

Номер 4

ISSN 0032-180X

Апрель 2024



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

125 лет журналу

Журнал основан в январе 1899 г. На его страницах публикуются оригинальные статьи, обзоры; отражаются различные аспекты теоретических и экспериментальных исследований генезиса, географии, физики, химии, биологии, плодородия почв; освещаются результаты теоретических и экологических исследований в глобальном и региональном планах.



НАУКА

— 1727 —

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 4, 2024

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Геохимические особенности органо-аккумулятивных почв подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов Северной Монголии

Ю. Н. Краснощеков

519

ХИМИЯ ПОЧВ

Влияние органических соединений на накопление Ni, Co, Cu, Cr и Pb в орштейнах агроземногумусовых подбелов юга Приморского края

Я. О. Тимофеева, Л. Н. Пуртова

537

ФИЗИКА ПОЧВ

Дыхание почвы в условиях кратковременной засухи на примере типичных болотных экосистем средней тайги Западной Сибири

*А. В. Ниязова, Д. В. Ильясов, М. В. Глаголев, Ю. В. Курьянова,
А. А. Каверин, А. Ф. Сабреков, Т. А. Новикова, А. В. Каверина
И. В. Филиппова, Е. Д. Лапина*

556

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Микробиом супрагляциальных систем на ледниках Альдегонда и Бертель (о. Западный Шпицберген)

*Д. А. Никитин, Л. В. Лысак, Э. П. Зазовская,
Н. С. Мергелов, С. В. Горячкин*

570

Хроническое и периодическое воздействие дыма от горения растительных остатков на ферментативную активность почв

*М. С. Нижельский, К. Ш. Казеев, В. В. Вилкова,
А. Н. Федоренко, С. Н. Сушкова, С. И. Колесников*

595

Солеустойчивость грибов и перспективы микодиагностики загрязнения засоленных почв (обзор)

Е. В. Федосеева, В. А. Терехова

608

ЭРОЗИЯ ПОЧВ

Варьирование оценок эрозии почв при использовании разных карт пахотных угодий Белгородской области

А. П. Жидкин, Д. И. Рухович, К. А. Мальцев, П. В. Королева

621

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Эколого-геохимическая оценка состояния почв г. Байкальска по содержанию полициклических ароматических углеводов

Н. Е. Кошелева, Е. М. Никифорова, Н. Б. Жаксылыков

633

Contents

No 4, 2024

GENESIS AND GEOGRAPHY OF SOILS

Geochemical Features of Organo-Accumulative Soils of Subtaiga
and Subtaiga-Forest-Steppe Light Coniferous Forests of Northern Mongolia

Yu. N. Krasnoshchekov

519

SOIL CHEMISTRY

Influence of Organic Compounds on Ni, Co, Cu, Cr, and Pb
Accumulation by Nodules in Agro-Dark-Humus Podbels (Planosols)
in the South of Primorskii Region

Ya. O. Timofeeva and L. N. Purtova

537

SOIL PHYSICS

Soil Respiration Under a Short-Term Drought on the Example
of Typical West Siberian Bogs (Middle Taiga)

*A. V. Niyazova, D. V. Ilyasov, M. V. Glagolev, I. V. Kupriianova,
A. A. Kaverin, A. F. Sabrekov, T. A. Novikova, A. V. Kaverina,
I. V. Filippov, and E. D. Lapshina*

556

SOIL BIOLOGY

Microbiome of Supraglacial Systems on the Aldegonda
and Bertel Glaciers (Western Spitsbergen Island)

*D. A. Nikitin, L. V. Lysak, E. P. Zazovskaya,
N. S. Mergelov, and S. V. Goryachkin*

570

Chronic and Periodic Effects of Smoke from Crop Residue Combustion
on Soil Enzymatic Activity

*M. S. Nizhelskiy, K. Sh. Kazeev, V. V. Vilkova,
A. N. Fedorenko, S. N. Sushkova, and S. I. Kolesnikov*

595

Salt Tolerance of Fungi and Prospects for Mycodiagnostics
of Contamination in Saline Soils

E. V. Fedoseeva, V. A. Terekhova

608

SOIL EROSION

Variation of Soil Erosion Estimates when Using Different Maps
of Arable Land of the Belgorod Region

A. P. Zhidkin, D. I. Rukhovich, K. A. Maltsev, and P. V. Koroleva

621

DEGRADATION, REHABILITATION, AND CONSERVATION OF SOILS

Ecological and Geochemical Assessment of the State of Soils in the City of Baikalsk
According to the Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

N. E. Kosheleva, E. M. Nikiforova, and N. B. Zhaxylykov

633

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОРГАНО-АККУМУЛЯТИВНЫХ ПОЧВ ПОДТАЕЖНЫХ И ПОДТАЕЖНО-ЛЕСОСТЕПНЫХ СВЕТЛОХВОЙНЫХ ЛЕСОВ СЕВЕРНОЙ МОНГОЛИИ

© 2024 г. Ю. Н. Краснощеков^{а, *}

^аИнститут леса им. В.Н. Сукачева СО РАН – Обособленное подразделение ФИЦ КНЦ СО РАН, Академгородок, 50/28, Красноярск, 660036 Россия

*e-mail: kyn47@mail.ru

Поступила в редакцию 31.07.2023 г.

После доработки 25.10.2023 г.

Принята к публикации 25.10.2023 г.

Рассмотрены геохимические особенности органо-аккумулятивных (Eutric Regosols (Loamic, Ochric), Cambic Someric Phaeozems (Loamic)) почв, широко распространенных в почвенном покрове подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов, образующих нижнюю границу лесного пояса в горных сооружениях Северной Монголии. Приведены данные по микроэлементному составу почвообразующих пород. Установлено, что парагенетическая ассоциация микроэлементов в них представлена Pb, Cu, Zn, Co, V, Cr, Ni, Mn, Mo, Ba, Sr, Zr и В. По сравнению со средним содержанием в литосфере остаточные и переотложенные коры выветривания магматических пород обогащены Zn, Cr, Mo, В, в то же время в них меньше Pb, Co, Mn, Ba, Sr, Zr. Остаточные и переотложенные коры выветривания карбонатных пород обогащены Pb, Cu, Zn, V, Cr, Sr, В, обеднены Co, Ni, Mn, Mo, Ba, Zr. Обсуждены материалы по морфологическому строению почв, их физико-химическим и химическим свойствам, а также по содержанию микроэлементов и их радиальному распределению в рассматриваемых почвах. Полученные данные свидетельствуют о накоплении большинства микроэлементов в поверхностных органогенных и гумусово-аккумулятивных горизонтах почв, что связано как с неоднородностью почвообразующих пород, так и влиянием почвенных процессов, обуславливающих аккумулятивное распределение элементов и их осаждение на органо-сорбционном и карбонатном геохимических барьерах. Показано, что изученные почвы отличаются не только абсолютными значениями концентраций микроэлементов, участвующих в биологическом круговороте, но и интенсивностью их вовлечения в биогенную миграцию.

