период; а доля нейтральных и щелочных осадков (pH > 6) в последнем десятилетии увеличилась до 55.0% против 44.0% в первый (Справочник..., 2005). До 1991—1992 гг. минерализация осадков возрастала и в 1991 г. среднегодовая величина была 27.0 мг/л, а концентрация сульфатов в них — 10.9 мг/л. В 2000—2001 гг. среднее значение минерализации осадков составило 11.8 мг/л, а сульфатов — 2.6 мг/л (Еремина, 2004).

Одновременно в регионе стало увеличиваться число автомобилей. Соответственно, значительно изменилось соотношение между количеством выбросов от стационарных и передвижных источников загрязнения — доля первых неуклонно снижалась с 41% в 1986 г. до 6-8% в 2001-2004 гг. Изменилась и структура выбрасываемых загрязняющих веществ. Если в 1980-х среди загрязнителей преобладали окиси углерода (60% от суммарных выбросов), оксиды азота (14%), углеводороды (13%), двуокись серы (9%), то в настоящее время атмосферный воздух города наиболее загрязнен оксидами азота, бенз(а)пиреном, аммиаком, фенолом, формальдегидом. Средняя за год концентрация диоксида азота в целом по городу в 2003 г. составляла 1.6 ПДК, бенз(а)пирена — 2.8 ПДК, фенола — 1.3 ПДК, формальдегида — 2.3 ПДК (Государственный доклад... 2004). Годовой ход примесей в воздухе характеризуется летним максимумом аммиака и формальдегида и весенне-осенним максимумом диоксида и оксида азота, при этом концентрация азота составляют 2.8-3.5 ПДК, а концентрация оксида углерода ПДК не превышает. Отмечена тенденция к заметному росту

концентраций углеводов, диоксида и оксида азота, аммиака и хлористого водорода. Рост концентраций по первым трем показателям связан с выбросами от автотранспорта. Таким образом, среди загрязнителей уменьшилось количество двуокиси серы, но значительно увеличилось количество выбрасываемых в атмосферу города соединений азота. Увеличение трофности местообитаний лишайников происходит за счет местных источников (выбросы автотранспорта, дорожная и строительная пыль и др.). *A. H. physodes*, как уже отмечалось, предпочитает местообитания со слабой или умеренно-слабой эвтрофикацией. Также известно, что увеличение рН среды лишайников несколько нейтрализует окисляющее действие на них веществ, которые при соединении с водяным паром атмосферы образуют кислоты (Batts et al., 2004).

### **Заключение**

Изменение антропогенной нагрузки на среду, состава приоритетных загрязнителей воздуха привело к тому, что число видов эпифитных лишайников в Москве с конца 1980-х — начала 1990-х к 2006—2007 гг. увеличилось почти вдвое, в городе исчезли участки, относившиеся к категории «лишайниковая пустыня», в эпифитном лишайниковом покрове стали доминировать нитрофильные виды (Бязров, 2009). Таким образом, условия жизни для эпифитных лишайников в городе улучшились, что в определенной мере отражают и материалы представленного исследования, поскольку состав стабильных изотопов углерода в ОБ *H. physodes* за сравниваемые сроки изменился в пользу лёгкого изотопа  $^{12}\text{C}$ . Однако я не склонен переоценивать полученные результаты, поскольку, с одной стороны, в данном исследовании использованы материалы измерений всего лишь из трёх пунктов Московского региона, с другой — оно пока единственное не только в регионе, но и в России, что ограничивает возможности анализа и интерпретации представленных данных. Несомненно, необходимы дальнейшие исследования, направленные на детальное изучение соотношения стабильных изотопов в ОБ слоевищ разных видов лишайников из фоновых и антропогенно измененных территорий как страны в целом, так и из Московского региона, в частности.

