

УДК 582.29 (470.311)

**ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИЙ
РЯДА ЭЛЕМЕНТОВ В СЛОЕВИЩАХ ЛИШАЙНИКА
XANTHORIA PARIETINA НА ПРИСОЕДИНЕННОЙ В
2012 ГОДУ К МОСКВЕ ТЕРРИТОРИИ**

Л.Г. Бязров, Л.А. Пельгунова*

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский пр., 33, [*lev.biazrov@rambler.ru](mailto:lev.biazrov@rambler.ru)

Реферат. Представлены данные о концентрации Fe, Cu, Zn и Pb в слоевищах эпифитного лишайника *Xanthoria parietina*, собранных в 2012 г. на присоединенной в тот же год к Москве части Московской области. Эта территория была разделена на 17 участков, на каждом из которых вне поселений и вдали от автотрасс со стволов лиственных деревьев отобрали по 10 проб. Определены факторы обогащения элементов, нормализованные относительно Ti. Проведено ранжирование обследованной территории по показателям средней концентрации металлов в слоевищах. Повышенными концентрациями Fe, Zn и Pb выделяются северные участки, примыкающие с юга к прежней территории города, а Cu – центральная часть. Полученные результаты предлагаются как «точка отсчёта» для мониторинговых исследований на обследованной территории.

Ключевые слова: лишайники, *Xanthoria parietina*, железо, медь, цинк, свинец, токсичность, концентрация, фактор обогащения, «точка отсчёта», мониторинг, Москва.

**SPATIAL DISTRIBUTION OF CONCENTRATIONS OF SOME
ELEMENTS IN THALLI OF LICHEN *XANTHORIA PARIETINA*
AT THE AREA MERGED WITH THE MOSCOW CITY IN 2012**

L.G. Biazrov, L.A. Pel'gunova*

A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution Problems of RAS,
Leninsky prospect 33, Moscow, 119071, Russia; [*lev.biazrov@rambler.ru](mailto:lev.biazrov@rambler.ru)

Summary. The data presented characterize concentrations of Fe, Cu, Zn and Pb in thalli of epiphytic lichen *Xanthoria parietina* in 2012. Samples were collected at the area of Moscow province merged with the Moscow city in this year. The territory was divided into 17 parts. Ten samples were collected from trunks of deciduous trees at each part outside settlements and far from highways. The factors of enrichment of elements normalized in relation to Ti have been assessed. Ranking of the area using parameters of the average concentration of metals in thalli has been carried out. The increased concentrations of Fe, Zn, and Pb are found typical for northern parts adjacent to the former city territory from South, while the concentration of Cu is elevated at the central part.

The results are intended to be a baseline for monitoring the territory in future.

Keywords. Lichens, *Xanthoria parietina*, iron, copper, zinc, lead, toxicity, concentration, enrichment factor, baseline, monitoring, Moscow city.

Введение

В 2012 г. к Москве присоединили юго-западную часть территории Московской области вплоть до границы с Калужской областью. Эта обширная (около 150 тыс. га) территория, несомненно, будет интенсивно осваиваться в соответствии со столичными функциями города, что, соответственно, приведет к значительному изменению её природных комплексов. Чтобы в будущем судить о возможном воздействии освоения территории на её природу, необходимо иметь объективные данные о состоянии природного комплекса до начала освоения, своеобразные «точки отсчёта» для будущих мониторинговых исследований. Следствием урбанизации территории, как правило, является ухудшение качества воздуха, что становится причиной многих заболеваний населения (Шешунов и др., 1999; Климат..., 2006).

Признанными индикаторами состояния воздушного бассейна считаются лишайники, используемые в биомониторинге загрязнения среды не только газами, но и такими загрязнителями как токсичные металлы и неметаллы, органические соединения, поскольку динамику химического состава талломов лишайников в пространстве и во времени связывают с изменением свойств среды их обитания (Бязров, 2002, 2005; Пельгунова, Бязров, 2008; Бязров, Пельгунова, 2010, 2012а, б; Шевченко и др., 2013; Garty, 2001). Среди многочисленных подобных исследований можно выделить две основные группы: (1) устанавливающие фоновый уровень или «точку отсчета» концентрации избранного ряда элементов или соединений в талломах ограниченного числа видов лишайников для определения долговременного варьирования содержания этих веществ на избранной территории, что предполагает повторное измерение химического состава лишайников через некоторые промежутки времени; при этом изменчивость химического содержания лишайников в пространстве обычно составляет сопутствующую проблему таких исследований; (2) устанавливающие особенности только пространственной вариабельности химического состава лишайников для определения влияния изолированных или конгломерата источников специфических загрязнителей и выявления поллютантов природного и техногенного происхождения; при этом изменчивость химического состава лишайников во времени может быть сопутствующей проблемой таких исследований. На практике для достоверного суждения о свойствах среды, по имеющимся сведениям, о показателях лишайников важно знать варьирование

содержания загрязнителей в их телах как во времени, так и в пространстве (Bargagli, Mikhailova, 2002; Garty, 2002).

Целью, проведённой нами в 2012 г. работы, был сбор данных о величинах концентрации более чем 20 элементов в слоевищах эпифитного лишайника *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. на различных участках присоединенной в июле того года к Москве территории как «точки отсчёта» для будущих мониторинговых исследований в ходе её освоения как части столицы России. Фактические результаты измерений 169 проб составили соответствующую базу данных, размещенную на сайте Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН (Бязров, Пельгунова, 2013). Однако эти материалы позволяют выявить и пространственное распределение концентраций элементов на момент сбора материала, и в данной работе мы анализируем варьирование концентраций железа (Fe), меди (Cu), цинка (Zn) и свинца (Pb) в слоевищах *X. parietina*, чтобы судить о степени различий по этому показателю непосредственно после официального изменения границ Москвы различных участков этой значительной по площади территории.

Акцентирование внимания на этих металлах обусловлено тем, что они признаны опасными для здоровья людей элементами. Наиболее токсичен Pb, который наряду с Cd, Hg и рядом других элементов, согласно классификации ингредиентов выбросов вредных веществ, относится к классу опасности 1; Cu и Zn включены в класс опасности 2, а Fe – в класс опасности 3 (Общероссийский классификатор...). В отличие от многих металлов, свинец, как и кадмий, не принадлежат к элементам, необходимым для жизнедеятельности организмов (Серегин, Иванов, 2001). Остальные характеризуемые элементы принадлежат к биологическим или «жизненно важным» для организмов (Ковальский, 1974; Ковалевский, 1991; Улахович, 1997). Все названные элементы в той или иной форме добываются из недр Земли и, соответственно, наряду с участием в природных миграционных потоках химических веществ как биологический круговорот, перенос водой, воздушными массами, играют важную роль и в техногенных потоках элементов, особенно выраженных на территориях, где сконцентрированы промышленные предприятия и население (Добровольский, 1983). К последним, несомненно, относится и агломерация Москвы.

