

Реакция лишайника *Nurogutnia physodes* на пылевое загрязнение в зоне влияния Средне-Тиманского бокситового рудника

Т. Н. ПЫСТИНА, Е. Г. КУЗНЕЦОВА, А. Б. НОВАКОВСКИЙ

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН
167982, Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28
E-mail: t.pystina@ib.komisc.ru

Статья поступила 30.08.2022

После доработки 12.12.2022

Принята к печати 24.01.2023

АННОТАЦИЯ

Представлены результаты многолетнего мониторинга (2002–2017 гг.) состояния эпифитного лишайника *Nurogutnia physodes* на территории воздействия Средне-Тиманского бокситового рудника (Республика Коми), где основным загрязнителем окружающей среды является пыль с преобладанием в ее составе Al и Fe. Выделены три периода реакции лишайника на загрязнение: шоковый, максимальных изменений, адаптации. В результате загрязнения значительно снизилось проективное покрытие вида, увеличилась доля некрозов талломов, уменьшились их линейные размеры. Через десять лет после начала мониторинга показатели жизненного состояния *N. physodes* стали стабилизироваться, а затем и улучшаться, что можно объяснить адаптацией лишайника к хроническому загрязнению среды пылевыми выпадениями. Изучение динамики содержания основных поллютантов показало, что в процессе эксплуатации рудника происходит их накопление в талломах лишайника в ряду: Al > Fe > Ni > Cu > Pb.

Ключевые слова: эпифитные лишайники, Средний Тиман, бокситовый рудник, загрязнение, мониторинг.

ВВЕДЕНИЕ

При организации мониторинга состояния экосистем в зонах техногенного воздействия широко используются биоиндикационные методы. К числу традиционных индикаторов загрязнения относятся эпифитные лишайники в силу их повышенной чувствительности к изменению факторов среды [Михайлова, Воробейчик, 1995; Loppi et al., 1995; Dorozhkina et al., 1997; Бязров, 2002; Красногорская и др., 2004; Paoli et al., 2012]. Эпифиты характеризуются более высокой скоростью поглощения загрязнителей и отличаются меньшей устой-

чивостью к поллютантам по сравнению с лишайниками других эколого-субстратных групп [Westman, 1975; Piervittori et al., 1997; van Dobben, ter Braak, 1999]. Поступление веществ в талломы эпифитных лишайников практически полностью зависит от количества осадков и состава атмосферного воздуха [Garty 2001; Conti et al., 2004; Białońska, Dayan, 2005; Klos et al., 2007; Balabanova et al., 2014; и др.].

Установлено, что в районах промышленного загрязнения изменяются следующие характеристики эпифитного лишайникового покрова: уменьшается видовое разнообразие,

исчезают чувствительные и внедряются устойчивые к поллютантам виды, снижаются общее проективное покрытие, проективное покрытие и встречаемость многих чувствительных видов, морфологические и функциональные показатели жизнестойкости талломов [Трасс, 1985; Горшков, 1991; Bargagli, Barghigiani, 1991; Perkins, 1992; Михайлова, Воробейчик, 1995; Бязров, 2002; Józwiak, Józwiak, 2009; Головкин и др., 2018].

В России одним из крупных промышленных объектов является Средне-Тиманский бокситовый рудник (СТБР), расположенный в северной части Княжпогостского района Республики Коми. Эксплуатационные работы на СТБР с 1998 г. проводит горнорудное предприятие АО «Боксит Тимана». Разрабатывается Ворыквинская группа месторождений (Вежаю-Ворыквинское, Верхне-Щугорское, Восточное, Светлинское). В химическом составе бокситов преобладают оксиды алюминия (48,69 %) и железа (27,87 %) [Котова, Вахрушев, 2011]. Карьерный способ добычи руды на СТБР приводит к уничтожению природных экосистем, загрязнению растительности, почв и поверхностных вод на прилегающих к промышленной зоне участках. Основным загрязняющим ингредиентом является красная бокситовая пыль, образующаяся при проведении взрывных работ, транспортировке, хранении, обработке и погрузке руды на центральном шихтовальном складе. Особенно опасны для природных экосистем и здоровья людей мелкодисперсные фракции [Lee et al., 2017], преобладающие в гранулометрическом составе бокситов Вежаю-Ворыквинского месторождения [Котова, Вахрушев, 2011]. Поллютантами являются также газообразные вещества и твердые частицы, образующиеся при работе спецтехники, автомобильного и железнодорожного транспорта, пылении с поверхности отвалов вскрышных пород и дорожного полотна. В составе газопылевых выбросов с территории СТБР зарегистрировано превышение фоновых содержаний Al, Fe, Cu, Mn, Co, нитритов, ионов аммония, нитратов, в меньшей степени Si, Ni, Cr, Zn, Pb, Sr, Ti и др. Вблизи технологических объектов содержание металлов выше фоновых значений в 4 раза и более [Афанасенко и др., 2010]. Согласно расчетам нормативов ПДВ определено прогнозируемое количество выбросов в атмосферу,

поступающих ежегодно от объектов Вежаю-Ворыквинского месторождения: валовые выбросы – около 5511,6 т, в том числе оксиды азота 636,34 т, оксид углерода – 1111,81 т, сернистый ангидрид – 786,04 т, взвешенные вещества – 1405,0 т, в том числе пыль неорганическая – 1058,85 т, сажа – 344,7 т.

На территории расположения СТБР (в районе разработки Вежаю-Ворыквинского месторождения) в период 2002–2017 гг. проводили комплексные наблюдения за состоянием основных компонентов природных ландшафтов, включая лишайники. В качестве модельного был выбран широко распространенный в таежных лесах эпифитный лишайник *Nurogymnia physodes* (L.) Nyl. Вид относится к классу среднечувствительных к воздушному загрязнению [Трасс, 1985] и часто используется как биоиндикатор при оценке атмосферного загрязнения [Михайлова, Воробейчик, 1999; Poličnik et al., 2004; Białońska, Dayan, 2005; Михайлова, Кшнясев, 2012; Королева, Ревунков, 2016; и др.].

Цель работы заключалась в изучении реакции лишайника *N. physodes* на загрязнение пылевыми выбросами, образующимися в результате эксплуатации бокситового рудника. Основными параметрами для оценки являлись: проективное покрытие стволов деревьев лишайником, жизненное состояние талломов, динамика накопления основных загрязнителей (металлов) в образцах лишайника.

Следует отметить, что воздействие пылевого загрязнения на лишайники менее изучено [Zvereva et al., 2008; Paoli et al., 2014; Rai, 2016; Degtjarenko et al., 2018] по сравнению с влиянием кислотообразующих газообразных эмиссий (SO₂, NO_x, NH₃ и др.), наиболее губительных для эпифитных лишайников [Hawksworth, Rose, 1970; Skye, 1979; Инсарова, 1982; Нильсон, Мартин, 1982; Santamaria, Martín, 1997; van Herk, 2001; Sujetoviene, 2015; и др.].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Средне-Тиманский бокситовый рудник расположен в средней части Тиманского кряжа на северо-востоке Восточно-Европейской равнины. Территория представляет собой возвышенную, в различной степени расчлененную пологохолмисто-увалистую равнину

с преобладанием абсолютных отметок в пределах 200–360 м над уровнем моря. Климат умеренно континентальный, с умеренно суровой зимой и прохладным коротким летом. Среднегодовая температура воздуха отрицательна и равна $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$. За год в среднем выпадает 492 мм осадков. В течение года преобладают южные, юго-западные ветры [Атлас Республики Коми..., 2011].