Ключевые слова: серогумусовые и темногумусовые почвы, физико-химические свойства, микроэлементы, коэффициенты радиальной дифференциации, коэффициенты концентрации

DOI: 10.31857/S0032180X24040016, EDN: WTCDOF

ВВЕДЕНИЕ

Органо-аккумулятивные почвы в Северной Монголии образуют основной фон почвенного покрова в подтаежном и подтаежно-лесостепном высотно-поясных комплексах (ВПК) типов леса в Прихубсугулье, Северо-Восточном и Восточном Хангае, Хэнтэйском нагорье. Они занимают преимущественно средние и нижние части склонов северной румбы на контакте со степями в интервале высот 700–1800 м над ур. м. В травяном покрове наибольшее ценотическое значение имеют лесные и лугово-лесные мезофиты. В нижней части этих ВПК, в связи с сухостью климата и контактами

лесов с зональными степями, в сложении подчиненных ярусов большое участие принимают степные и лесостепные травы [21].

Широкий диапазон высот и орографических условий ареала распространения рассматриваемых почв обуславливает и довольно широкую амплитуду экологических условий в его пределах. Количество осадков варьирует от 300 до 450 мм в год, из них 75–80% выпадает в летний период. Многолетняя среднегодовая температура воздуха изменяется от –0.1 до –3.8°C. Сумма активных температур воздуха выше +10°C на высоте 700–1800 м составляет от 1280 до 1670°C. Средняя продолжительность безморозного периода 69–84 дня. В зависимости

от геокриологических условий среди органо-аккумулятивных почв выделяются длительно-сезонно-мерзлотные и глубокомерзлотные, последние наиболее широко распространены в Восточном Хэнтэе [23].

Формирование органо-аккумулятивных почв связано с дерновым почвообразовательным процессом. Данный процесс развивается под воздействием травянистой растительности и характеризуется интенсивным гумусообразованием, связанным с особенностями биологического круговорота веществ в этой растительной формации.

В Сибири выделение самостоятельного типа дерновых почв в южно-таежной подзоне было обосновано автором [27]. Их происхождение он связывает, прежде всего, с богатством пород основаниями и первичными минералами. Многие исследователи [29, 32] придерживаются взгляда, что почвы, развивающиеся в южной тайге в наиболее континентальных районах Сибири, являются биоклиматическим образованием, а не литологическим.

Несмотря на имеющийся научный материал, органо-аккумулятивные почвы Северной Монголии остаются еще слабо изученными. В большинстве работ говорится о специфике почвообразования, связанной с горным рельефом, сложностью геологического строения и высотно-поясной дифференциацией гидроклиматических и геокриологических условий [3, 4, 6, 14, 22, 28, 31, 33, 36]. Все это в значительной степени оказывает влияние на геохимическую миграцию продуктов почвообразования как в пределах, так и за пределами лесорастительного пояса [9, 13, 16, 26, 37, 39, 42, 44].

Микроэлементный состав является важным показателем эколого-геохимического состояния почв. Добровольский [12, с. 3] отмечал, что “химические элементы, находящиеся в рассеянном состоянии, – важное, но еще не полностью осознанное наукой явление природы. Их изучение – одна из актуальных проблем современного естествознания”.

Каждый природный ландшафт характеризуется определенными значениями концентрации микроэлементов в почве [2, 15, 18]. Особенно отчетливо эти закономерности проявляются в горах, где распределение ландшафтов подчинено закономерностям высотной поясности, в пределах которых формируются различные почвы, часто маломощные, неполнопрофильные, в которых отсутствуют срединные горизонты, в профиле в большом количестве содержится щебень и обломки горных пород часто разного минералогического и петрографического состава. Изучение особенностей содержания и распределения микроэлементов в почвах различных ландшафтов является актуальной проблемой и имеет большое теоретическое и практическое значение. Почвенно-геохимические исследования

позволяют установить особенности поведения химических элементов и выявить провинциальные особенности почвенного покрова в границах выделенных лесорастительных поясов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Многолетними комплексными маршрутными исследованиями охвачены основные лесорастительные пояса в среднегорной части Западного, Северо-Западного и Восточного Хэнтэя – хребты Дэлгэр-Хан-Уул, Мунгэлэг-Нуру, Их-Хэнтэй и Бага-Хэнтэй, в Восточном Прихубсугулье – Джидинский хр., Бурсын-Нуру, Бутэлийн-Нуру и Хантайн-Нуру, в Хангае – в Северо-Восточной и Восточной низкогорной части. В пределах ВПК подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов, образующих нижний лесорастительный пояс, на склонах разной крутизны и экспозиции заложено около 60 почвенных разрезов. Сделано их морфологическое описание и отобраны почвенные образцы из разрезов на химический и физико-химический анализ. В лабораторных условиях проанализировано более 20 почвенных профилей, с использованием следующих методов: гранулометрический состав – по Качинскому [7], рН солевой и водной суспензий – потенциометрически, содержание обменных катионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+) – по Гедройцу, общий гумус – по Тюрину, общий азот – по Кьельдалю, гидролитическая кислотность – по Каппену, CO_2 карбонатов – по Бауэру [1, 8]. Групповой состав гумуса – по схеме Кононовой–Бельчиковой [20]. Валовое содержание микроэлементов определено спектральным методом. Рассчитаны коэффициенты радиальной дифференциации ($K_{\text{рд}}$) и концентрации (КК) микроэлементов [10, 34]. Названия почв даны по Классификации и диагностике почв России [17], а также Международной классификации WRB [41]. Для статистической обработки данных использовали программы Excel 2013 и Statistica 12.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Микроэлементы в почвообразующих породах ВПК подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов. Сведения о содержании микроэлементов в широко распространенных горных породах Северной и Центральной Монголии имеются в работах [5, 11, 25]. Однако они не дают представления о современном геохимическом состоянии основных типов почв региона.

В Северной Монголии, в пределах рассматриваемых ВПК типов леса, почвы формируются на продуктах выветривания горных пород разного генезиса, минералого-химического и гранулометрического состава. В одном случае это маломощные остаточные (элювиальные) и переотложенные

(элювиально-делювиальные и делювиальные) коры выветривания, сформированные на плотных кристаллических породах, преимущественно кислых магматических (граниты, биотитовые граниты, диориты, гранодиориты, габбро-диориты) или карбонатных (известняки, доломиты), в другом – в горных условиях коренные породы часто перекрыты мощным песчано-щебнистым или щебнисто-суглинистым инородным материалом, который генетически не связан с ними. Это обстоятельство отмечено в работах [35, 38]. Верхний горизонт перечисленных кор выветривания является субстратом, на котором развиваются современные почвы.

В пределах ВПК подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов гранулометрический состав почвообразующих пород варьирует от супесчаного до тяжелосуглинистого. В зависимости от степени выветрелости содержание щебня неодинаково и колеблется от 10 до 80%. В отложениях верхних частей склонов преобладают фракции песка и крупной пыли. Отложения средних и нижних частей склонов отличаются повышенным содержанием фракции физической глины, содержание которой достигает 37–45%. Утяжеление гранулометрического состава связано с тем, что в процессе переотложения обломков коренных пород происходит их разрушение и измельчение. Кроме этого, оно может быть обусловлено вымыванием тонких фракций поверхностным и внутрипочвенным стоком, в том числе надмерзлотным в весенний период, с верхних частей склонов.