Территория, материал, методы

Первого июля 2012 г. столица России г. Москва значительно расширила свою территорию за счет присоединения к её прежней части земель Московской области, главным образом сектор, примыкающий к Московской кольцевой автодороге (МКАД) между Киевским шоссе на западе, Варшавским – на востоке, Большим кольцом Московской железной дороги и границей с Калужской областью – на юге (всего около 150 тыс. га). Расстояние от МКАД до границы с

Калужской областью по прямой составляет около 55 км, а между крайними западными и восточными точками присоединенной территории – около 45 км. На этой территории находятся населённые пункты различной категории (город Троицк, городские посёлки, сельские поселения), а также садовые и дачные участки, сельскохозяйственные угодья, земли лесного фонда с хвойно-лиственными лесами. В целом это равнина с абсолютными высотами около 200 м, развитой речной сетью (реки Десна, Пахра, Моча, Лопасня и другие). Территорию в разных направлениях пересекают автомобильные (Калужское, Киевское шоссе, части Симферопольского шоссе и Бетонного кольца) и железные (Курского и Киевского направления, часть Большого кольца Московской железной дороги) дороги; здесь располагается аэропорт «Внуково».

Климат Москвы характеризуют в целом как умеренно-континентальный, с умеренно-суровой и снежной зимой и сравнительно теплым летом. В течение года в потоках преобладающего западного переноса здесь преобладает континентальный воздух умеренных широт (Климат..., 2006, с. 9). Присоединенная к Москве территория в отношении экологической ситуации, главным образом состояния воздушной среды, находится под воздействием прежде всего Москвы в прежних границах, так как столица выступала как единый крупнейший источник загрязнения для прилегающих к ней районов, воздействие которого простиралось на несколько десятков километров от города в толще воздуха до 200 м от поверхности (Обухов, 1982). Также определённое воздействие на состояние воздушной среды присоединённой территории оказывали и промышленные предприятия Подольска, Климовска, Апрелевки, а на прилегающие к автодорогам участки – выбросы транспортных средств. В 2013 г. степень загрязнения воздуха Москвы по принятым показателям оценивалась как очень высокая, а Подольска – низкая (Бюллетень...). Подольский вариант, вероятно, можно экстраполировать и на присоединенную к Москве территорию.

Сеть участков для длительного мониторинга за показателями эпифитной лишенобиоты была создана по результатам рекогносцировочного обследования. Территория была разделена на примерно равные по площади участки с целью более детального обследования каждого из них по единой методике. Границами участков стали каждые 05' широты и 10' долготы, начиная с 55°10'с.ш. на юге и 36°50'в.д. на западе. Всего таких участков оказалось 17 (их рабочие наименования соответствуют наиболее значимым населённым пунктам и ж/д платформам в пределах участка):

- I – Рогово-Бунчиха (между 55°10'-55°15'с.ш. и 37°00'-37°10'в.д.);
 - II – Жохово-Клёново (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°20'-37°30'в.д.);
 - III – свх. Вороново-Ясенки (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°10'-37°20'в.д.);
 - IV – Кресты-Юрьевка (между 55°15'-55°20'с.ш. и 37°00'-37°10'в.д.);
-

- V – Курилово-Кисилево (между 55°20'–55°25'с.ш. и 37°20'–37°30' в.д.);
 VI – Чириково (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
 VII – Плесково – Ярцево (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 37°00' – 37°10'в.д.);
 VIII – Манчихино (между 55°20' – 55°25'с.ш. и 36°50' – 37°00'в.д.);
 IX – Яковлево (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
 X – Красная Пахра-Поляны (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
 XI – Секерино (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 37°00' – 37°10'в.д.);
 XII – Ожигово-Рассудово (между 55°25' – 55°30'с.ш. и 36°50' – 37°00'в.д.);
 XIII – Бутово- Щербинка (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°30' – 37°40'в.д.);
 XIV – Ракитки-Филимонки (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
 XV – Птичное-Рогозиново (между 55°30' – 55°35'с.ш. и 37°10' – 37°20'в.д.);
 XVI – Картмазово-Московский (между 55°35'–55°40'с.ш. и 37°20' – 37°30'в.д.);
 XVII – Внуково-Мичуринец (между 55° 35' – 55° 40'с.ш. и 37° 10' – 37° 20'в.д.).

Для выявления величин концентрации элементов в слоевищах лишайника в качестве акцептора элементов в исследовании был использован эпифитный листоватый вид *Xanthoria parietina* (L.) Th.Fr., поскольку его представители, как было установлено в ходе рекогносцировочного обследования территории, встречаются здесь повсеместно в инсолируемых местообитаниях, его слоевища сравнительно легко могут быть отделены от субстрата. Этот вид широко распространен на нашей планете (представлен на всех континентах, кроме Антарктиды), встречается преимущественно на коре деревьев и древесине, но растёт и на каменистом субстрате, естественном и искусственном. В Москве (в пределах МКАД) *X. parietina* присутствует на деревьях во всех районах города, причём встречаемость представителей вида в городе в 2006 году по сравнению с 1990 годом значительно увеличилась (Бязров, 2009). Этот лишайник нередко используют в индикационных и биомониторинговых исследованиях (Augusto et al., 2009; Agnan et al., 2013; Бязров, Пельгунова, 2014).

В течение лета и начала осени 2012 г. образцы этого лишайника были собраны со всех 17 названных участков, по 10 с каждого. Слоевища лишайника собирали вне населённых пунктов на расстоянии не менее 300 м от автодорог с взрослых отдельно стоящих и прямо растущих лиственных деревьев на высоте от 1,0 до 1,5 м от поверхности почвы. Поселения и автостреды избегали, поскольку обследуемую часть стволов деревьев там нередко покрывают слоем извести, на неё с дорожного покрытия попадают грязь, вода. Слоевища лишайников срезались вместе с субстратом (корой). При этом стремились отобрать талломы одного размера (около 4 см в диаметре) и, соответственно, примерно сходного возраста. Образцы помещали в полиэтиленовые пакеты, которые, в свою очередь, вкладывали в бумажные пакеты, на которых писалась этикетка с указанием вида древесной породы, места и даты отбора. Положе-

ние каждого дерева, с которого отбирали пробу, позиционировалось по GPS (точность 10 м), что позволит в будущем найти это место и собрать слоевища для повторного измерения.

В лаборатории проводилось обмывание каждой пробы деионизированной водой, с одной стороны, для удаления с поверхности слоевищ посторонних частиц, с другой – для облегчения отделения влажного слоевища от субстрата. Влажные слоевища отделяли от субстрата с помощью стеклянных и пластмассовых шпателей и вновь обмывали их деионизированной водой. Очищенные части слоевищ помещали в пакеты из кальки. Полученные таким образом чистые пробы лишайников предварительно сушили в сушильном шкафу при температуре 105°C. Высушенные образцы затем измельчали растиранием в агатовой ступке до получения пудры с размером частиц не более 50 мкм. Из полученной массы отбиралась навеска 25-35 мг (взвешивание проводилось на аналитических весах фирмы Mettler, AE240, точность до пятого знака), из которой готовили образцы в виде суспензии (связующим компонентом являлся 1% водный раствор Triton X100). Аликвоту полученной суспензии наносили непосредственно на прободержатель и высушивали при температуре 40-50°C. Все манипуляции с лишайниками проводили в специальной одноразовой пластиковой посуде.