Территория по ботанико-географическому районированию европейской части России относится к северо-европейской таежной провинции, округу еловых, елово-сосновых и елово-лиственничных лесов Притиманья [Исаченко, Лавренко, 1980]. Основными типами растительности являются еловые зеленомошные и долгомошные леса, верховые болота, чередующиеся со вторичными елово-березовыми лесами [Леса Республики Коми, 1999]. До строительства рудника и сопутствующей инфраструктуры район был мало освоен в хозяйственном отношении, поэтому большая часть территории была представлена ненарушенными или слабонарушенными ландшафтами.

Мониторинг состояния лишайников проводили в летний период (конец августа) на четырех пунктах постоянных наблюдений (ППН) площадью 300 м^2 каждый. ППН закладывали в 2002–2003 гг. согласно методике ICP Forests [ICP Forests manual..., 1997]. Каждый ППН окружен не менее чем 10-метровой буферной зоной. Пункты расположены на однородных дренированных участках водоразделов в старовозрастных ельниках зеленомошной группы типов на разном удалении от производственных объектов в трех зонах: сильного (ППН-6), среднего загрязнения (ППН-1, ППН-11) и условно фоновой (ППН-15) (рис. 1). Участки выбирали с учетом розы ветров и предполагаемого стока загрязняющих веществ.

Участок, где заложен ППН-6, представляет собой небольшую по площади сохранившуюся часть массива ельника, примыкающую к насыпи шихтовального склада с юго-восточной стороны. С севера и востока он ограничен подъездной автомобильной и железной дорогами. Уже в начальный период наблюдений деревья и кустарники на ППН-6 были покрыты слоем красной бокситовой пыли. Осталь-



Рис. 1. Карта района исследования с нанесенными пунктами постоянного мониторинга (ППН)

ные пункты испытывали меньшее воздействие рудника вследствие их большей удаленности от объектов эксплуатации. К зоне среднего загрязнения отнесли ППН-1 (находится в 20 м на север от границы карьера 2) и ППН-11 (на западной границе карьера 1). За условно фоновый принят ППН-15, расположенный в 3,5 км на север от карьера 2, что соответствует требованиям, предъявляемым к размещению фоновых участков. Фоновыми считаются территории, удаленные от источников загрязнения не менее чем на 3 км [Егошина, Шихова, 2008]. Необходимо отметить, что в 2003 г. ППН-15 располагался в 8,5 км от места начала разработки месторождения (район размещения ППН-1), по мере освоения залежи граница техногенной зоны сдвинулась.

Проективное покрытие лишайника *H. physodes* оценивали в границах ППН на стволах и ветвях десяти крупных деревьев ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) на высоте до 1,7 м. Использована шкала, приведенная в работе М. Каурри и Р. Налонен [1992]: 7 – >50 %; 6 – 26–50 %; 5 – 11–25 %; 4 – 3–10 %; 3 – низкое покрытие: <3 %; 2 – мало: талломов много, но они не формируют реального покрытия; 1 – очень мало: один или два таллома. Для изучения витальности талломов *H. physodes* ежегодно на десяти деревьях ели в буферной зоне, окружающей каждый ППН, отбирали образцы лишайника в количестве 20–30 шт. Патоморфологический анализ собранных экземпляров осуществляли по следующим признакам: размеры и форма талломов, изменение характера поверхности и типичной окраски, наличие хлорозов и некрозов и их локализация, поражение лишайниками грибами. Площадь пораженной поверхности (некрозов) определяли с помощью мерной сеточки под биноклем при увеличении 8 × 2. Для дальнейшего анализа использовались усредненные значения проективного покрытия стволов лишайником и площади некрозов талломов.

В буферной зоне образцы *H. physodes* собирали со стволов и ветвей ели (не менее чем на 10 деревьях) на высоте 1,5–1,7 м для определения содержания загрязняющих веществ. В лаборатории образцы очищали от посторонних примесей, высушивали при комнатной температуре и размалывали с помощью электрической мельницы. Химический ана-

лиз проводили в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН (аттестат аккредитации РОСС RU.0001.511257 от 25.09.2015). Определяли содержание кислоторастворимых форм Al, Fe, Mn, Pb, Ni, Cu, Zn с использованием метода атомно-эмиссионной спектроскопии в индукционно-связанной плазме согласно ПНДФ 16.1:2.3:3.11-98. Анализ проводили на приборе Spectro Ciros (Германия).

В связи с отсутствием установленных нормативов содержания микроэлементов в лишайниках [Bettinelli et al., 1996] для интерпретации показателей содержания металлов в лишайнике использовали шкалы, предложенные Р. L. Nimis и R. Bargagli [1999] (цит. по: [Bargagli, Nimis, 2002]), а также данные об уровне накопления тяжелых металлов на фоновых территориях таежной зоны Республики Коми [Василевич, Василевич, 2018].

Статистическую обработку данных проводили в программе ExStatR [Новаковский, 2016]. Дендрограмму кластерного анализа строили на основе дистанции, выраженной как 1 минус коэффициент корреляции Пирсона. Группировку проводили методом невзвешанных групп со средним арифметическим – UPGMA.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Жизненное состояние талломов лишайника *Hypogymnia physodes*

За период наблюдений на всех ППН, за исключением условно фонового, зафиксировано заметное ухудшение состояния талломов *H. physodes*: хлороз и некроз центральных участков, отмирание кончиков лопастей, изменение характеристик верхнего корового слоя (отклонение от типичной окраски, появление бугристости, растрескивание), поражение лишайниками грибами. В случае сильного хронического загрязнения отмечено уменьшение размеров талломов, формирование укороченных и деформированных лопастей, развитие лобулей, угнетение вегетативного размножения (табл. 1).

На ППН-6 уже в первый год наблюдений зафиксировано значительное ухудшение жизненного состояния талломов лишайника, что связано с запылением прилегающих к шихтовальному складу лесных массивов. Талломы имели красноватый оттенок, наблюдались