По химическим свойствам почвообразующие породы значительно отличаются друг от друга. Реакция среды колеблется от кислой до щелочной.

Содержание обменных катионов варьирует от 2.8–17.5 в отложениях остаточной коры выветривания гранитов до 21.0–42.5 смоль(экв)/кг в отложениях коры выветривания известняков и доломитов [23].

Парагенетическая ассоциация микроэлементов в исследуемых почвообразующих породах подтаежного и подтаежно-лесостепного лесорастительного пояса представлена Pb, Cu, Zn, Co, V, Cr, Ni, Mn, Mo, Ba, Sr, Zr и B. Ее состав отражает региональные геолого-геохимические особенности территории, связанные с широким развитием здесь кислых магматических интрузий, а также карбонатных осадочных пород. Так, остаточные и переотложенные коры выветривания магматических пород в среднем содержат (мг/кг): Pb – 15.4; Cu – 45.7; Zn – 95.7; Co – 14.3; V – 94.3; Cr – 185.7; Ni – 55.7; Mn – 1142.8; Mo – 1.14; Ba – 300.0; Sr – 214.2; Zr – 130.0; B – 15.0 (рис. 1а).

По сравнению со средним содержанием в литосфере в пределах подтаежного и подтаежно-лесостепного лесорастительного пояса остаточные и переотложенные коры выветривания магматических пород обогащены Zn, Cr, Mo, B, в то же время в них меньше Pb, Co, Mn, Ba, Sr, Zr, о чем свидетельствуют коэффициенты концентрации (рис. 1б).

Остаточные и переотложенные коры выветривания карбонатных пород содержат (мг/кг): Pb – 23.6; Cu – 52.4; Zn – 102.4; Co – 12.6; V – 137.4; Cr – 98.0; Ni – 23.8; Mn – 450.0; Mo – 1.02; Ba – 400.0; Sr – 400.0; Zr – 112.4; B – 21.2. По сравнению со средним содержанием в литосфере они обогащены Pb, Cu, Zn, V, Cr, Sr, B, меньше в них содержится Co, Ni, Mn, Mo, Ba, Zr.

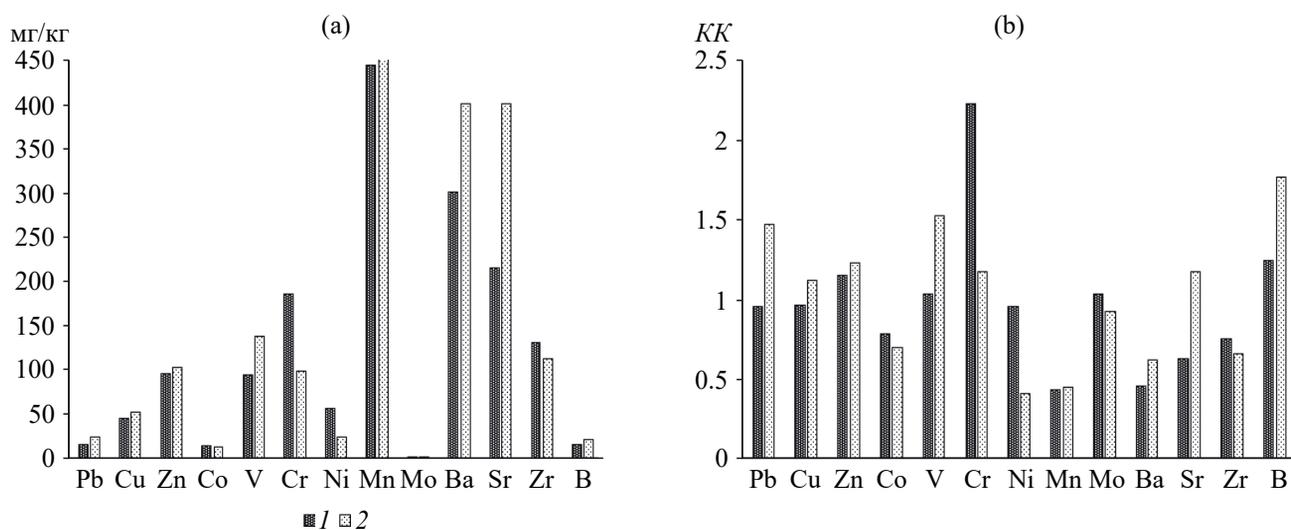


Рис. 1. Среднее содержание (а) и коэффициенты концентрации (б) микроэлементов в остаточных и переотложенных корях выветривания магматических (1) и карбонатных (2) почвообразующих породах в подтаежном и подтаежно-лесостепном лесорастительном поясе.

Следует отметить, что почвообразующие породы подтаежного и подтаежно-лесостепного лесорастительного пояса в большей степени обогащены микроэлементами по сравнению с породами верхних лесорастительных поясов (подгольцово-таежный, горно-таежный кедровый и лиственничный, псевдотаежный лиственничный), что объясняется значительным выносом этих элементов из верхних поясов и относительное накопление их в нижних [23, 24].

Основной фон почвенного покрова в ВПК подтаежных и подтаежно-лесостепных лиственничных и сосновых лесов в Северной Монголии образуют **серогумусовые почвы**.

Морфологический профиль *серогумусовых типичных почв* (Eutric Regosols (Loamic, Ochric)) представляет собой сочетание нескольких генетических горизонтов: поверхностного органогенного горизонта O (лесная подстилка), мощностью 1–3 см, гумусово-аккумулятивного горизонта АУ – темно-бурого, серовато-бурого цвета, мощность 6–20 см. Он имеет хорошо выраженную зернистую, ореховато-комковатую или мелкокомковатую структуру. Часто ниже горизонта АУ выделяется переходный горизонт АС серовато- или коричневатого-бурого цвета. Горизонт Cf мощностью 8–25 см имеет признаки аккумуляции гумусово-железистых соединений за счет осаждения железистых пленок на поверхности минеральных зерен и агрегатов. В нижней части профиля почв много включений щебня и обломков горных пород разного минералогического и петрографического состава. Морфологический профиль типа O–АУ–АС–Cf–С.

Серогумусовые элювирированные глинисто-иллювирированные (Eutric Regosols (Loamic, Ochric, Lamellic)) почвы по морфологическому строению характеризуются наличием лесной подстилки (1–2 см), состоящей из растительного опада; серогумусового горизонта АУ темно-бурого цвета, зернисто-комковатой структуры, мощностью 6–10 см; ниже выделяется маломощный (2–4 см) элювирированный горизонт АУel серовато-бурого, с седоватостью, цвета, при подсыхании он становится более светлых тонов. Глинисто-иллювирированный горизонт Сi буро-коричневого цвета, обычно уплотнен, постепенно переходит в материнскую породу. Профиль типа O–АУ–АУel–Сi–С.

По гранулометрическому составу изученные почвы легко-, среднесуглинистые (табл. 1). В составе мелкозема преобладают песчаные и крупнопылевые фракции. Илистая фракция имеет тенденцию к накоплению в серогумусовом горизонте. В физической глине более половины составляют илестые частицы.