Качественный и количественный элементный состав в подготовленных таким образом лишайниковых препаратах определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа (TXRF) на спектрометрической установке S2 PICOFOX (производитель BRUKER, Германия) в Лаборатории экологического мониторинга в регионах АЭС и биоиндикации ИПЭЭ РАН. Принцип рентгенофлуоресцентной спектроскопии и особенности работы на приборе мы ранее подробно уже характеризовали (Бязров, Пельгунова, 2012а), что позволяет нам в данном сообщении это не повторять. Фактический материал с указанием концентрации элементов в каждой пробе, координат места отбора доступен в Интернет (Бязров, Пельгунова, 2013).

Для определения вклада различных источников в формирование элементного состава слоевищ лишайника с разных участков был рассчитан фактор обогащения (FO_{Ti}) элементов (Эл) относительно среднего состава их в верхней части континентальной земной коры:

$$FO_{Ti} = (\text{Эл}/Ti) \text{ проба} / (\text{Эл}/Ti) \text{ земная кора}$$

Поскольку на обследованной территории преобладают глинистые почвы, FO_{Ti} был вычислен относительно среднего содержания Эл в глинах и глинистых сланцах (Григорьев, 2003) и нормализован относительно концентрации в них титана (Ti). FO обычно нормализуют относительно концентрации элементов явно терригенного происхождения. Прежде всего, это Sc, Al. (Klos et al., 2011), либо Ti (Puckett, Finegan, 1980; Tapia et al., 2012). Данных о концентрации двух первых в *X. parietina* в названной ранее базе (Бязров, Пельгунова, 2013) нет, поэтому были использованы сведения о Ti.

Статистическая обработка полученных величин концентрации элементов проведена с использованием соответствующего приложения программы Microsoft Office Excel 2003.

Результаты

Сведения о средней концентрации четырёх элементов в слоевищах *X. parietina* на каждом из 17 участков и другие статистические показатели измерений показаны в таблице 1. Ранжирование анализируемых металлов по величинам средних концентраций следующее: Fe>>Zn>>Cu>>Pb, то есть средняя концентрация каждого последующего элемента на порядок ниже, чем у предшествующего. По соотношению масс (%) в верхней части земной коры (глины, глинистые сланцы) эти элементы располагаются в аналогичной последовательности, только величины масс у трех последних одного порядка (0,005, 0,004 и 0,001%), тогда как доля железа в тех же породах составляет 4,7% (Григорьев, 2003).

Железо. Величины средних концентраций Fe в слоевищах *X. parietina* варьируют от 2069 на участке Жохово – Кленово до 6926 мг/кг на участке Картмазово – Московский, достоверно отличаясь от среднего показателя (3562 мг/кг) для всей территории на 58 и 94%, соответственно. Минимальное значение (316 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Манчихино, а максимальное (26292 мг/кг) – в пробе с участка Картмазово – Московский (табл. 1). В доступных публикациях можно найти информацию о гораздо более высоких уровнях концентрации Fe в лишайниках. В слоевищах *Peltigera rufescens*, собранных в 1971 г. в окрестностях металлургического предприятия (Линкошир, Великобритания), этот показатель составлял 90380 мг/кг (Seaward, 1973), а в слоевищах использованного нами вида *X. parietina*, собранных в 2005 г. в 800 м от сталелитейного завода в Люксембурге, 27816 мг/кг (Hissler et al., 2008). Известны и гораздо меньшие, чем на характеризуемой территории, величины концентрации Fe в слоевищах лишайников. Например, для бородатого лишайника *Usnea sp.*, собранного в 2009 г. в Чили в дождевом лесу на северо-западе Патагонии, указана концентрация 47,5 мг/кг (Monaci et al., 2012), а для нашего вида *X. parietina*, собранного в 2003 г. в незагрязненном районе окрестностей Трабзона (Турция), этот показатель составляет 84,4 мг/кг (Mendil et al., 2005).

На обследованной территории наблюдается высокое варьирование величин концентрации Fe в образцах *X. parietina* (83% для всей выборки). Только на 4 участках значение коэффициента вариации менее 30%, а на 2 (VII и XVI) этот показатель выше 100%. Значения фактора обогащения Fe в целом невелики – 7 для всей обследованной территории и от 2 до 25 на участках (табл. 1), что свидетельствует преимущественно о терригенном происхождении этого элемента в лишайнике (Nimis et al., 2000), хотя на некоторых участках возможен вклад и атмосферных источников, перенос содержащих железо частиц с мест интенсивных строительных работ.

Таблица 1 – Средняя концентрация (М, мг/кг), стандартная ошибка ($\pm$), минимальная (Мин.), максимальная (Макс.) концентрации, коэффициент вариации (КВ) величин концентрации, фактор обогащения (ΦO_{Ti}) железа, меди, цинка и свинца в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Участок, его индекс, число проб	Железо (Fe)			Медь (Cu)			Цинк (Zn)			Свинец (Pb)		
	М $\pm$ м	Мин. Макс	КВ ΦO_{Ti}	М $\pm$ м	Мин. Макс	КВ ΦO_{Ti}	М $\pm$ м	Мин. Макс	КВ ΦO_{Ti}	М $\pm$ м	Мин. Макс	КВ ΦO_{Ti}
I – Рогово-Бунчиха (9)	3925 824	1916 9473	63 12	13,2 1,6	4,4 19,5	37 37	267 38	138 486	42 749	1,4 0,3	0,21 3,39	70 15
II – Жохово-Клёново (10)	2069 384	1006 4745	59 2	13,9 2,1	6,5 24	48 21	348 76	85 806	69 362	0,4 0,1	0,06 0,99	81 2
III – свх. Вороново – Ясенки (10)	3711 897	1561 11242	76 7	8,5 2	1,2 22,8	73 22	369 80	66 959	69 660	3,5 0,9	0,1 9,11	87 9
IV – Кресты-Юрьевка (10)	3479 640	1691 7615	58 11	10,8 1,7	3,1 17,2	48 46	442 41	261 611	30 1320	1 0,3	0,12 2,63	84 11
V – Курилово – Кисилево (10)	2393 211	1563 3715	28 8	14,3 2	6,1 25,9	45 60	284 9	240 325	10 832	1,2 0,3	0,06 3,21	87 13
VI – Чириково (10)	3552 335	1985 5874	30 10	20,2 3,5	2,5 29,3	54 78	265 17	199 381	20 716	0,4 0,1	0,08 0,89	72 4
VII – Плесково – Ярцево (10)	4401 1702	1330 18821	122 8	12 1,6	3,2 19,3	41 30	299 25	199 412	26 532	0,5 0,1	0,07 1,05	64 3
VIII – Манчихино (10)	3420 930	316 8539	86 12	11,3 2,2	1 19,7	62 51	391 73	117 769	59 1242	0,6 0,1	0,19 0,97	44 7
IX – Яковлево (10)	2966 216	2190 4316	23 11	25,4 1,82	13,8 35,7	23 123	282 26	128 402	30 955	0,7 0,1	0,13 1,08	62 8
X – Красная Пахра – Поляны (10)	3095 230	1924 4872	24 10	27,9 1,9	20,9 37,1	21 122	296 12	232 370	13 909	0,7 0,1	0,1 1,28	68 8
XI – Секерино (10)	2773 354	1636 5245	40 4	14,2 1,5	6,5 21,9	32 30	268 46	136 645	54 401	1 0,4	0,01 4,05	117 6
XII – Ожигово – Рассудово (10)	2451 368	913 4215	48 4	12,5 1,2	6,3 18,8	31 25	360 67	43 752	59 514	2,9 1	0,14 7,06	109 15
XIII – Бутово – Щербинка (10)	4943 1356	2492 16446	87 14	9,7 0,65	6,5 12,9	21 37	220 38	84 413	56 588	5,6 1,1	1,21 12,3	64 56
XIV – Ракитки – Филимонки (10)	2828 320	1509 5175	36 4	12,9 1,9	4,1 24,7	46 24	406 90	81 945	70 541	8,3 1,7	2,11 19,1	66 41
XV – Птичное – Рогозиново (10)	3186 577	1287 6249	57 3	18,9 3,85	5,3 38,4	65 26	279 81	83 945	92 264	0,3 0,1	0,04 0,84	96 1
XVI – Картмазово – Московский (10)	6926 577	2392 26292	104 25	11 1,3	6,6 17,33	37 53	514 67	229 903	41 1742	6,7 2,3	1,45 26,8	110 86
XVII – Внуково – Мичуринец (10)	4472 644	2277 9773	46 7	13,2 3,1	1 33,4	73 26	429 84	110 913	62 586	6,1 2,2	0,76 22	113 31
Все 17 участков (169)	3562 228	316 26292	83 7	14,7 0,6	1 38,4	53 31	337 15	43 959	57 469	2,4 0,6	0,01 26,8	82 19