Пагоморфологическая характеристика талломов лишайника *Huroduntia physodes*

Номер ППН	Характеристики талломов <i>Huroduntia physodes</i> (доля некроза, %) в годы наблюдений			
	2002	2006	2010	2014
ППН-6, зона сильного загрязнения	Серый цвет, розоватые и буроватые пятна, налет пыли. Бугристость верхнего корового слоя, единичные отмершие старые талломы, угнетение вегетативного размножения (10–12)	Красновато-бурый толстый слой пыли. Уменьшение размеров талломов. Сильная бугристость и разрывы верхнего корового слоя, некроз кончиков лопастей и центральных участков талломов, поражение лихенофильными грибами (<20 (25))	Как в 2006 г. (<40 (45))	Красновато-бурый толстый слой пыли, отрастающие кончики лопастей серые. Бугристость и утолщение верхнего корового слоя, отмирание кончиков лопастей и центральных участков старых талломов, образование лобулей и папилл, формирование маленьких компактных талломов с укороченными лопастями (<30)
ППН-1, зона среднего загрязнения	Серый цвет. Бугристость верхнего корового слоя (<5)	Серый цвет, слабый налет пыли (<10)	Серый цвет, слабый налет пыли. Уменьшение размеров талломов. Бугристость и утолщение верхнего корового слоя, некроз кончиков лопастей (<10)	Серый цвет, слабый налет пыли. Уменьшение размеров талломов. Бугристость, хлороз и некроз (точечный) верхнего корового слоя, некроз кончиков лопастей, укороченные лопасты, образование лобулей (<5)
ППН-11, зона среднего загрязнения	Серый цвет. У старых талломов незначительная бугристость и потемнение корового слоя в центральных частях, отмершие кончики лопастей (единично) (<1)*	Серый цвет. Бугристость, потемнение, хлороз (пятна) верхнего корового слоя, массовое отмирание кончиков лопастей (<10)	Серый цвет, слабый налет пыли. У старых талломов бугристость и потемнение корового слоя, некроз центральных участков, развитие лобулей (15 (25))	Серый цвет, слабый налет пыли. Уменьшение размеров талломов. Сильная бугристость и разрывы верхнего корового слоя, некроз центральных участков талломов и кончиков лопастей, появление талломов уродливой формы, поражение лихенофильными грибами, угнетение вегетативного размножения (10–15)**
ППН-15, условный фон	Серый цвет. Незначительная бугристость и потемнение корового слоя в центральных частях старых талломов, некроз кончиков лопастей (единично) (1–3)	Как в 2002 г. (1–3)	Как в 2002 г. (1–3)	Как в 2002 г. (1–3)

* Данные 2003 г.

** Данные 2016 г.

их значительные повреждения, на покрытых бокситовой пылью нижних ветвях елей – отмирающие и отмершие старые талломы.

Проективное покрытие талломов лишайника *Hurogymnia physodes*

Для оценки изменения проективного покрытия лишайником *H. physodes* стволов и ветвей ели была использована 7-балльная шкала М. Каурри и Р. Налонен [1992]. На всех участках, попадающих в зону воздействия выбросов СТБР, зафиксировано снижение проективного покрытия лишайника, особенно сильно – на ППН-6 (рис. 2).

Накопление металлов в талломах лишайника

В процессе мониторинга изучали динамику накопления основных загрязнителей (Al, Fe,

Mn, Pb, Ni, Cu, Zn) [Афанасенко и др., 2010] в образцах лишайника *H. physodes*.

Количество свинца в начальный период наблюдений (2002–2006 гг.) варьировалось от $7,4 \pm 0,8$ мг/кг (ППН-15) до $8,7 \pm 2,9$ мг/кг (ППН-1) (табл. 2), что было выше среднего содержания элемента в кустистых эпифитных лишайниках, установленного для фоновых территорий таежной зоны Республики Коми, – $2,83 \pm 0,76$ мг/кг [Василевич, Василевич, 2018]. По данным R. Bargagli и P. L. Nimmis [2002], содержание Pb в лишайниках в естественных фоновых районах не превышает 4 мг/кг. Самое высокое количество свинца зафиксировано в зоне сильного загрязнения (ППН-6), его содержание в период 2012–2017 гг. по сравнению с начальным возросло почти в 2 раза (см. табл. 2).

В период 2002–2006 гг. количество меди и никеля в лишайниках на фоновом ППН-15

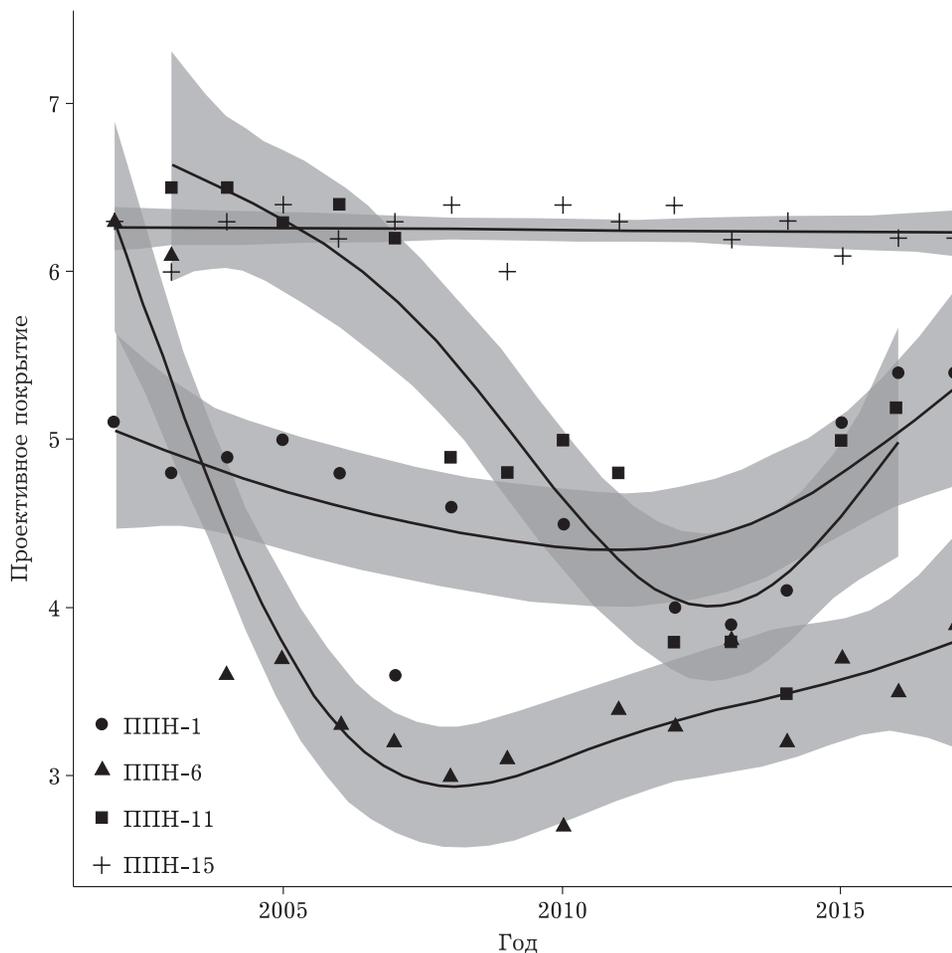


Рис. 2. Изменение проективного покрытия лишайника *Hurogymnia physodes* на стволах *Picea obovata*. Линии отображают регрессионные зависимости, полученные методом GAM (Generalized additive models), на основе сплайнов. Серым цветом выделен 95%-й доверительный интервал

было примерно одинаковым и незначительно превышало среднее содержание этих элементов в эпифитных лишайниках фоновых территорий Республики Коми (для Cu – $2,49 \pm 0,99$ мг/кг, для Ni – $1,60 \pm 0,87$ мг/кг) [Василевич, Василевич, 2018]. По R. Bargagli и P. L. Nimis [2002], содержание Cu в лишайниках естественных экосистем не превышает 7 мг/кг, Ni – 5 мг/кг. В период наблюдений на всех участках мониторинга (за исключением ППН-15 для Ni) отмечено накопление этих металлов (см. табл. 2), что свидетельствует о техногенном их поступлении в окружающую среду.