Отличительной чертой серогумусовых глубокомерзлотных почв является более высокое содержание в составе мелкозема фракций средней и мелкой пыли. По данным [19], в формировании

гранулометрического состава почв подобного типа могли принять участие как процессы внутрисочечного физического выветривания скелета, так и криогенные явления, которые обуславливают диспергирование почвообразующих горных пород и гомогенизацию минеральной части профиля криогенных почв на уровне крупнопылевых частиц.

В целом для профилей изученных почв характерны облегчение гранулометрического состава с глубиной, высокое содержание ила и физической глины в верхних горизонтах.

Гумус сконцентрирован в горизонте АУ, где его количество колеблется от 4 до 10%, за пределами гумусового горизонта он резко снижается. Судя по отношению C/N, равному для гумусового горизонта 7.2–12.6, гумус представлен собственно гумусовыми веществами, связанными с минеральной массой почвы. Распределение и характер гумуса целиком является результатом дернового лесного почвообразовательного процесса. Этим объясняется и качественный состав гумуса данных почв.

Исследованиями, приведенными в работах [30, 33], установлено, что в составе гумуса рассматриваемых почв гуминовые кислоты преобладают над фульвокислотами только в горизонте АУ ($C_{гк}/C_{фк} = 1.10–1.47$). Преобладают гуматы, связанные с кальцием.

Подобные почвы с фульватно-гуматным типом гумуса формируются обычно в низкополнотных или разреженных древостоях с обильным травяным покровом, где ценотическая роль травянистого яруса намного выше, чем древесного.

В верхней и средней части подтаежного пояса, под высоко- и среднеполнотными древостоями обычно серогумусовые почвы характеризуются гуматно-фульватным типом гумуса. Отношение $C_{гк}/C_{фк}$ в серогумусовых горизонтах равно 0.75–1.00 [33, 43].

Кривые распределения обменных оснований в целом согласуются с кривой распределения гумуса. Обменные катионы интенсивно аккумулируются в лесной подстилке и верхнем серогумусовом горизонте. В материнской породе содержание кальция и магния убывает, что подчеркивает их биогенное происхождение в аккумулятивной части профиля.

Почвы характеризуются слабокислой и кислой реакцией среды, высокой гидролитической кислотностью. По степени насыщенности почвенного поглощающего комплекса среди серогумусовых почв выделяются ненасыщенные основаниями (<80%). Ненасыщенность большей группы серогумусовых почв основаниями, по-видимому, связана как с гуматно-фульватным типом гумуса, характером материнских пород, так и со спецификой растительного покрова, а также преобладанием в опаде древесных остатков (хвои, мелких сучьев, коры, шишек), которые при разложении поставляют в почву достаточное количество иона H^+ .

В пределах подтаежных разнотравных свет-лохвойных лесов в почвенном покрове распростра-нены и серогумусовые глинисто-иллювирированные почвы с признаками оподзоливания. Обычно раз-виваются они на почвообразующих породах лег-кого гранулометрического состава в верхней части рассматриваемого лесорастительного пояса.

Серогумусовые глинисто-иллювирированные оподзоленные почвы характеризуются высоким со-держанием гумуса в верхнем горизонте (9.6%) и сла-бокислой реакцией среды. Почвенный поглощаю-щий комплекс насыщен кальцием и магнием. Наи-мнее насыщены катионами горизонты АУ и АУе.

Содержание и поведение микроэлементов в почве контролируется многими факторами: это гранулометрический и минералогический составы твердой фазы, обогащенность ее органическим ве-ществом, направление и глубина процесса почво-образования, окислительно-восстановительные ус-ловия и др. [9, 10, 13, 26, 34, 40, 45].

Для серогумусовых типичных почв характерен аккумулятивный тип распределения микроэlemen-тов в почвенном профиле. Пределы колебания ши-рокие, т. е. для почв характерна высокая простран-ственная неоднородность относительно concentra-ции в них микроэлементов (табл. 2). Наибольшей аккумуляцией микроэлементов отличаются органи-генные и гумусово-аккумулятивные горизонты.

В органигенных горизонтах очень высокие ко-эффициенты вариации ($V \geq 40\%$) характерны Ва, V, В, Сг и Ni. В гумусово-аккумулятивных горизон-тах АУ – Cu, Pb, Mn, Zr и Sr. В минеральном гори-зонте С – Ва, Mn, Sr и Ni.

Коэффициент радиальной дифференциации ($K_{рд}$), как известно, предложен для исследования неоднородности вертикального распределения концентрации химических веществ в почвенных профилях [9, 34]. Он отражает количественную оценку влияния почвообразования на накопление или вынос отдельных химических элементов в го-ризонтах почвенного профиля. Концентрация эле-мента в почвообразующей породе принята за 1.

Относительно почвообразующей породы, в ор-ганогенных горизонтах рассматриваемых почв

резко возрастает концентрация элементов биофилов: В ($K_{рд} = 24.93$), Mn ($K_{рд} = 19.23$) и Ва ($K_{рд} = 13.75$). Для Sr, Zn, Pb и Mo характерна относительно мень-шая концентрация ($K_{рд} = 1.36-4.08$). Эти элементы являются постоянными компонентами в органиче-ском веществе почв и участвуют в малом биологи-ческом круговороте. Наиболее сильным рассеянием в этом горизонте отличаются Сг, Ni и V, несколько меньшим – Zr и Co (рис. 2). В горизонтах АУ и АС выявлено преобладание аккумуляции большинства микроэлементов, однако в отличие от их накопле-ния в поверхностном органигенном горизонте (го-ризонте О) этот процесс выражен здесь менее интен-сивно. Наблюдаются слабый и средний вынос из го-ризонтов АУ Zn, V и Сг; из горизонта АС – Sr.

Рассчитанные коэффициенты концентрации свидетельствуют, что в органигенных горизонтах се-рогумусовых почв резко возрастает концентрация В ($KK = 24.31$), Mn ($KK = 8.33$) и Ва ($KK = 5.64$). Замет-но концентрируются Zn ($KK = 3.01$), Sr ($KK = 2.60$) и Pb ($KK = 2.39$). В незначительном количестве на-капливаются Cu и Mo. Очень понижен коэффици-ент концентрации Zr и Ni ($KK = 0.37$).

В гумусово-аккумулятивном горизонте АУ кон-центрируются Mn ($KK = 4.17$) и Ва ($KK = 2.15$). В меньшем количестве – Zr, Co, Mo и В. Слабым накоплением отличаются Cu, Сг, Sr и Zn. Содержа-ние остальных элементов невысокое. Относитель-ные коэффициенты концентрации составляют от 0.66–0.96 для Ni, V и Pb, что свидетельствует о сла-бом и среднем рассеянии этих элементов.

В горизонте АС в отличие от поверхностных органигенных и гумусово-аккумулятивных отме-чено увеличение концентрации практически всех микроэлементов, за исключением Zr, Ва и Sr. Ко-эффициенты концентрации этих элементов отно-сительно литосферных кларков ниже 1. В почвооб-разующей породе слабым накоплением обладают Сг, Zn, Cu, Pb и V.