### **Благодарности**

Измерение соотношения стабильных изотопов углерода при содействии К. Б. Гонгальского проведено А. В. Тиуновым на оборудовании Центра

коллективного пользования при Институте проблем экологии и эволюции РАН, г. Москва. Работа выполнена по плану НИР Лаборатории радиоэкологического мониторинга в регионах АЭС и биоиндикации ИПЭЭ РАН и частично финансировалась программой фундаментальных исследований президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития».

### Список литературы

1. Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Научный мир. 2002. — 336 с.
2. Бязров Л. Г. Лишайники — индикаторы радиоактивного загрязнения. М.: КМК. 2005. — 476 с.
3. Бязров Л. Г. Эпифитные лишайники г. Москвы: современная динамика видового разнообразия. М.: КМК. 2009. — 146 с.
4. Бязров Л. Г. Стабильные изотопы углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) в талломах лишайника *Hurogymnia physodes* в высотном градиенте Хангайского нагорья (Монголия) // Ботанический журнал. 2011. — Т. 96, № 4. — С. 481–493.
5. Бязров Л.Г., Гонгальский К.Б., Пельгунова Л.А., Тиунов А. В. Изотопный состав углерода ( $\delta^{13}\text{C}$ ) талломов лишайников в лесах вблизи Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. — Т. 50, № 1. — С.98–105.
6. Бязров Л.Г., Пельгунова Л. А. Пространственно-временные тренды величин концентрации некоторых элементов в слоевищах эпифитных лишайников из Подмосковья и ряда районов Москвы // Бюллетень Московского общества испытателей. природы. Отдел биологический. 2012. — Т. 117, вып. 1. — С. 59–69.
7. Галимов Э. М. Природа биологического фракционирования изотопов. М.: Наука. 1981. — 247 с.
8. Голубкова Н.С., Бязров Л. Г. Жизненные формы лишайников и лишеносинузии // Ботанический журнал. 1989. — Т. 74, № 6. — С. 794–805.

9. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды в Российской Федерации в 2003 году». М.: Мин.природн.ресурсов РФ. 2004. — 445 с.
10. Еремина И. Д. Многолетние наблюдения за химическим составом атмосферных осадков // Вестник Московского университета. Сер. 5. География. 2004. — № 2. — С. 21–26.
11. Иванов Л.А., Иванова Л.А., Ронжина Д.А., Циглер Х., Дайгеле К., Гунин П.Д., Пьянков В. И. Влияние межвидовой конкуренции на функциональные свойства растений в горно-степных сообществах Гоби // Экология. 2007. — № 3. — С. 172–177.
12. Ивлев А. А. Колебательный характер углеродного метаболизма при фотосинтезе. Аргументы и факты // Известия РАН. Серия биологическая. 2010. — № 3. — С. 261–270.
13. Моргун Е.Г., Ковда И.В., Рысков Я.Г., Олейник С. А. Возможности и проблемы использования методов геохимии стабильных изотопов углерода в почвенных исследованиях (обзор литературы) // Почвоведение. 2008. — № 3. — С. 299–310.
14. Резер С., Упелли Л. Московские проблемы экологической безопасности и энергетики // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. 1995. — Вып. 7. — С. 62–70.
15. Справочник эколого-климатических характеристик г. Москвы. Том 1: Солнечная радиация, солнечное сияние; метеорологические элементы и явления. Характеристика пограничного слоя атмосферы. М.: изд-во МГУ. 2003. — 304 С.
16. Справочник эколого-климатических характеристик г. Москвы. Том 2: Прикладные характеристики климата, мониторинг, загрязнение атмосферы, опасные явления, ожидаемые тенденции в 21 веке. М.: изд-во МГУ. 2005. — 410 С.
17. Тиунов А. В. Стабильные изотопы углерода и азота в почвенно-экологических исследованиях // Известия РАН. Серия биологическая. 2007. — № 4.- С. 475–489.
18. Хёфс Й. Геохимия стабильных изотопов. Перевод с англ. М.: Мир. 1983.- 200 с.