Попарное сравнение величин концентрации Fe в конкретных пробах всех 17 участков с применением критерия Стьюдена (t) для уровня значимости $p \leq 0,05$ позволило провести пространственное группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрациями Fe в слоевищах лишайника (рис. 1). Один кластер образовали участки с минимальными их значениями (II, V, IX, XI, XII и XIV), другой – с повышенными (VII, XIII, XVI и XVII), в третий вошли участки с промежуточными величинами (I, III, IV, VI, VIII, X и XV). Такое деление обследованной территории в целом представляется закономерным, поскольку участки с повышенными величинами концентрации Fe в основном располагаются в северной её части, примыкающей к прежней территории Москвы, границей которой была МКАД. Исключение составляет участок VII (Плесково-Ярцево), располагающийся ближе к центру обследованной территории. Однако именно на этом участке величина коэффициента вариации наиболее высокая среди 17 участков (122%).

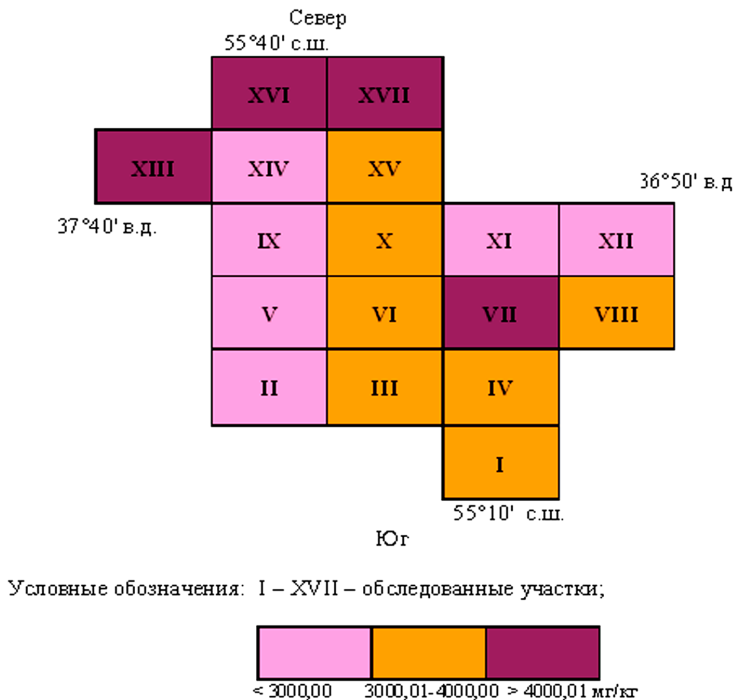
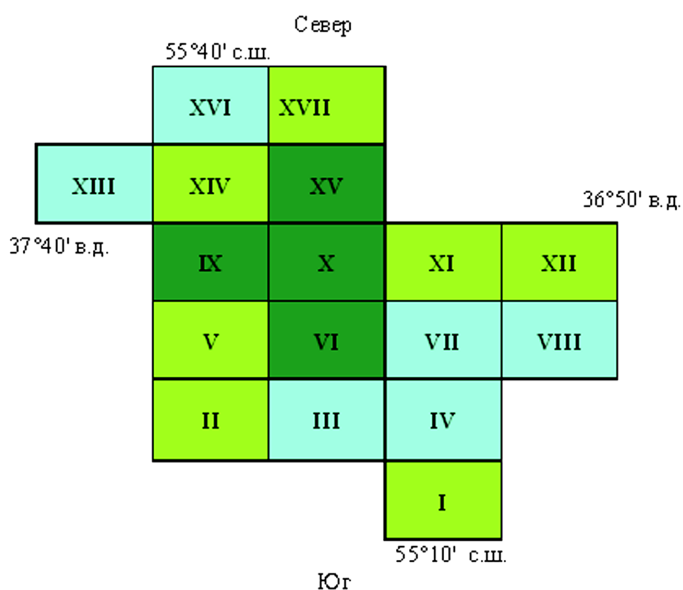


Рисунок 1 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) железа в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Медь. Величины средних концентраций Cu в слоевищах *X. parietina* варьируют от 8,5 на участке совхоз Вороново – Ясенки до 27,9 мг/кг на участке Красная Пахра – Поляны, отличаясь от

среднего показателя (14,7 мг/кг) для всей территории на 58 и 90%, соответственно, что близко к аналогичным показателям для Fe. Минимальное значение (0,97 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Внуково – Мичуринец, а максимальное (38,4 мг/кг) – в пробе с участка Птичное – Рогозиново (табл. 1). Последняя величина на два порядка меньше концентрации Cu (5000 мг/кг), измеренной в слоевищах лишайника *Lecanora vinetorum*, собранных на виноградниках в Германии в 1966 г., регулярно опрыскиваемых медным купоросом (Poelt, Huneck, 1968). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2005 г. на атлантическом побережье Марокко в районе города Агадир, концентрация Cu была 39,8 мг/кг (Monna et al., 2012), в г. Астрахань, собранных в 2000 г. в 800 м от моста через р. Волга – 1,5 мг/кг Волга (Закутнова, Пилипенко, 2004).



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

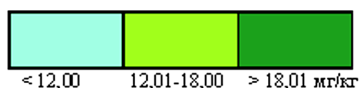


Рисунок 2 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) меди в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Показатели варьирования величин концентрации Cu в образцах *X. parietina* меньше, чем у Fe (53% для всей выборки). На 5 участках значение коэффициента вариации не превышает 32%, а самая высокая его величина (73%) обнаружена на участке XVI (табл. 1). Величины фактора обогащения Cu гораздо выше, чем у Fe (31 для

всей обследованной территории и от 21 на участке Жохово – Кленово до 122 на участке Красная Пахра – Поляны), что указывает на наличие антропогенных источников этого элемента, частицы которого переносятся воздушными массами. Скорее всего, это пестициды и инсектициды, используемые на сельскохозяйственных угодьях, в лесном хозяйстве и в многочисленных здесь садоводческих товариществах.