В Республике Коми среднее содержание цинка в кустистых эпифитных лишайниках таежной зоны составляет $43,7 \pm 11,7$ мг/кг, максимальное – 90 мг/кг [Василевич, Василевич, 2018]. По данным R. Bargagli и P. L. Nimis [2002], количество Zn в лишайниках фоновых территорий не превышает 30 мг/кг, загрязненными считаются районы, начиная с величины показателя 94 мг/кг. В период мониторинга на СТБР содержание Zn в лишайниках на всех участках, включая условно фоновый, было довольно высоким (см. табл. 2), что обусловлено, по-видимому, геохимическими особенностями района исследования [Лодыгин и др., 2018] и накоплением элемента в клетках лишайников [Lorri, 2006]. Увеличения со-

держания цинка за все время наблюдений не установлено.

Растительность северной части таежной зоны отличается значительным накоплением железа и марганца из почвы, обогащенной железистыми минералами и сопутствующим марганцем в силу особенностей почвообразовательного процесса [Хренов, 1996; Кириллук и др., 2004]. Содержание Mn в *H. physodes* на всех анализируемых участках изначально было высоким – от 365 ± 135 мг/кг (ППН-1) до 608 ± 299 мг/кг (ППН-6) (см. табл. 2), максимальный показатель (1100 ± 300 мг/кг) зафиксирован в 2008 г. на ППН-6. Однако увеличения аккумуляции металла на загрязненных участках за весь период наблюдений не отмечено. В Республике Коми среднее содержание Mn в кустистых эпифитных лишайниках фоновых территорий составляет $246 \pm 178,6$ мг/кг, максимальное – 1100,0 мг/кг [Василевич, Василевич, 2018]. По R. Bargagli и P. L. Nimis [2002], очень высоким уровнем загрязнения считается содержание Mn выше 140 мг/кг.

Железо является элементом, для которого зафиксировано высокое и статистически значимое увеличение его количества в лишайниках (см. табл. 2). В начале мониторинга его содержание в образцах варьировалось от 220 ± 60 мг/кг (ППН-15) до 1800 ± 500 мг/кг (ППН-6). В последние годы наблюдений осо-

Т а б л и ц а 2

Содержание тяжелых металлов (мг/кг) в талломах лишайника *Hyrogymnia physodes* в разные периоды наблюдений (средние значения \pm стандартное отклонение)

Номер ППН	Период	Pb	Cu	Ni	Zn	Mn	Fe	Al
ППН-6	2002–2006	$7,8 \pm 5,6$	$7,6 \pm 2,4$	$8,0 \pm 4,5$	$104 \pm 32,8$	608 ± 299	3678 ± 3369	2951 ± 2634
	2007–2011	$13,0 \pm 2,6$	$12,0 \pm 2,4^*$	$12,8 \pm 2,6$	$98,2 \pm 16$	796 ± 192	$12620 \pm 2678^{**}$	$14200 \pm 3834^{**}$
	2012–2017	$14,2 \pm 4,0$	$16,4 \pm 2,3^*$	$16,2 \pm 4,0$	$78,8 \pm 8,9$	623 ± 110	$18333 \pm 4320^*$	$20667 \pm 3445^*$
ППН-1	2002–2006	$8,7 \pm 2,9$	$5,2 \pm 1,3$	$5,5 \pm 3,4$	$70,8 \pm 20,7$	365 ± 135	1755 ± 1517	1717 ± 1492
	2007–2011	$8,0 \pm 3,1$	$7,1 \pm 1,1$	$5,5 \pm 0,9$	$97,6 \pm 19,4$	464 ± 238	3660 ± 817	$4640 \pm 1552^*$
	2012–2017	$6,2 \pm 0,9$	$10,3 \pm 2,6^*$	$6,4 \pm 1,8$	$79,3 \pm 20,5$	310 ± 124	4817 ± 977	5417 ± 857
ППН-11	2002–2006	$8,4^1$	$3,9^1$	$1,2^1$	87^1	810^1	410^1	367^1
	2007–2011	$6,9 \pm 1,4$	$5,4 \pm 0,6$	$4 \pm 0,3$	$99,6 \pm 14$	540 ± 128	3320 ± 476	4900 ± 1332
	2012–2017	$7,9 \pm 3,1$	$8,5 \pm 2,7$	$5,9 \pm 1,9$	$95,6 \pm 10$	534 ± 225	5540 ± 2561	7020 ± 2275
ППН-15	2002–2006	$7,4 \pm 0,8$	$3,6 \pm 0,5$	$3,6 \pm 1,4$	$103 \pm 22,7$	422 ± 136	348 ± 92	279 ± 100
	2007–2011	$6,0 \pm 1,7$	$4,5 \pm 0,8$	$2,0 \pm 0,3$	$115 \pm 31,6$	570 ± 106	378 ± 61	434 ± 143
	2012–2017	$3,9 \pm 0,8$	$4,7 \pm 0,5$	$1,6 \pm 0,2$	$103 \pm 19,4$	597 ± 215	365 ± 92	438 ± 118

* Среднее значение периода отличается от предыдущего на уровне значимости $p < 0,05$ (использовался критерий Стьюдента).

** Среднее значение периода отличается от предыдущего на уровне значимости $p < 0,01$.

¹ Недостаток данных не позволяет оценить стандартное отклонение.

бенно высокое количество элемента отмечено на ППН-6 (до 25000 ± 7000 мг/кг в 2014 г.). Если в 2002 г. его содержание на ППН-6 превышало фоновые значения (ППН-15) в 8 раз, то в 2017 г. – уже в 44 раза. Для Республики Коми среднее содержание Fe в кустистых эпифитных лишайниках фоновых районов составляет $139,0 \pm 76,7$ мг/кг, максимальное – 400 мг/кг [Василевич, Василевич, 2018].

Аналогичная закономерность наблюдается и в накоплении алюминия. Самым загрязненным является район шихтовального склада (ППН-6): содержание Al в талломах лишайника в 2002 г. 1150 ± 310 мг/кг, в 2017 г. – 22000 ± 6000 мг/кг (см. табл. 2). Самым чистым оставался фоновый участок (ППН-15), где содержание элемента в 2002 г. составило 204 ± 54 мг/кг, в 2017 г. – 650 ± 170 мг/кг. По содержанию алюминия условно фоновый и самый загрязненный участки в 2002 г. отличались почти в 6 раз, в 2017 г. – в 34 раза. По данным М. И. Василевич и Р. С. Василевич [2018], в таежной зоне Республики Коми среднее содержание Al в кустистых эпифитных лишайниках фоновых территорий составляет $139,6 \pm 87,1$ мг/кг, максимальное – 450 мг/кг.

ОБСУЖДЕНИЕ

Перечисленные выше морфологические модификации талломов лишайника *H. physodes* обусловлены действием загрязнения. Наиболее уязвимы лишайники к пылевым выпадениям летом в период активного фотосинтеза и роста [Вайнштейн, 1984]. Бугристость и утолщение верхнего корового слоя, формирование компактных талломов с укороченными лопастями прослеживаются в стрессовых ситуациях для нейтрализации воздействия негативных факторов. Изменение цвета до полного обесцвечивания (хлороз) связано с разрушением хлоропластов фотобионта, а растрескивание и некроз (появление коричневых и черных пятен и участков, вплоть до отмирания талломов) – с разрушением и микобионта [Малышева, 1995; Бязров, 2002].