По интенсивности накопления микроэлементов в почвенных горизонтах серогумусовых типичных почв составлены следующие геохимические фор-мулы (здесь и далее: числитель – элементы, имею-щие $KK \geq 1$; знаменатель – $KK < 1$):

О	$\frac{B_{24.31}, Mn_{8.33}, Ba_{5.64}, Zn_{3.01}, Sr_{2.60}, Pb_{2.39}, Cu_{1.63}, Mo_{1.36}}{Co_{0.65}, V_{0.54}, Cr_{0.50}, Zr_{0.37}, Ni_{0.37}}$
АУ	$\frac{Mn_{4.17}, Ba_{2.15}, Zr_{1.53}, Co_{1.48}, Mo_{1.36}, B_{1.25}, Cu_{1.13}, Cr_{1.12}, Sr_{1.08}, Zn_{1.04}}{V_{0.96}, Pb_{0.83}, Ni_{0.66}}$
АС	$\frac{Mn_{2.15}, Cr_{2.11}, B_{1.67}, Zn_{1.48}, Pb_{1.45}, Mo_{1.36}, V_{1.33}, Co_{1.29}, Cu_{1.21}, Ni_{1.10}}{Zr_{0.74}, Ba_{0.56}, Sr_{0.54}}$
С	$\frac{Cr_{2.01}, Zn_{1.13}, Cu_{1.06}, Pb_{1.04}, V_{1.04}, Mo_{1.00}}{B_{0.97}, Co_{0.93}, Ni_{0.66}, Sr_{0.64}, Zr_{0.61}, Mn_{0.43}, Ba_{0.41}}$

Таблица 1. Некоторые химические и физико-химические свойства серогумусовых почв

Горизонт	Глубина, см		Гранулометрический состав (фракция, мм), %		рН		Гумус		C/N	C _{тк} /C _{фк}	Обменные катионы			S, %
	<0.001	<0.01	H ₂ O	KCl	общ.	%	Ca ²⁺	Mg ²⁺			H ⁺	смоль(экв)/кг		
<i>Серогумусовые типичные почвы:</i>														
Разрез 803. Лиственничник разнотравный, IV класса бонитета; абс. отг. 1100 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубеугулье)														
O	0–3	–	–	5.4	4.8	76.7*	–	–	–	–	60.0	15.0	3.2	62
AУ	3–9	10	20	5.9	5.1	7.3	0.59	7.2	0.75	–	22.5	8.5	3.1	69
AC	20–30	11	24	6.3	4.8	2.1	0.09	13.5	0.33	–	11.0	8.5	0.3	78
C	35–45	9	19	6.2	4.5	0.9	–	–	–	–	8.0	3.5	0.3	75
Разрез 511. Лиственничник разнотравный, III класса бонитета; абс. отг. 1500 м (Восточный Хэнтэй)														
O	0–2	–	–	6.0	4.9	83.0*	–	–	–	–	22.0	13.7	3.6	61
AУ	2–10	19	36	5.8	4.8	11.2	0.57	11.4	1.47	–	13.2	5.9	0.2	66
AC	10–20	17	32	5.7	4.4	4.0	0.11	20.9	0.54	–	6.3	2.0	0.5	59
C	40–50	7	11	6.0	4.4	0.7	–	–	–	–	2.4	0.2	0.2	74
Разрез 506. Лиственничник разнотравный, III класса бонитета; абс. отг. 1520 м (Восточный Хэнтэй)														
O	0–2	–	–	6.0	4.8	82.0*	–	–	–	–	20.8	7.2	0.8	68
AУ	2–10	19	37	5.8	4.7	10.0	0.46	12.6	0.80	–	16.3	6.3	0.4	53
AC	11–22	18	33	6.2	5.3	3.5	0.13	15.4	0.33	–	4.4	3.2	0.5	57
Cf	30–40	7	23	6.4	5.5	1.5	0.05	18.0	–	–	3.2	0.9	0.6	48
C	60–70	13	21	6.4	5.5	0.6	–	–	–	–	3.5	0.7	0.4	49
±C	80–100	8	16	6.6	5.4	0.5	–	–	–	–	2.6	0.4	0.2	46
<i>Серогумусовые элювируемые глинисто-иллювируемые почвы:</i>														
Разрез 896. Сосняк бруснично-разнотравный, II класса бонитета; абс. отг. 1000 м (Северо-Западный Хэнтэй)														
O	0–3	–	–	6.4	4.9	93.5*	–	–	–	–	26.6	17.5	16.1	56
AУ	10–20	8	33	5.1	4.2	4.1	0.19	12.6	1.00	–	21.4	6.0	14.6	60

AYel	30–40	13	36	5.6	4.2	1.8	0.09	11.1	0.40	6.4	3.3	3.6	57
Ci	42–52	15	38	5.6	4.2	0.9	–	–	–	8.5	3.5	2.9	66
C	60–70	7	16	5.5	4.1	0.1	–	–	–	6.0	2.2	1.3	–
Разрез 544. Лиственничник разнотравный, III класса бонитета; абс. отг. 1560 м (Восточный Хэнгэй)													
O	0–3	–	–	6.0	5.1	84.0*	–	–	–	41.1	13.7	1.2	79
AY	3–10	16	39	6.1	5.0	8.4	0.38	12.9	1.28	15.9	5.2	0.7	81
AYel	10–20	15	38	6.1	5.1	3.5	0.12	16.6	0.40	18.7	4.7	0.8	86
Ci	30–40	14	37	6.4	5.3	1.9	0.07	15.7	–	21.7	3.4	0.4	89
C	50–60	12	28	6.5	5.4	0.6	–	–	–	20.9	0.2	0.4	85
±C	80–90	13	24	6.3	5.3	0.6	–	–	–	24.0	7.3	0.4	–
Разрез 870. Лиственничник бруснично-разнотравный, IV класса бонитета; абс. отг. 1700 м (хр. Бутэлийн-Нуру, Восточное Прихубсугулье)													
O	0–1	–	–	5.6	4.5	90.0*	–	–	–	31.5	16.5	2.9	59
AY	1–3	8	21	5.9	4.2	17.5	0.99	10.2	0.76	24.0	8.0	1.4	57
AYe	3–11	7	18	5.0	4.2	9.6	0.65	8.6	0.43	14.0	4.5	2.3	52
Ci	11–21	10	27	5.2	4.0	3.3	0.20	9.5	–	7.5	0.1	2.3	68
Ci	30–40	7	25	5.2	4.2	2.3	0.12	10.8	–	4.5	0.1	1.7	72
C	70–80	6	15	5.2	4.3	0.7	–	–	–	3.5	0.1	0.5	78

* Потеря при прокаливании.

Примечание. S – степень насыщенности основаниями; прочерк – не определяли.