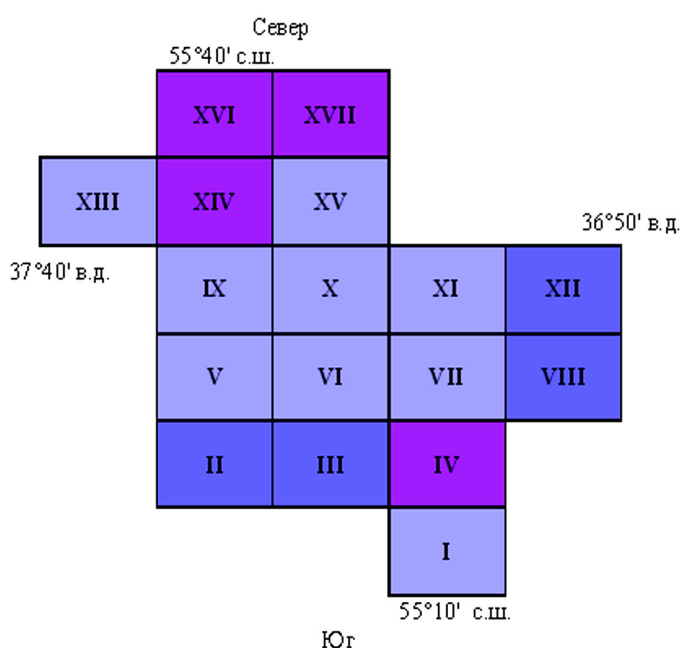
Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации *Cu* в слоевищах лишайника, как и для *Fe*, позволило выявить три кластера (рис. 2). Количественное соотношение между ними аналогично предшествующему элементу, однако расположение их иное. Кластер с повышенными величинами концентрации *Cu* включил участки, расположенные в центре территории. Участки с минимальными их значениями концентрации располагаются как вблизи МКАД, так и вдали от нее, на юго-западе территории.

Цинк. Величины средних концентраций *Zn* в слоевищах *X. parietina* варьируют от 220 на участке Бутово – Щербинка до 514 мг/кг на участке Картмазово – Московский, отличаясь от среднего показателя (337 мг/кг) для всей территории на 53 и 63%, соответственно. Минимальное значение (42,5 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Ожигово – Рассудово, а максимальное (959,1 мг/кг) – в пробе с участка совхоз Вороново – Ясенки (табл. 1). Для других видов из загрязненных мест приводятся гораздо более высокие концентрации *Zn*. Так, для лишайника *Verrucaria nigrescens*, собранного в начале 1970-х годов в штате Пенсильвания (США) в 150 м от цинкоплавильного завода, приведена величина 25000 мг/кг (Nash, 1975). Несколько меньшая величина (23000 мг/кг) зафиксирована там же для *Micarea peliocarpa* (= *M. trisepta*). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2006 г. в Турции в промышленной зоне Измирского залива Эгейского моря, концентрация *Zn* была 931 мг/кг (Dogrul et al., 2012), а в образце того же вида, собранном в 1996 г. в Италии, провинция Пиза, только 5,5 мг/кг (Scerbo et al., 1999). Ещё меньше величина концентрации *Zn* (1,19 мг/кг) в таллومه *Pseudevernia furfuracea*, собранного в 2006 г. в лесу на Анатолийском плато в Турции (Cansaran-Duman et al., 2012).

Показатели варьирования величин концентрации *Zn* в образцах *X. parietina* с обследованной территории примерно такие же, что у *Cu* (57% для всей выборки). На 6 участках значение коэффициента вариации не превышает 30%, а самая высокая его величина (92%) отмечена на участке XV (табл. 1). Величины фактора обогащения *Zn* гораздо выше, чем у остальных элементов (469 для всей обследованной территории и от 264 на участке Птичное – Рогозиново до 1741 на участке Картмазово – Московский), что позволяет уверенно предполагать в основном антропогенное происхождение этого элемента в лишайнике. Скорее всего, это перенос частиц металла с

территории в пределах МКАД, а также интенсивное использование оцинкованных материалов (кровля крыш зданий, трубы и другое) в строительстве.

Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации Zn в слоевищах лишайника, как и для Fe, Cu, позволило выявить три территориальных кластера (рис. 3). Количественное соотношение между ними иное, чем у кластеров по предшествующим элементам, поскольку более половины участков (9) относится к кластеру с пониженной средней концентрацией Zn. В то же время кластер с повышенными величинами концентрации Zn, как и у Fe, включил главным образом участки, расположенные на севере, примыкающие к МКАД.



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

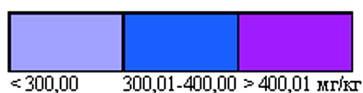


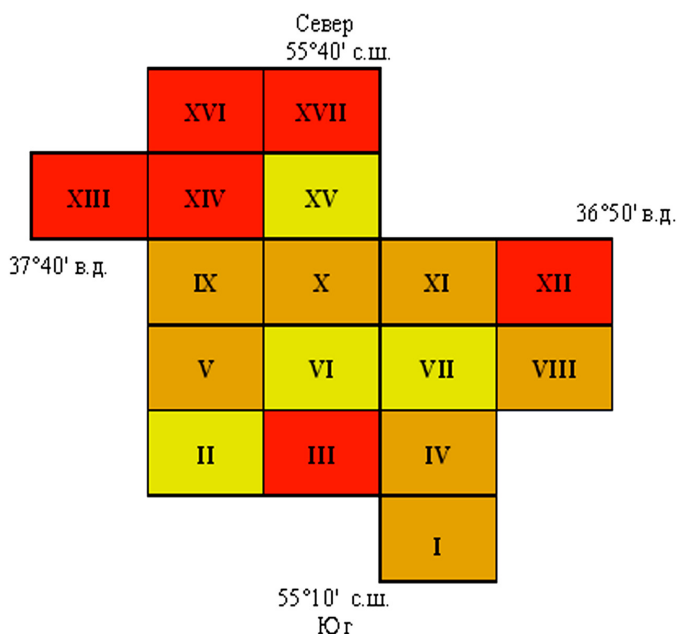
Рисунок 3 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) цинка в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории

Свинец. Величины средних концентраций Pb в слоевищах *X. parietina* варьируют от 0,3 на участке Птичное – Рогозиново до 6,7 мг/кг на участке Картмазово – Московский, отличаясь от среднего показателя (2,4 мг/кг) для всей территории на 764 и 175%, соответ-

ственно. Минимальное значение (0,01 мг/кг) для всей выборки отмечено в одной из проб с участка Секерино, а максимальное (26,8 мг/кг) – в пробе с участка Картмазово – Московский (табл. 1). В слоевищах *X. parietina*, собранных в 2006 г. в Турции в промышленной зоне Измирского залива Эгейского моря, была измерена концентрация Pb 394 мг/кг (Dogrul et al., 2012). В публикациях можно найти и гораздо более высокие значения концентрации Pb в слоевищах лишайников. Например, в талломах *Cetraria (Cornicularia) muricata*, собранных в 1960 г. на старых отвалах рудника полиметаллов в Западном Йоркшире (Великобритания), была измерена концентрация Pb 25000 мг/кг (Shimwell, Laurie, 1972). Многие авторы (Инсарова, 1983; Соловьева и др., 2007; Nash, 1989; Garty, 2001; Osyczka, Rola, 2013) подчёркивали, что значительные концентрации Pb были измерены в слоевищах разных видов лишайников, собранных на отвалах рудников и шахт. Высокая концентрация свинца и в городских лишайниках. Например, в 1970 г. этот показатель в слоевищах *Lecanora muralis*, собранных на расстоянии 5,3 км от центра города Лидс (Великобритания), составлял 3124 мг/кг (Seaward, 1973). С другой стороны, в лишайниках разных видов с арктических островов, высокогорий величина концентрации Pb нередко бывает ниже предела обнаружения элемента используемыми измерительными приборами.