На ППН-6 вследствие высокого уровня загрязнения, сохраняющегося на протяжении всего периода наблюдений, ежегодно регистрировалось ухудшение показателей vitality талломов. В частности, с 2004 г. фиксировалось уменьшение линейных раз-

меров, с 2005 г. – поражение лихенофильными грибами. Развитие лихенофильных грибов на талломах *H. physodes* может быть связано с загрязнением воздушной среды. Так, по результатам исследований, проведенных в Испании [Glenn et al., 1997], выявлено заметное увеличение числа видов лихенофильных грибов с возрастанием загрязнения воздуха твердыми частицами, а также видов грибов, адаптированных к загрязнению. Максимальное ухудшение жизненного состояния наблюдалось в 2010 г., когда площадь отмерших участков талломов достигла почти 40 %. Начиная с 2011 г., несмотря на слой пыли, покрывающий талломы лишайника, доля некрозов стала постепенно снижаться и в последние годы наблюдений не превышала 30 % (см. табл. 1, рис. 3). Популяция гипогимнии к этому времени заметно изменилась: стали преобладать мелкие компактные талломы с укороченными лопастями, бугристым и утолщенным верхним коровым слоем, точечными некрозами на поверхности талломов и кончиках лопастей. Немногочисленные старые, более крупные талломы имели угнетенный вид, часто с побуревшей отмирающей центральной частью, узкими и скрученными лопастями, на которых развились не типичные для этого вида лишайника выросты (папиллы и лобули).

На участках, характеризующихся средним уровнем загрязнения (ППН-1, ППН-11), патоморфологические изменения талломов *H. physodes* проявляются не так сильно (см. табл. 1, рис. 3). Для этих площадок характерна сходная реакция лишайника на возрастание или снижение выбросов. Так, ППН-1 испытывал наиболее сильное воздействие в начальный период эксплуатационных работ в северной части карьера 2, что стало причиной постепенного увеличения некротических поражений талломов лишайника в 2002–2006 гг. В дальнейшем, в связи с перемещением работ на другие участки карьера, интенсивность поступления пылевых выпадений на ППН-1 уменьшалась, соответственно, показатели жизненного состояния стабилизировались (2007–2010 гг.), а в последние годы (2011–2017 гг.) даже несколько улучшились. Начали формироваться более устойчивые к загрязнению мелкие талломы с укороченными лопастями, которые к концу наблюдений преобладали

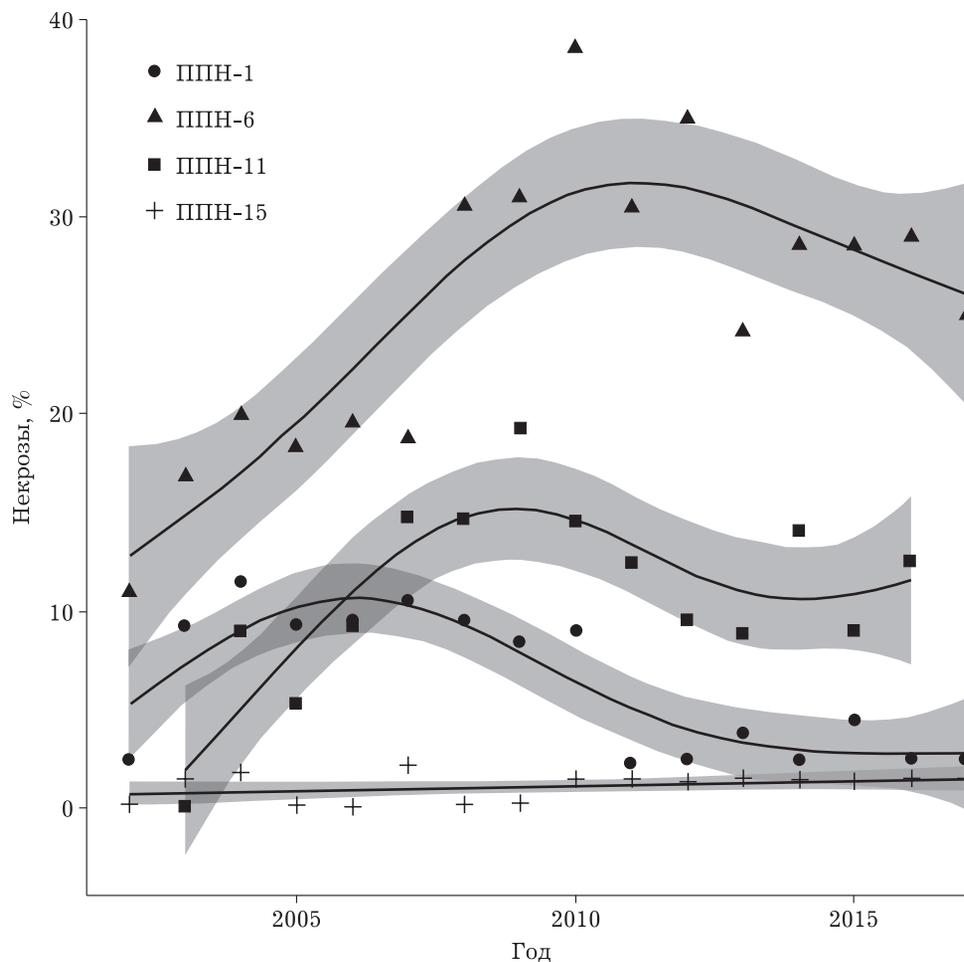


Рис. 3. Изменение площади некрозов (%) верхнего корового слоя талломов лишайника *Hurogymnia physodes*. Обозн. см. на рис. 2

в популяции. Восстановления характеристик эпифитного лишайникового покрова до исходных значений не было отмечено, поскольку сохранялось техногенное воздействие на лесную экосистему. Несмотря на значительное уменьшение доли некрозов в последние годы, на талломах фиксировались различные морфологические отклонения.

Аналогичная ситуация наблюдалась на ППН-11, расположенном с западной стороны карьера 1. Вырубка леса непосредственно на границе с пробной площадью и интенсивная разработка залежи бокситов в карьере в 2006–2009 гг. привели к ухудшению показателей жизненного состояния лишайников. После прекращения деятельности эпифитный лишайниковый покров восстанавливался очень медленно: за период с 2009 по 2017 г. доля некрозов уменьшилась всего в 1,5 раза. Объ-

ясняется это, прежде всего, изменением среды обитания, а именно вывалом деревьев как на границе с карьером, так и на самой пробной площади. С 2012 г. стали отмечаться более мелкие талломы с укороченными лопастями, но формирования компактных форм, устойчивых к длительным стрессовым воздействиям, не наблюдалось.

На условно фоновой площадке ППН-15 в течение всего периода мониторинга морфологические характеристики талломов лишайника оставались постоянными (см. табл. 1, рис. 3). Отмеченные отклонения (бугристость, побурение и некроз центральных участков у старых талломов, некроз кончиков лопастей) единичны и связаны с естественным старением особей.