Таблица 2. Изменчивость содержания микроэлементов в органо-аккумулятивных почвах

Горизонт	Статистический параметр	Pb	Cu	Zn	Co	V	Cr	Ni	Mn	Mo	Ba	Sr	Zr	B
<i>Серогумусовые типичные почвы (n = 6)</i>														
O	<i>lim</i>	35–40	70–80	150–300	10–15	20–75	20–75	10–40	7000–10000	1–2	2000–6000	800–1000	50–80	175–500
	<i>M ± m</i>	38.3 ± 1.7	76.7 ± 3.3	250.0 ± 50.0	11.7 ± 1.7	48.3 ± 15.9	41.7 ± 16.9	21.7 ± 9.2	8333.3 ± 881.9	1.5 ± 0.3	3666.7 ± 1201.8	883.3 ± 60.0	63.3 ± 8.8	291.7 ± 104.4
AY	<i>V</i>	7.6	7.6	34.6	24.8	56.9	70.2	74.2	18.3	33.3	56.8	11.8	24.2	62.0
	<i>lim</i>	10–20	40–80	80–100	20–40	80–100	80–100	25–60	1500–6000	1–2	400–2000	100–600	80–400	10–20
AC	<i>M ± m</i>	13.3 ± 3.3	53.3 ± 13.3	86.7 ± 6.7	26.7 ± 6.7	86.7 ± 6.7	93.3 ± 6.7	38.3 ± 8.8	4166.7 ± 1364.2	1.5 ± 0.3	1400.0 ± 80.3	366.7 ± 145.3	260.0 ± 94.5	15.0 ± 2.9
	<i>V</i>	43.6	43.3	13.3	43.1	13.3	12.3	42.3	56.7	33.3	28.6	68.3	62.9	33.3
C	<i>lim</i>	20–30	40–80	100–150	20–30	100–150	150–200	20–100	450–5000	1–2	300–400	100–300	80–200	10–30
	<i>M ± m</i>	23.3 ± 3.3	56.7 ± 12.0	123.3 ± 14.5	23.3 ± 3.3	120.0 ± 15.2	175.0 ± 14.4	64.0 ± 25.1	2150.0 ± 333.8	1.5 ± 0.3	366.7 ± 33.3	183.3 ± 60.0	126.7 ± 37.1	20.0 ± 5.7
C	<i>V</i>	24.9	36.7	20.4	24.9	22.0	14.3	65.0	31.8	33.3	15.7	56.8	50.7	50.0
	<i>lim</i>	15–20	40–60	80–100	10–20	80–100	150–200	15–80	200–800	1–1.4	200–400	100–300	80–150	10–15
O	<i>M ± m</i>	16.6 ± 1.7	50.0 ± 5.8	93.3 ± 6.7	16.7 ± 3.3	93.3 ± 6.7	166.7 ± 16.7	38.3 ± 12.9	433.3 ± 115.6	1.1 ± 0.1	266.7 ± 66.7	216.7 ± 60.1	103.3 ± 23.3	11.7 ± 1.7
	<i>V</i>	17.5	20.0	12.3	34.7	12.3	17.3	65.8	51.1	18.2	43.3	48.0	39.1	24.8
<i>Темногумусовые метаморфизованные почвы (n = 5)</i>														
O	<i>lim</i>	20–40	50–150	100–400	2–20	20–150	20–200	15–40	6000–10000	1–2	2000–6000	800–1000	60–200	300–500
	<i>M ± m</i>	32.5 ± 4.7	95.0 ± 21.0	237.5 ± 68.8	13.0 ± 4.3	92.5 ± 33.7	85.0 ± 22.7	26.2 ± 5.5	8000.0 ± 816.5	1.5 ± 0.3	4250.0 ± 853.9	925.0 ± 47.8	110.0 ± 31.1	437.5 ± 47.3
AU	<i>V</i>	29.5	44.2	57.9	66.9	72.9	53.4	41.9	20.4	40.0	40.2	10.3	56.5	21.6
	<i>lim</i>	10–15	30–60	60–100	8–20	50–80	30–100	10–20	2000–5000	1.5–2	1000–3000	500–800	100–400	20–30
AU	<i>M ± m</i>	11.2 ± 1.2	42.5 ± 6.3	80.0 ± 8.1	12.0 ± 2.7	70.0 ± 7.1	62.5 ± 14.4	15.0 ± 2.0	3750.0 ± 629.1	1.7 ± 0.1	2250.0 ± 478.7	625.0 ± 62.9	225.0 ± 62.9	27.5 ± 2.5
	<i>V</i>	22.3	29.1	20.4	45.0	20.1	45.9	27.3	33.5	11.7	42.5	20.1	55.9	18.2

Cm	<i>lim</i>	15–20	40–60	100–150	15–20	40–100	80–200	20–150	400–800	1–1.5	400–500	200–500	150–200	10–20
	$M \pm m$	16.2 ± 1.2	50.0 ± 5.8	112.5 ± 12.5	16.3 ± 1.2	80.0 ± 14.1	140.0 ± 34.6	72.5 ± 11.9	600.0 ± 81.6	1.2 ± 0.1	425.0 ± 25.0	325.0 ± 62.9	175.0 ± 14.4	13.7 ± 2.3
	<i>V</i>	15.4	23.0	22.2	15.4	35.2	49.5	32.8	27.2	16.7	11.8	38.7	16.4	35.0
C	<i>lim</i>	15–16	40–50	80–100	10–15	60–100	150–300	30–200	300–600	1–1.5	200–400	150–300	100–150	10–30
	$M \pm m$	15.5 ± 0.3	42.5 ± 2.5	95.0 ± 5.0	12.5 ± 1.4	90.0 ± 10.0	200.0 ± 35.3	90.0 ± 20.2	450.0 ± 64.5	1.1 ± 0.1	325.0 ± 47.8	200.0 ± 35.3	135.0 ± 11.9	17.5 ± 4.8
	<i>V</i>	3.9	11.8	10.5	23.2	22.2	35.3	44.9	28.7	18.2	29.4	35.3	17.6	54.8
<i>Темнозольные остаточно-карбонатные почвы (n = 5)</i>														
O	<i>lim</i>	30–40	60–80	100–150	15–20	50–65	50–60	15–20	4000–6000	2–3	2000–5000	1000–2000	100–200	200–500
	$M \pm m$	37.5 ± 2.5	72.5 ± 4.8	137.5 ± 12.5	17.5 ± 1.4	56.2 ± 3.7	57.5 ± 2.5	17.5 ± 1.4	5250.0 ± 478.7	2.5 ± 0.3	3125.0 ± 657.5	1375.0 ± 239.4	150.0 ± 20.4	275.0 ± 75.0
	<i>V</i>	13.3	13.1	18.2	16.6	13.3	8.7	16.6	18.2	24.0	42.1	34.8	27.2	54.5
AU	<i>lim</i>	10–20	40–60	60–100	3–10	50–100	200–300	20–30	2000–4000	1.5–2	1500–2000	500–600	200–300	10–20
	$M \pm m$	15.0 ± 2.0	50.0 ± 5.8	80.0 ± 8.1	6.2 ± 1.4	87.5 ± 12.5	237.5 ± 23.9	22.5 ± 2.5	3000.0 ± 408.2	1.7 ± 0.1	1625.0 ± 125.0	525.0 ± 25.0	225.0 ± 25.0	15.0 ± 2.9
	<i>V</i>	26.7	23.9	20.4	45.2	28.6	20.1	22.2	27.2	11.8	15.4	9.2	22.2	38.7
AC	<i>lim</i>	10–15	30–40	60–100	3–10	60–100	100–200	15–20	500–800	1–1.5	300–500	300–400	80–110	15–20
	$M \pm m$	13.7 ± 1.2	32.5 ± 2.5	75.0 ± 9.5	5.2 ± 1.6	75.0 ± 9.5	125.0 ± 25.0	17.5 ± 1.4	675.0 ± 75.0	1.2 ± 0.1	400.0 ± 57.7	350.0 ± 28.9	97.5 ± 6.3	16.2 ± 1.2
	<i>V</i>	18.2	15.4	25.4	63.5	25.4	40.0	16.6	22.2	16.7	28.9	16.5	12.9	15.4
Cca	<i>lim</i>	15–30	40–80	100–150	10–15	100–150	80–100	15–30	400–600	1–1.5	300–500	300–500	100–150	15–30
	$M \pm m$	23.7 ± 3.7	52.5 ± 9.4	112.5 ± 12.5	12.5 ± 1.4	137.5 ± 12.5	90.0 ± 5.8	23.7 ± 3.7	450.0 ± 50.0	1.1 ± 0.1	400.0 ± 57.7	400.0 ± 40.8	112.5 ± 12.5	21.2 ± 3.1
	<i>V</i>	31.6	36.0	22.2	23.2	18.2	12.8	31.6	22.2	18.2	28.8	20.4	22.2	29.7