Показатели варьирования величин концентрации Pb в образцах *X. parietina* с обследованной территории примерно такие же, что у Fe (82% для всей выборки). Однако участки со значениями коэффициента вариации менее 30% отсутствуют, а самая высокая его величина (117%) отмечена на участке XI (табл. 1). Значения фактора обогащения Pb сравнительно низкие (19 для всей обследованной территории и от 1 на участке Птичное – Рогозиново до 86 на участке Картмазово – Московский). Величины $FO_{Ti} < 5$ свидетельствуют преимущественно о литогенном источнике Pb в слоевищах, тогда как значения > 5 показывают, что источником свинца является также и атмосфера, и чем выше значение FO_{Ti} , тем больше её роль как источника элемента в слоевищах лишайника. Основным источником Pb являются выбросы двигателей автомобилей.

Группирование участков по отсутствию статистически значимых различий между величинами средней концентрации Pb в слоевищах лишайника, как и для предшествующих элементов, выявило три территориальных кластера (рис. 4). Количественное соотношение между ними иное, чем у кластеров по предшествующим элементам, поскольку меньше участков (4), формирующих кластер с пониженной для территории средней концентрацией Pb, и больше участков (6), образующих кластер с повышенными величинами концентрации Pb. Как по Fe и Zn, последние расположены, главным образом, на севере характеризуемой территории, примыкая к МКАД.



Условные обозначения: I – XVII – обследованные участки;

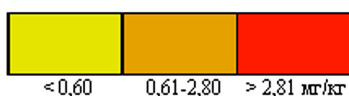


Рисунок 4 – Схема пространственного распределения средних величин концентрации (мг/кг) свинца в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории.

Обсуждение

Концентрацию элементов в объектах окружающей человека среды обычно определяют с целью установления степени загрязнения среды. В Законе Российской Федерации «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. №7-ФЗ (Российская газета за 12 января 2002 г., №6) загрязнение определяется как «поступление в окружающую среду вещества и (или) энергии, свойства, местоположение или количество которых оказывают негативное воздействие на окружающую среду», а загрязнителем среды считается «вещество или смесь веществ, количество и (или) концентрация которых превышают установленные для химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов нормативы и оказывают негативное воздействие на окружающую среду» (статья 1).

Таким образом, загрязнением обозначают процесс поступления в среду различных веществ после того, как их содержание в среде достигает некоторой нормируемой критической величины – предельно допустимой концентрации (ПДК), – превышение которой негативно проявляется на деятельности обитателей Земли. Нормирование осуществляют государственные органы. К сожалению, содержание веществ в лишайниках не нормируется, хотя некоторые виды используют в производстве пищевых, фармацевтических продуктов (Бязров, 2000, 2013). Например, ПДК в пищевых продуктах растительного происхождения для наиболее токсичного среди анализируемых здесь элементов Pb составляет 0,2-0,5 мг/кг (Беспамятников, Кротов, 1985). Но эти величины установлены для материала (зерно, овощи, фрукты), который сформировался в течение несколько месяцев (вегетационного периода), тогда как возраст отбираемых для анализов слоевищ лишайников превышает пять лет, а чаще этот показатель более 10 лет. Кроме того, элементы в лишайники поступают из воздушной среды. Так что не удивительно, что приведенные в табл. 1 средние величины концентрации свинца (от 0,28 до 6,66 мг/кг) в слоевищах *X. parietina* выше ПДК свинца в пищевых продуктах. Однако на трех участках – II, VI и XV – концентрации Pb в телах лишайника соответствуют ПДК для пищевых продуктов растительного происхождения, да и средние величины концентрации свинца в лишайнике из других участков обследованной территории практически не отличаются от аналогичных фоновых показателей для этого вида из относительно «чистых» районов. Так, в окрестностях г. Черкассы (Украина) концентрация Pb в слоевищах *X. parietina* в 2010-2012 гг. была 4,6 мг/кг (Корнелюк, 2013), в Каталонии (Испания) в 2008 году – от 1,23 до 8,92 мг/кг (Achotegui-Castells et al., 2013), в районе г. Тулуза (Франция) в 2010 году – от 1,90 до 8,38 мг/кг, тогда как в образцах, собранных там же в 1900 году – от 9,38 до 24,47 мг/кг (Agnan et al., 2013), на Анатолийском плато (Турция) в 2005 году – от 0,90 до 1,60 мг/кг (Mendil et al., 2009).

Следует отметить высокие значения коэффициента вариации индивидуальных величин концентрации элементов в пробах слоевищ *X. parietina* с обследованных участков (табл. 1), что показывает на гетерогенность как мест отбора проб лишайника, так и, видимо, образцов. С другой стороны, вероятно, не следует оперировать только средними величинами концентрации и пренебрегать максимальными её значениями, поскольку последние показывают потенциал возможного аккумуляирования элемента на участках. Однако даже эти максимальные величины концентрации в отдельных пробах *X. parietina* много уступают аналогичным значениям, приводимым в доступных публикациях для слоевищ как этого, так и других видов лишайников из Европы, Африки, Северной Америки. Указанные ранее высокие значения концентраций характеризуемых элементов в лишайниках подтверждают мнение о безбарьерном

аккумуляции элементов этими симбиотическими организмами (Ковалевский, 1991).

Значения коэффициентов корреляции между величинами концентраций элементов не позволяют делать однозначные заключения. Для всей выборки (169 проб) статистически значима ($p \leq 0,05$) корреляция лишь между Fe и Pb. На участках VI, X, XIII и XV статистически достоверных значений коэффициента корреляции между характеризуемыми элементами нет, а на остальных тринадцати у Fe 12 значимых величин коэффициента, у Cu – 11, у Zn – 14 и у Pb – 11 (табл. 2).