Данные об изменении морфологических характеристик талломов *H. physodes* под воз-

Изменения морфологических характеристик талломов лишайника *Нурогутния physodes* под влиянием пылевого загрязнения

Начальный (шоковый) период: 2002–2006 гг.	Период максимальных изменений: 2007–2011 гг.	Период адаптации: 2012–2017 гг.
Изменение цвета таллома (розоватые, буроватые пятна, хлороз). Бугристость, иногда растрескивание верхнего корового слоя, некроз центральных участков талломов и массовое отмирание кончиков лопастей. Отмирание старых талломов (мало). Некроз 10–15 %	Сильная бугристость, утолщение и разрывы верхнего корового слоя, образование нехарактерных выростов (папиллы, лобули) и уродливых форм, некроз центральных участков старых талломов и массовое отмирание кончиков лопастей, поражение лихенофильными грибами, формирование укороченных лопастей, уменьшение размеров талломов. Некроз 15–20 (30–40) %	В популяции преобладают мелкие компактные талломы. Бугристость, хлороз и некроз (в основном точечный, реже центральной части талломов) верхнего корового слоя, некроз кончиков лопастей, образование лобул, поражение лихенофильными грибами, угнетение вегетативного размножения (соредиеобразования). Некроз 10–15 (30) %

действием разработки месторождения бокситов в течение длительного периода времени (16 лет) позволили нам ранжировать реакцию талломов лишайника от начальной острой стадии до периода адаптации к изменившимся условиям окружающей среды (табл. 3). Лишайник приспособился к хроническому загрязнению пылью предположительно через 10–12 лет после начала воздействия.

Данные по изменению проективного покрытия лишайниками стволов ели под влиянием пылевого загрязнения подтверждают закономерности, выявленные при изучении морфологических повреждений талломов *H. physodes* (см. рис. 2).

В зоне сильного загрязнения (ППН-6) на начальном этапе наблюдений массовое отмирание талломов способствовало резкому снижению проективного покрытия *H. physodes*. Минимума показатель достиг в 2010 г. – 2,7 балла (т. е. покрытие было меньше 3 %). С 2011 г., несмотря на возрастающие объемы добычи бокситовой руды, наметилась положительная динамика за счет формирования компактных талломов, более адаптированных к пылевым выпадениям.

На участках со средним уровнем загрязнения (ППН-1, ППН-11) уменьшение проективного покрытия происходило не так резко (см. рис. 2). С 2011–2012 гг. отмечено его постепенное восстановление. На условно фоновой территории (ППН-15) анализируемый показатель стабилен за все 16 лет наблюдений.

Таким образом, на участках, расположенных рядом с производственными объектами СТБР, зафиксированы снижение проективного покрытия лишайника *H. physodes* и много-

численные морфологические повреждения его талломов. Наиболее заметные изменения отмечены в первые годы наблюдений, в 2011–2012 гг. рассматриваемые показатели стали стабилизироваться, а затем и улучшаться. На наш взгляд, связано это с адаптацией лишайника к хроническому загрязнению среды пылью.

Изучение динамики содержания элементов показало, что в процессе эксплуатации СТБР в талломах эпифитных лишайников происходит накопление таких элементов, как Al, Fe, Ni, Cu, Pb. Содержание Mn и Zn было высоким с начала наблюдений даже на фоновом участке, что можно объяснить геохимическими особенностями территории исследований. За время мониторинга накопления этих элементов не отмечено. По содержанию металлов в лишайниках на загрязненных ППН их можно расположить в ряд: Al > Fe > Mn > Zn > Ni > Cu > Pb.

В первое десятилетие проведения экологического мониторинга скорость накопления анализируемых элементов (Fe и Al, в меньшей степени Pb, Ni, Cu) на средне- и сильно загрязненных участках была выше, чем в последующие годы. Так, на самой загрязненной ППН-6 содержание Fe и Al с 2002 по 2011 г. увеличилось в 6 и 11 раз соответственно, с 2012 по 2017 г. – лишь в 1,8 и 1,3 раза, несмотря на возросший объем добычи руды. Отмеченная тенденция отражена в табл. 2: различия по накоплению Fe и Al лишайниками между первым периодом (2002–2006) и вторым (2007–2011) значимы на уровне $p < 0,01$, а между вторым периодом и третьим (2012–2017) уже на уровне $p < 0,05$.

Коэффициенты корреляции Пирсона между содержанием элементов в талломах *Hurogymnia physodes*

	Cu	Pb	Zn	Ni	Mn	Fe	Al
Cu		0,69	-0,26	0,88	0,19	0,92	0,90
Pb	0,000		-0,06	0,80	0,38	0,80	0,79
Zn	0,056	0,685		-0,26	0,54	-0,19	-0,21
Ni	0,000	0,000	0,050		0,28	0,92	0,89
Mn	0,164	0,004	0,000	0,035		0,32	0,27
Fe	0,000	0,000	0,155	0,000	0,017		0,98
Al	0,000	0,000	0,117	0,000	0,042	0,000	

П р и м е ч а н и е. Над диагональю приведены коэффициенты корреляции Пирсона, под диагональю – соответствующие уровни значимости. Значимые коэффициенты ($p < 0,01$) выделены жирным шрифтом.

Снижение скорости накопления многих металлов в лишайниках в третьем периоде связано, по-видимому, с ограниченными способностями лишайников к биологической аккумуляции химических элементов и особенностями химического состава поступающей с бокситового рудника пыли [Головко и др., 2018]. При загрязнении пылью значительная часть попадающих в окружающую среду соединений металлов (прежде всего Fe и Al) представлена в виде оксидов, имеющих низкую растворимость. Твердые частицы мелкодисперсной пыли, оседая на лишайники, задерживаются на их поверхности и могут смываться атмосферными осадками. При изучении смывов в лабораторных условиях установлено, что в эпифитных лишайниках, собранных на загрязненных участках, большая часть Fe и Al (около 90 %) была локализована в пылевой фракции, которая аккумулируется на поверхности таллома, и в остаточ-

ной фракции (между рыхло расположенными гифами гриба и клетками водоросли). И всего лишь небольшое количество проникало внутрь клеток симбионтов [Головко и др., 2018].

Проведенный кластерный анализ подтвердил установленные различия по накоплению металлов в талломах *H. physodes* с течением времени (табл. 4, рис. 4). Выявлены две основных группы кластеров с близкими характеристиками. Первая группа включает 5 элементов (Al, Fe, Ni, Cu, Pb), которые обнаруживают сходство по накоплению, из них в наиболее тесной связи находятся Al и Fe, о чем свидетельствует высокое значение коэффициента корреляции Пирсона (0,98 при $p < 0,01$). Во вторую группу входят Zn и Mn, теснота связи между ними также статистически значима, но существенно меньше (коэффициент корреляции 0,54 при $p < 0,05$). В период наблюдений накопления этих элементов не было отмечено.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам лишеноиндикационных исследований на примере эпифитного лишайника *H. physodes* на территории расположения Средне-Тиманского бокситового рудника можно заключить, что данный вид достаточно чувствителен к загрязнению пылью, образующейся в результате производственной деятельности по добыче бокситов. Отмечено снижение его проективного покрытия, увеличение доли некрозов талломов, уменьшение их линейных размеров.