19. Augusto S., Pinho P., Branquinho C., Pereira M.J., Soares A., Catarino F. Atmospheric dioxin and furan deposition in relation to land-use and other pollutants: A survey with lichens // *Journal of Atmospheric Chemistry*. 2004. — Vol. 49, № 1–3. — P. 53–65.
20. Batts J.E., Calder L.J., Batts B. D. Utilizing stable isotopes abundances of lichens to monitor environmental change // *Chemical Geology*. 2004. — Vol. 204, № 3–4. — P. 345–368.
21. Brugnoli E., Farquhar G. D. Photosynthetic fractionation of carbon isotopes // *Photosynthesis: Physiology and Metabolism*. Kluwer Academic Publishers. 2000. — P. 399–434.
22. Cuna S., Balas G., Hauer E. Effects of natural environmental factors on  $\delta^{13}\text{C}$  of lichens // *Isotopes in Environmental & Health Studies*. 2007.- Vol. 43, № 2. -P. 95–104.
23. Dawson T.E., Mambelli S., Plamboeck A.H., Temper P.H., Tu K. P. Stable isotopes in plant ecology // *Annual Review of Ecology and Systematics*. 2002. — Vol. 33. — P. 507–559.
24. Environmental isotopes in biodegradation and bioremediation. CRC Press. 2010. — 435 p.
25. Fry B. Stable isotope ecology. Springer Science+Business Media, LLC. 2006. — 308 p.
26. Garty J. Trace metals, other chemical elements and lichen physiology: research in the nineties // *Trace elements — their distribution and effects in the environment* / Eds. Markert B., Friese K.- Elsevier Science B.v. 2000. — P. 277–322.
27. Gries C., Sanz M.-J., Nash T. H. The effect of SO<sub>2</sub> fumigation on CO<sub>2</sub> gas exchange, chlorophyll degradation in different lichen species from western North America // *Cryptogamic Botany*. 1995. — Vol. 5, N 3. — P. 239–246.
28. Hauck M, Mulack C., Paul A. Manganese uptake in the epiphytic lichens *Hypogymnia physodes* and *Lecanora conizaeoides* // *Environmental & Experimental Botany*. 2002. — Vol. 48, № 2. — P. 107–117.
29. Hawksworth D.L., Rose F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens // *Nature (London)*. 1970. — Vol. 227. — P. 145–148.

30. Lakatos M., Hartard B., Maguas C. The stable isotopes  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{18}\text{O}$  of lichens can be used as tracers of microenvironmental carbon and water sources // *Stable isotopes as indicators of ecological change*. Elsevier Inc. 2007. — P. 77–92.
31. Lakatos M., Hartard B., Maguas C. *Ökologie und Physiologie Borken bewohnender Flechten // Ökologische Rolle der Flechten*. München. 2009. — S. 129–141.
32. Lange O. L. *Pflanzenleben unter Stress: Flechten als Pioniere der Vegetation an Extremstandorten der Erde*. Rostra Universitatis Wirceburgensis. 1992. — 59 S.
33. Maguas C., Brugnoli E. Spatial variation in carbon-isotope discrimination across the thalli of several lichen species // *Plant, Cell & Environment*. 1996. -Vol. 19, № 4. — P. 437–446.
34. Smith E.C., Griffiths H. Intraspecific variation in photosynthetic responses of Trebouxioid lichens with reference to the activity of a carbon-concentrating mechanism // *Oecologia*. 1998. — Vol. 113, № 3. — P. 360–369.
35. Turner T.F., Collyer M.L., Krabbenhoft T.J. A general hypothesis-testing framework for stable isotope ratios in ecological studies // *Ecology*. 2010. — Vol. 91. — P. 2227–2233.
36. Wirth V. *Ökologische Zeigerwerte von Flechten — erweiterte und aktualisierte Fassung*.// *Herzogia*. 2010. — Bd. 23, № 2. — S. 229 -248.
37. Yakir D., Sternberg L.S. L. The use of stable isotopes to study ecosystem gas exchange // *Oecologia*. 2000. — Vol. 123. — P. 297–311.