Таблица 2 – Коэффициенты корреляции величин концентрации элементов в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* на исследованных участках (полужирным шрифтом выделены статистически значимые для $p \leq 0,05$)

№ участка (число проб)	Fe/Cu	Fe/Zn	Fe/Pb	Cu/Zn	Cu/Pb	Zn/Pb
I (9)	-0,3	0,7	-0,4	-0,1	-0,4	-0,6
II (10)	0,6	-0,1	0,2	0,5	-0,3	-0,5
III (10)	-0,1	-0,1	0,2	0,7	-0,1	-0,7
IV (10)	0,2	-0,1	0,3	0,1	0,1	-0,6
V (10)	0,6	-0,2	0,2	0,4	0,4	0,7
VI (10)	0,5	0,3	0,2	-0,2	0,1	0,2
VII (10)	-0,7	-0,2	0,2	0,3	-0,1	-0,6
VIII (10)	0,8	0,5	0,8	0,6	0,9	0,4
IX (10)	0,2	0,3	-0,7	0,5	-0,2	0,1
X (10)	0,1	0,1	-0,5	0,5	-0,4	-0,5
XI (10)	0,2	0,1	-0,3	0,7	0,3	0,1
XII (10)	0,9	0,6	-0,1	0,8	0,1	0,1
XIII (10)	-0,2	0,2	-0,3	-0,4	0,5	-0,2
XIV (10)	-0,5	0,7	-0,5	-0,1	0,5	-0,5
XV (10)	0,5	0,2	0,2	0,5	-0,5	-0,3
XVI (10)	0,1	0,6	0,9	0,3	-0,1	0,7
XVII (10)	0,1	0,1	0,1	0,5	0,8	0,4
Вся территория (169)	-0,1	-0,1	0,3	0,1	-0,1	0,1

Положительные величины коэффициента корреляций наблюдаются на 4 участках у Fe с Cu, Fe с Zn, Cu с Zn, а Zn имеет отрица-

тельные величины коэффициентов корреляции с Pb на таком же числе участков.

Низкие величины фактора обогащения Fe и Pb для всей обследованной территории указывают, в основном, на терригенное их происхождение в лишайниках. Высокие и очень высокие значения фактора обогащения Cu и Zn свидетельствуют о преимущественно антропогенном их источнике. Значительное варьирование конкретных величин концентрации элементов, возможно, с одной стороны, следствие неравномерного распределения строительных работ на территории, с другой – разной степени сельскохозяйственного использования угодий.

Мы сравнили наши данные с результатами аналогичного исследования в провинции Венето на северо-востоке Италии, где концентрации элементов измеряли в том же виде лишайника (Nimis et al., 2000). Там на участках, отличающихся на 98% от естественных (не затронутых деятельностью человека), концентрация Fe >1800 мг/кг (при максимальной для всей Италии 4276 мг/кг), Cu >53 (161), Zn >150 (338), Pb >108 (494). Степень отличия присоединенной к Москве территории от природных экосистем по средней величине концентрации Fe и Zn в слоевищах *X. parietina* больше, чем наиболее освоенных человеком участков провинции Венето. По концентрации Cu обследованная территория соответствует частям Венето, на 75% отличающихся от не измененных человеком, а по концентрации Pb – на 20%. Таким образом, в сравнении с провинцией Венето, на присоединенной к Москве территории благополучно только по концентрации Pb в лишайниках. А по трем другим элементам картина не столь радужная.

Заключение

Представленные материалы имеют исключительно локальное значение. Они показывают уровни концентрации нескольких элементов в слоевищах *X. parietina* и пространственное распределение этих величин на обследованной территории как отклонения от среднего значения. У нас нет намерения фиксировать степень загрязнения территории, поскольку это функция государственных органов, устанавливающих предельные величины концентраций веществ в воздухе, воде, почве, биологических продуктах. Наши данные свидетельствуют о неравномерных условиях накопления Fe, Cu, Zn и Pb слоевищами лишайника в разных частях присоединенной в 2012 г. к Москве территории. И, если величины концентрации Fe, Zn и Pb повышенные, в основном, на участках вблизи прежней границы города, то высокие концентрации Cu характерны для центральной части территории.

Мы надеемся, что при осуществлении планов распространения на обследованную территорию столичных функций, ситуация здесь останется на приемлемом для людей уровне. А суждение об этом

можно будет сделать также и после сравнения результатов будущих аналогичных исследований с публикуемыми здесь данными. Заказчиком подобных регулярных исследований должно быть соответствующее ведомство правительства Москвы, а для его выполнения следует привлекать специалистов из МГУ им. М.В. Ломоносова, научных институтов РАН и Госкомгидромета, где такие кадры пока имеются.

Благодарности

Исследование финансировалось по Программе фундаментальных исследований президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития». Мы благодарим председателя редколлегии продолжающегося издания «Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем» д.ф.-м.н. профессора С.М. Семенова за любезное предложение принять участие в формировании данного тома, а также его заместителя В.В. Ясюкевича за помощь в преобразовании рисунков. Мы признательны анонимному рецензенту рукописи, комментарии которого способствовали улучшению качества нашей статьи.

Список литературы

- Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. 1985. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. – Л.: Химия, 528 с.
- Бюллетень «Состояние загрязнения окружающей среды на территории Московского региона в 2013 году». Электр. ресурсы. URL: <http://ecomos.ru/kadr22/sostojanieZagrOSgod.asp>
- Бязров Л.Г. 2000. Лишайники как источник пищи. Биология. №19, с. 14.
- Бязров Л.Г. 2002. Лишайники в экологическом мониторинге. – М.: Научный мир, 336 с.
- Бязров Л.Г. 2005. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 476 с.
- Бязров Л.Г. 2009. Эпифитные лишайники г. Москвы: современная динамика видового разнообразия. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 146 с.
- Бязров Л.Г. 2013. Лихенизированные грибы как причина заболевания контактным дерматитом. Успехи медицинской микологии. Т. XI, с. 264-266.
- Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2010. Динамика содержания элементов в слоевищах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* из Подмосковья. Иммунопатология, аллергология, инфектология. №1, с. 90.
-

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2012а. Пространственно-временные тренды величин концентрации некоторых элементов в слоевищах эпифитных лишайников из Подмоскovie и ряда районов Москвы. Бюллетень МОИП. Отд. биол. Т. 117, Выпуск 1, с. 59-69.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2012б. Градиентный анализ содержания мышьяка (As) в слоевищах эпифитного лишайника для установления воздействия металлургического завода на окружающую территорию. Современная микология в России. Том 3. – М.: Национальная академия микологии, с. 243.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2013. База данных о концентрации элементов в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с присоединенной в 2012 г. к Москве территории как «точка отсчёта» для долговременного мониторинга качества воздушной среды. Сайт ИПЭЭ РАН. URL: http://www.sevin.ru/laboratories/biazrov_Xanthoria_parietina.pdf; http://www.sevin.ru/laboratories/biazrov_Xanthoria_parietina.xls.

Бязров Л.Г., Пельгунова Л.А. 2014. Оценка состава некоторых элементов и их распределения на поверхности слоевища листоватого лишайника неразрушающим образцом микро-рентгенофлуоресцентным спектрометром (μ -РФС) M4 Tornado. Живые и биокосные системы. №6; URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-6/article-10>.

Добровольский В.В. 1983. Некоторые аспекты загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. В кн.: Биологическая роль микроэлементов. – М: Наука, с. 44-55.

Григорьев Н.А. 2003. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры. Геохимия. №7, с. 785-792.

Закутнова В.И., Пилипенко В.И. 2004. Влияние тяжелых металлов на лишайники. Вестник Оренбургского гос. университета. №12, с. 112-116.

Инсарова И.Д. 1983. Влияние тяжелых металлов на лишайники. В кн.: Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т.6. – Л.: Гидрометеиздат, с. 101-113.