Примечание. *lim* – пределы изменчивости; *M* – среднее арифметическое, мг/кг; ±*m* – ошибка среднего; *V* – коэффициент вариации, %; *n* – число данных в выборке.

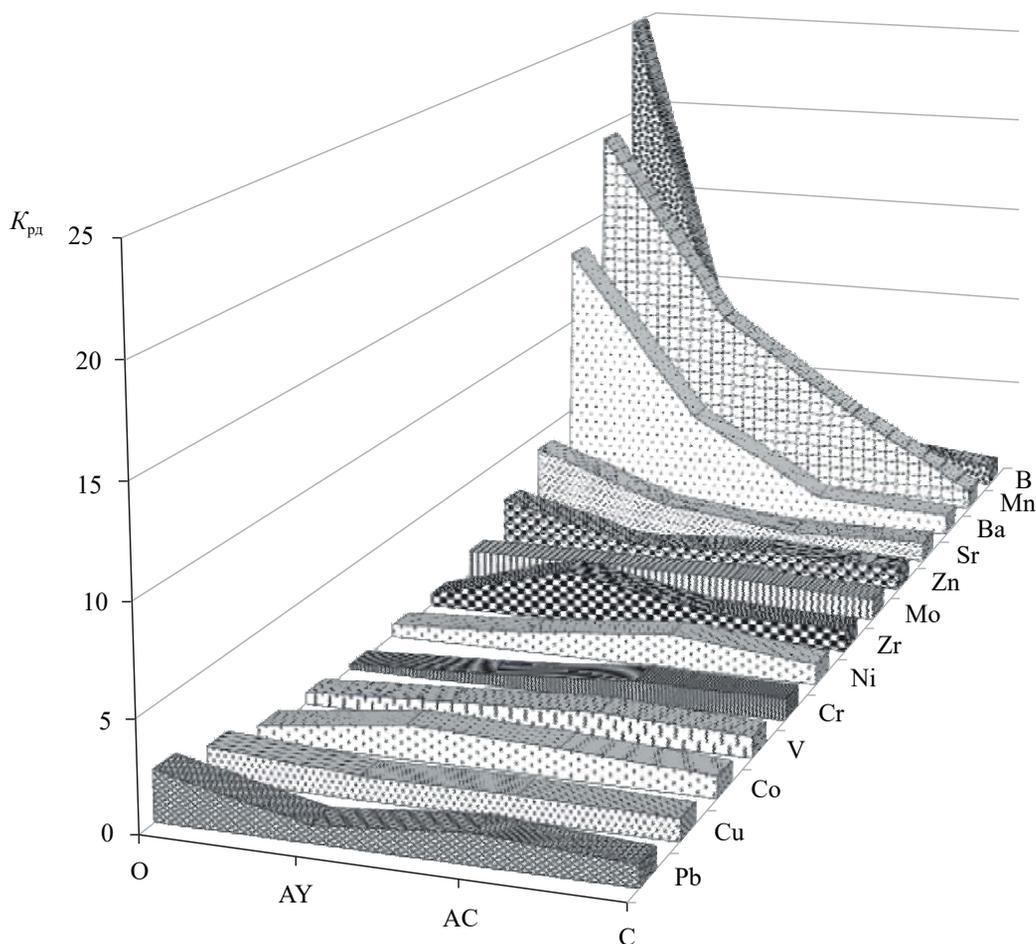


Рис. 2. Внутрипрофильная миграция микроэлементов в серогумусовых типичных почвах.

Следует отметить, что обогащение поверхностных органогенных и гумусово-аккумулятивных горизонтов рассматриваемых почв В и Мп происходит за счет их привноса с лесным опадом. В материнской породе они не накапливаются, а интенсивно выносятся благодаря образованию легкорастворимых и подвижных соединений [10, 34].

В отличие от типичных, в серогумусовых глинисто-иллювиальных оподзоленных почвах для большинства элементов характерна как биогенная аккумуляция в поверхностных органогенных горизонтах, так и элювиально-иллювиальная их диф-

ференциация в почвенном профиле (табл. 3). В поверхностном органогенном горизонте интенсивно аккумулируются Мп ($K_{рд} = 33.34$), В ($K_{рд} = 13.33$) и Ва ($K_{рд} = 10.00$). Относительно меньше Zn ($K_{рд} = 3.75$), Sr ($K_{рд} = 3.33$), Pb ($K_{рд} = 2.67$) и Mo ($K_{рд} = 2.00$). Наблюдается обеднение микроэлементами элювиированного горизонта АУе, преимущественно группы железа, и накопление их в нижнем минеральном горизонте Сі (рис. 3).

Геохимические формулы почвенных горизонтов серогумусовой глинисто-иллювиальной оподзоленной почвы (разрез 870) имеют следующий вид:

О	$\frac{B_{16.67}, Mn_{10.00}, Zn_{3.61}, Ba_{3.07}, Sr_{2.94}, Pb_{2.50}, Mo_{1.82}, Cu_{1.70}}{Cr_{0.36}, Zr_{0.29}, V_{0.22}, Ni_{0.18}}$
АУ	$\frac{Mn_{6.00}, Zr_{2.35}, Sr_{1.76}, B_{1.25}, Ba_{1.23}, Cr_{1.20}, Co_{1.11}, Mo_{1.0}}{Zn_{0.96}, V_{0.89}, Cu_{0.85}, Pb_{0.62}, Ni_{0.34}}$
АУе	$\frac{Mn_{3.00}, Mo_{1.50}, B_{1.25}, Sr_{1.17}, Zr_{1.17}, Co_{1.11}}{Zn_{0.96}, V_{0.89}, Cu_{0.85}, Ba_{0.77}, Cr_{0.72}, Pb_{0.62}, Ni_{0.26}}$