Исследование динамики содержания основных поллютантов в талломах лишайника показало, что в процессе эксплуатации рудника большим накоплением характеризовались Al

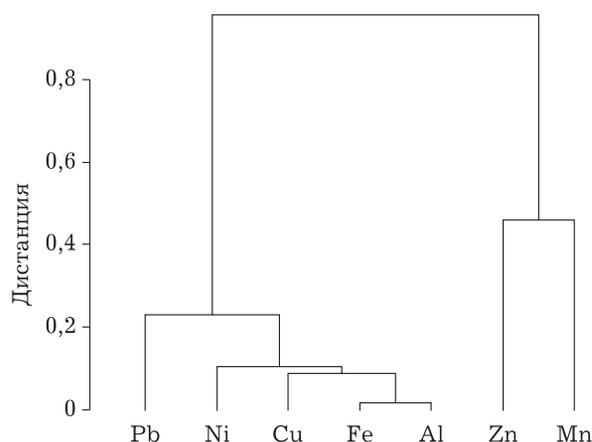


Рис. 4. Дендрограмма корреляционной связи между накоплением элементов в талломах лишайника *Hurogymnia physodes*

и Fe, преобладающие в пылевых выпадениях. Длительный период наблюдений (16 лет) позволил установить, что способность лишайников к биологической аккумуляции химических элементов в условиях загрязнения пылью ограничена. Данные об изменении содержания металлов в талломах лишайника *H. physodes* согласуются с периодичностью реакции талломов лишайника на загрязнение.

На основании отмеченного сделан вывод о формировании у лишайников в условиях пылевого загрязнения нового адаптационного механизма, увеличивающего порог устойчивости к негативным факторам среды.

Выполнено в рамках государственного задания ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН.

ЛИТЕРАТУРА

Атлас Республики Коми. М.: Феория, 2011. 448 с.

Афанасенко О. В., Бармин А. В., Потапова М. А., Землянский В. Н. Исследования экологической безопасности и мониторинг воздействия источников загрязнения на территории Средне-Тиманского бокситового рудника ОАО "Боксит Тимана" // Изв. Коми НЦ УрО РАН, 2010. № 2. С. 44–47.

Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Изд-во Научный Мир, 2002. 336 с.

Вайнштейн Е. А. Сезонные колебания физиологической активности фикобионта *Trebouxia* из *Hypogymnia physodes* // 7-я Конф. по спорным растениям Средней Азии и Казахстана. Алма-Ата, 1984. С. 345–346.

Василевич М. И., Василевич Р. С. Особенности накопления тяжелых металлов эпифитными лишайниками в таежной зоне фоновых территорий европейского Северо-Востока России // Экология. 2018. № 1. С. 17–23. [Vasilevich M. I., Vasilevich R. S. 2018. Features of Heavy Metal Accumulation by Epiphytic Lichens in Background Areas of the Taiga Zone in the European Northwest of Russia // Rus. J. Ecol. Vol. 49, N 1. P. 14–20]. doi: 10.1134/S1067413618010137

Головки Т. К., Шелякин М. А., Захожий И. Г. Табаленкова Г. Н., Пыстина Т. Н. Реакция лишайников на загрязнение среды при добыче бокситовой руды в таежной зоне // Теорет. и прикл. экология. 2018. № 2. С. 44–53. doi: 10.25750/1995-4301-2018-2-044

Горшков В. В. Разрушение эпифитного лишайникового покрова стволов сосен в сосновых лесах Кольского полуострова под действием атмосферного загрязнения // Экология. 1991. № 4. С. 20–27.

Егошина Т. Л., Шихова Л. Н. Свинец в почвах и растениях северо-востока европейской части России // Вестн. Оренбург. ГУ. 2008. № 10 (92). С. 135–141.

Инсарова И. Д. Влияние сернистого газа на лишайники // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1982. Т. 5. С. 33–48.

Исаченко Т. И., Лавренко Е. М. Ботанико-географическое районирование // Растительность европейской части СССР. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1980. С. 10–20.

Кириллюк Л. И., Буганов А. А., Бахтина Е. А., Захарина Т. Н. Тяжелые металлы в растениях природных и урбанизированных ландшафтов // Лесн. хоз-во. 2004. № 6. С. 19–20.

Королева Ю. В., Ревунков В. А. Содержание микроэлементов в лишайнике *Hypogymnia physodes* в лесных массивах Калининградской области // Вестн. Балтийского федерального ун-та им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки. 2016. № 1. С. 85–94.

Котова О. Б., Вахрушев А. В. Бокситы Тимана: минералого-технологические особенности // Вестн. Ин-та геологии Коми научного центра УрО РАН. 2011. № 3. С. 12–16.

Красногорская Н. Н., Журавлева С. Е., Миннуллина Г. Р. Лихеноиндикационные шкалы оценки качества атмосферного воздуха // Фундамент. исследования. 2004. № 5. С. 38–42.

Леса Республики Коми / ред. Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. М.: Дизайн. Информация. Картография, 1999. 332 с.

Лодыгин Е. Д. Содержание кислоторастворимых форм меди и цинка в фоновых почвах Республики Коми // Почвоведение. 2018. Т. 51, № 11. С. 1322–1329. [Lodygin E. D. Content of acid-soluble copper and zinc forms in background soils of the Komi Republic. Eurasian Soil Science. 2018. Vol. 51, N 11. P. 1322–1329.]

Мальшцева Н. В. Об экологической патоморфологии лишайников в окрестностях Санкт-Петербурга // Новости систематики низших растений. СПб., 1995. Т. 30. С. 78–85.

Михайлова И. Н., Воробейчик Е. Л. Эпифитные лишеници в условиях химического загрязнения: зависимость доза-эффект // Экология. 1995. № 6. С. 455–460.

Михайлова И. Н., Воробейчик Е. Л. Размерная и возрастная структура популяций эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 1999. № 2. С. 130–137.

Михайлова И. Н., Кшнясев И. А. Содержание тяжелых металлов в талломах лишайника *Hypogymnia physodes*: источники гетерогенности // Сиб. экол. журн. 2012. Т. 19, № 3. С. 423–428. [Mikhailova I. N., Kshnyasev I. A. Content of heavy metals in thalli of the lichen *Hypogymnia physodes*: source of heterogeneity // Contemporary Problems of Ecology. 2012. Vol. 5, N 3. С. 314–318.]

Нильсон Э. М., Мартин Л. Н. Эпифитные лишайники в условиях кислого и щелочного загрязнения // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Ч. 2. Таллин: Изд-во АН СССР, 1982. С. 88–100.

Новаковский А. Б. Взаимодействие Excel и статистического пакета R для обработки данных в экологии // Вестн. ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2016. № 3 (197). С. 26–33.

Трасс Х. Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1985. Т. 7. С. 122–137.

Хренов В. Я. Микроэлементы в растениях нарушенных ландшафтов Севера / Проблемы географии и экологии Западной Сибири. Тюмень: ТюмГУ, 1996. С. 100–112.