Климат, качество атмосферного воздуха и здоровье москвичей. Под. ред. Б.А. Ревича. 2006. – М.: Издательство «АдамантЪ». 246 с.

Ковалевский А.Л. 1991. Биогеохимия растений. Новосибирск: Наука. 294 с.

Ковальский В.В. 1974. Геохимическая экология. Очерки. – М.: Наука, 299 с.

Корнелюк Н.Н. 2013. Фитоиндикация загрязнения тяжёлыми металлами городских экосистем. В кн.: Проблемы природоохранной организации ландшафтов. Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию выпуска первого мелиоратора в России (24-25 апреля 2013 г.). Часть 1. Новочеркасск, с. 276-278.

Обухов А.М. 1982. Контроль чистоты воздушного океана. В кн.: Город, природа, человек. – М.: Мысль, с. 91-108. Общероссийский классификатор ингредиентов выбросов вредных веществ. Электр. ресурсы. URL: <http://citysoft.mosmap.ru/ClassIng/ClassIng.htm>

Пельгунова Л.А., Бязров Л.Г. 2008. Первые данные о концентрации элементов в слоевищах эпифитного лишайника на деревьях центра Москвы. В кн.: Современная микология в России. Т. 2. – М.: Национальная академия микологии, с. 534.

Серегин И.В., Иванов В.Б. 2001. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. Физиология растений, Т. 48, №4, с. 606-630.

Соловьева М.И., Кудинова З.А., Кузьмина С.С. 2007. Содержание микроэлементов в слоевищах лишайников родов *Cladonia* и *Cetraria* в зависимости от места произрастания. Наука и образование. №3, с. 118-122.

Улахович Н.А. 1997. Комплексы металлов в живых организмах. Соросовский образовательный журнал. №8, с. 27-32.

Шевченко В.П., Покровский О.С., Стародымова Д.П., Васюкова Е.В., Лисицын А.П., Дровнина С.И., Замбер Н.С., Махнович Н.М., Саввичев А.С., Сонке Й. 2013. Геохимия эпигейных лишайников водосборного бассейна Белого моря. Доклады Академии наук. Т. 450. №1, с. 87-93.

Шешунов И.В., Гильмиярова Ф.Н., Гергель Н.И., Самыкина Л.Н., Баишева Г.М., Сапрыкина А.Г., Рожкова О.В. 1999. Зависимость заболеваемости населения от специфических промышленных выбросов. Гигиена и санитария. №3, с. 5-9.

Achotegui-Castells A., Sardans J., Ribas A., Penuelas J. 2013. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. Environ. Monit. Assess. V. 185, pp. 615-629.

Agnan Y., Sejalon-Delmas N., Probst A. 2013. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: A story of lichens. Environ. Pollut. V. 172, pp. 139-148.

Augusto S., Maguas C., Branquinho C. 2009. Understanding the performance of different lichen species as biomonitors of atmospheric dioxins and furans: potential for intercalibration. *Ecotoxicology*. V. 18, pp. 1036-1042.

Bargagli R., Mikhailova I. 2002. Accumulation of inorganic contaminants. In: Nimis P. L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (eds.): *Monitoring with lichens – monitoring lichens*. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 65-84.

Cansaran-Duman D., Aras S., Atakol O., Atasoy I. 2012. Accumulation of trace elements and the assessment of the genotoxicity in the lichen *Pseudevernia furfuracea* transplanted to a polluted site in Ankara. *Ekoloji*. V. 85, pp. 1-14.

Dogrul D.A., Yolcubal I., Akyol N.H., Cobanoglu G. 2012. Biomonitoring of airborne metals using the lichen *Xanthoria parietina* in Kocaeli Province, Turkey. *Ecol. Indic.* V. 18, pp. 632-643.

Garty J. 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Crit. Rev. Plant Sci.* V. 20, pp. 309-371.

Garty J. 2002. Biomonitoring heavy metal pollution with lichens. In: Kranner I., Beckett R.P., Varma A.K. (eds.): *Protocols in lichenology. Culturing, biochemistry, ecophysiology and use in biomonitoring*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 458-482.

Hissler C., Stille P., Krein A., Geagea M.L., Perrone T., Probst J.-L., Hoffmann L. 2008. Identifying the origins of local atmospheric deposition in the steel industry basin of Luxembourg using the chemical and isotopic composition of the lichen *Xanthoria parietina*. *Sci. Total Environ.* V. 405, pp. 338-344.

Klos A., Rajfur M., Waclawek M. 2011. Application of enrichment factor (EF) to the interpretation of results from the biomonitoring studies. *Ecological Chemistry & Engineering S.* V. 18, pp. 171-183.

Mendil D., Celik F., Tuzen M., Soylak M. 2009. Assessment of trace metal levels in some moss and lichen samples collected from near the motorway in Turkey. *J. Hazard. Mater.* V. 166, pp. 1344-1350.

Mendil D., Tuzen M., Yazici K., Soylak M. 2005. Heavy metals in lichens from roadsides and an industrial zone in Trabzon, Turkey. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 74, pp. 190-194.

Monaci F., Fantozzi F., Figueroa R., Parra O., Bargagli R. 2012. Baseline element composition of foliose and fruticose lichens along the steep climatic gradient of SW Patagonia (Aisen region, Chile). *J. Environ. Monit.* V. 14, pp. 2309-2316.

Monna F., Bouchaou L., Rambeau C., Losno R., Bruguier O., Dongarra G., Black S., Chateau C. 2012. Lichens used as monitors of atmospheric pollution around Agadir (Southwestern Morocco) – a case study predating lead-free gasoline. Water, air, and soil pollution. V. 223. pp. 1263-1274.

Nash T.H. 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. Ecol. Monogr. V. 45, pp. 183-198.

Nash T.H. 1989. Metal tolerance in lichens. In: Shaw A.J.(ed.) Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Inc., Boca Raton, pp. 119-131.

Nimis P.L., Lazzarini G., Lazzarini A., Skert N. 2000. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). Sci. Total Environ. V. 255, pp. 97-111.

Osyczka P., Rola K. 2013. *Cladonia* lichens as the most effective and essential pioneers in strongly contaminated slag dumps. Cent. Eur. J. Biol. V. 8, pp. 876-887.

Poelt J., Huneck S. 1968. *Lecanora vinetorum* nova spec., ihre Vergesellschaftung, ihre Ökologie und ihre Chemie. Österr. Bot. Zeitschr. Bd. 115, pp. 411-422.

Puckett K.J., Finegan E.J. 1980. An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada. Canad. J. Bot. V. 58, pp. 2073-2089.

Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L., Ristori T., Barale R., Barghigiani C. 1999. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). Sci. Total Environ. V. 241, pp. 91-106.

Seaward M.R.D. 1973. Lichen ecology of the Scunthorpe heathlands. 1. Mineral accumulation. Lichenologist. V. 5, pp. 423-433.

Shimwell D.W., Laurie A.E. 1972. Lead and zinc contamination of vegetation in the southern Pennines. Environ. Pollut. V. 3, pp. 291-301.

Tapia J., Audry S., Townley B., Duprey J.L. 2012. Geochemical background, baseline and origin of contaminants from sediments in the mining-impacted Altiplano and Eastern Cordillera of Oruro, Bolivia. Geochem.-Explor. Environ. Anal. V. 12, pp. 3-20.