Balabanova B., Stafilov T., Šajin R., Vačeva K. Comparison of response of moss, lichens and attic dust to geology and atmospheric pollution from copper mine // Int. J. Environ. Sci. Technol. 2014. N 11. P. 517–528. doi: 10.1007/s13762-013-0262-8

- Bargagli R., Barghigiani C. Lichen biomonitoring of mercury emission and deposition in mining, geothermal and volcanic areas of Italy // *Environ. Monitor. and Assess.* 1991. Vol. 16, N 3. P. 265–275. doi: 10.1007/BF00397614
- Bargagli R., Nimis P. L. Guidelines for the use of epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric deposition of trace elements // *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. P. 295–300. doi: 10.1007/978-94-010-0423-7_23
- Bettinelli M., Spezia S., Bizzarri G. Trace element determination in lichens by ICP-MS // *Atomic Spectroscopy*. 1996. Vol. 17, N 3. P. 133–41.
- Białońska D., Dayan F. E. Chemistry of the lichen *Hypogymnia physodes* transplanted to an industrial region // *J. Chem. Ecol.* 2005. Vol. 31, N 12. P. 2975–2991. doi: 10.1007/s10886-005-8408-x
- Conti M. E., Tudino M., Stripeikis J., Cecchetti G. Heavy metal accumulation in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at urban, rural and industrial sites in Central Italy // *J. Atm. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 83–94.
- Degtjarenko P., Matos P., Marmor L., Branquinho C., Randle T. Functional traits of epiphytic lichens respond to alkaline dust pollution // *Fungal Ecol.* 2018. Vol. 36. P. 81–88. doi: 10.1016/j.funeco.2018.08.006
- Dorozhkina M. V., Pavlova Ye. Yu., Budnikova L. L. Heavy metals in lichens and soils of Monchegorsk (Kola Peninsula) // *The AMAP Intern. Symp. on environmental pollution of Arctic: Extended abstr. Troms.* 1997. Vol. 1. P. 359–362.
- Garty J. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application // *Critical Rev. in Plant Sci.* 2001. Vol. 20. P. 309–371. doi: 10.1016/S0735-2689(01)80040-X
- Glenn M. G., Gomez-Bolea A., Lobello R., Orsi E. V. Effects of thallus damage on interactions of lichens with non-lichenized fungi under natural and laboratory conditions // *Lichenologist*. 1997. Vol. 29. P. 51–65.
- Hawksworth D. L., Rose F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens // *Nature*. 1970. Vol. 227, N 5254. P. 145–208.
- ICP Forests manual. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, 4th edition. Edited in 1997 by the Programme Coordination Centre Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH). Hamburg, Germany, 1997.
- Jóźwiak M. A., Jóźwiak M. Influence of cement industry on accumulation of heavy metals in bioindicators // *Ecol. Chem. Eng.* 2009. Vol. 16. P. 323–334.
- Kauppi M., Halonen P. Lichens as indicators of air pollution in Oulu, northern Finland // *Annal. Bot. Fenn.* 1992. Vol. 29. P. 1–9.
- Klos A., Rajfur M., Waclawek M., Waclawek W. Heavy metal sorption in the lichen cationactive layer // *Bioelectrochemistry*. 2007. Vol. 71, N 1. P. 60–65.
- Lee K. Y., Ho L. Y., Tan K. H., Tham Y. Y., Ling S. P., Qureshi A. M., Ponnudurai T., Nordin R. Environmental and Occupational Health Impact of Bauxite Mining in Malaysia. A Review // *Int. Med. J. Malaysia*. 2017. Vol. 16, N 2. P. 137–150. doi: 10.31436/IMJM.V16I2.346
- Loppi S. Licheni come bioaccumulatori di elementi in traccia: stato della ricerca in Italia // *Biologia Ambientale*. 2006. Vol. 20, N 2. P. 69–78.
- Loppi S., Putorti E., de Dominicis V., Barbaro A. Lichens as bioindicators of air quality near a municipal solid waste incineration plant in central Italy // *Allionia*. 1995. Vol. 33. P. 121–129.
- Paoli L., Corsini A., Bigagli V., Vannini J., Bruscoli C., Loppi S. Long-term biological monitoring of environmental quality around a solid waste landfill assessed with lichens // *Environ. Pollut.* 2012. Vol. 161. P. 70–75. doi: 10.1016/j.envpol.2011.09.028
- Paoli L., Guttová A., Grassi A., Lackovičová A., Senko D., Loppi S. Biological effects of airborne pollutants released during cement production assessed with lichens (SW Slovakia) // *Ecol. Indic.* 2014. Vol. 40. P. 127–135.
- Perkins D. F. Relationship between fluoride contents and loss of lichens near an aluminium works // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1992. Vol. 64, N 3-4. P. 503–510.
- Piervittori R., Usai L., Alessio F., Maffei M. The effect of simulated acid rain on surface morphology and n-alkane composition of *Pseudevernia furfuracea* // *Lichenologist*. 1997. Vol. 29. P. 191–198.
- Poličnik H., Batič F., Ribarič L. C. Monitoring of short-term heavy metal deposition by accumulation in epiphytic lichens (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) // *J. Atm. Chem.* 2004. Vol. 49. P. 223–230.
- Rai P. K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2016. Vol. 129. P. 120–136.
- Santamaría J. M., Martín A. Tree bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1997. Vol. 98. P. 381–387.
- Skye E. Lichens as biological indicators of air pollution // *Annual Review of Phytopathol.* 1979. Vol. 17. P. 325–341.
- Sujetoviene G. Monitoring lichen as indicators of atmospheric quality // *Recent advances in lichenology, modern methods and approaches in biomonitoring and bioprospection* / Eds. D. K. Upreti, P. K. Divakar, V. Shukla. Vol. 1. India: Springer, 2015. P. 87–118. doi: 10.1007/978-81-322-2181-4
- van Dobben H. F., ter Braak C. J. F. Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales // *Lichenologist*. 1999. Vol. 31. P. 27–39.
- van Herk C. M. Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time // *Lichenologist*. 2001. Vol. 33. P. 419–441. doi: 10.1006/lich.2001.0337
- Westman L. Air pollution and vegetation around a sulphite mill at Örnsköldsvick, North Sweden (pollutants and plant communities on exposed rocks) // *Wahlenbergia*. 1975. Vol. 2. P. 1–146.
- Zvereva E. L., Toivonen E., Kozlov M. V. Changes in species richness of vascular plants under the impact of air pollution: a global perspective // *Global. Ecol. Biogeogr.* 2008. Vol. 17. P. 305–319.

Reaction of the lichen *Hypogymnia physodes* to dust pollution in the influence zone of the Middle Timan Bauxite Mine

T. N. PYSTINA, E. G. KUZNETSOVA, A. B. NOVAKOVSKIY

*Institute of Biology, Komi SC UrD RA
167982, Syktyvkar, Kommunisticheskaya str., 28
E-mail: t.pystina@ib.komisc.ru*

Here, we present the results of long-term monitoring (2002–2017) of epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in the influence zone of the Middle Timan Bauxite Mine (Komi Republic). The main environmental pollutant in this area is dust with a predominance of Al and Fe. Three periods of the reaction of lichen to dust pollution are identified: shock, maximum changes, and adaptation. Dust pollution significantly decreased the projective cover of the species under study, increased the frequency of thallus necrosis and decreased thallus linear dimensions. In ten years after we started our monitoring studies, the vital state parameters of *H. physodes* began to stabilize and then to improve due to adaptation of the lichen to chronic environmental pollution with dust. The study of changes in the content of main pollutants showed that, during the mine operation, they accumulate in the thalli of the lichen *H. physodes* in the following order: Al > Fe > Ni > Cu > Pb.

Key words: epiphytic lichens, Middle Timan, Bauxite Mine, pollution, monitoring.