Ci	$\frac{Cr_{1.81}, B_{1.67}, Mo_{1.50}, Pb_{1.25}, Zn_{1.20}, Co_{1.11}, V_{1.11}, Cu_{1.06}}{Sr_{0.88}, Zr_{0.88}, Ba_{0.61}, Ni_{0.52}, Mn_{0.50}}$
Ci	$\frac{Cr_{2.40}, Zn_{1.81}, B_{1.67}, Mo_{1.50}, Cu_{1.28}, Pb_{1.25}, Co_{1.11}, V_{1.11}}{Sr_{0.59}, Zr_{0.59}, Ni_{0.52}, Ba_{0.46}, Mn_{0.40}}$
C	$\frac{B_{1.25}, Cu_{1.06}, Mo_{1.00}}{Zn_{0.96}, Pb_{0.93}, V_{0.89}, Sr_{0.88}, Cr_{0.72}, Co_{0.56}, Zr_{0.47}, Ba_{0.31}, Mn_{0.30}, Ni_{0.26}}$

Таблица 3. Содержание микроэлементов в серогумусовой глинисто-иллювирированной оподзоленной почве (разрез 870), мг/кг

Горизонт	Глубина, см	Pb	Cu	Zn	Co	V	Cr	Ni	Mn	Mo	Ba	Sr	Zr	B
O	0–1	40	80	300	He опр.	20	30	10	10000	2	2000	1000	50	200
AУ	1–3	10	40	80	20	80	100	20	6000	1	800	600	400	15
AУе	3–11	10	40	80	20	80	60	15	3000	1.5	500	400	200	15
Ci	11–21	20	50	100	20	100	150	30	500	1.5	400	300	150	20
Ci	30–40	20	60	150	20	100	200	30	400	1.5	300	200	100	20
C	70–80	15	50	80	10	80	60	15	300	1	200	300	80	15

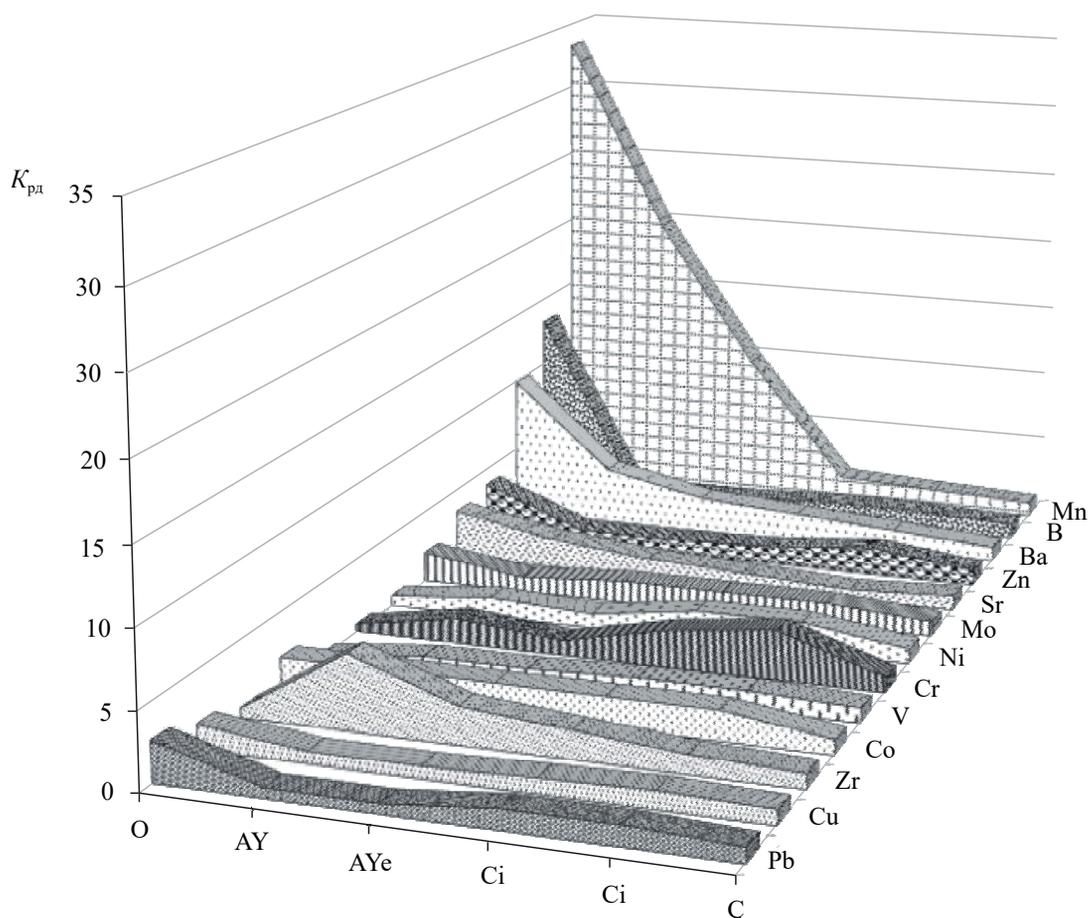


Рис. 3. Внутрипрофильная миграция микроэлементов в серогумусовой глинисто-иллювирированной оподзоленной почве (разрез 870).

Темногумусовые почвы (Haplic Phaeozems) формируются в нижнем и отчасти среднем горном поясе под подтаежными и подтаежно-лесостепными разреженными лиственными или производными лесами с хорошо развитым травянистым напочвенным покровом, имеющим относительно мощный темноокрашенный гумусовый горизонт. Эта переходная полоса от леса к степи в Монголии представляет собой в настоящее время пояс контакта леса и степи. Она хорошо выражена в Западном и Восточном Хэнтэе, Восточном Прихубсугулье и в Хангае.

В пределах типа темногумусовых почв выделены подтипы метаморфизованных и остаточного-карбонатных почв.

Темногумусовые метаморфизованные почвы (Cambic Someric Phaeozem (Loamic)) на поверхности имеют маломощную лесную подстилку (1–2 см). Далее следует темногумусовый аккумулятивный горизонт AU, мощностью 10–35 см. Горизонт имеет черно-бурю или темно-бурю окраску. За ним следует горизонт ACm буровато-коричневого, коричневого цвета, в котором имеются гумусированные пятна темно-серого, буровато-серого цвета. Общая мощность аккумулятивной части (AU + ACm) профиля составляет 25–45 см. Ниже залегает горизонт Cm, коричневого цвета, он уплотнен, по граням педов имеются темно-бурые пятна полуторных оксидов.

По гранулометрическому составу почвы средние-, тяжелосуглинистые, с высоким содержанием включений щебня в нижних почвенных горизонтах (табл. 4). Наблюдается четкая дифференциация по профилю содержания фракций физической глины, накопления ее в горизонте Cm.

Количество гумуса в гумусово-аккумулятивном горизонте AU составляет 13.6–14.4%. Характерно его резкое уменьшение (до 2.2–4.8%) в горизонте Cm. В групповом составе гумуса преобладают гуминовые кислоты, но уже в нижележащем горизонте Cm гумус фульватно-гуматного и даже фульватного типа. Почвы обладают слабокислой реакцией по всему профилю. Темногумусовые метаморфизованные

почвы характеризуются высокой емкостью катионного обмена – 28–48 смоль(экв)/кг. Почвы насыщены основаниями.

Для органогенных горизонтов темногумусовых метаморфизованных почв характерна большая пространственная неоднородность микроэлементного состава. Практически все элементы здесь имеют высокие коэффициенты вариации ($V = 40–73\%$), за исключением Sr, Mn, B и Pb. В темногумусовом горизонте AU высокими коэффициентами вариации ($V = 42–56\%$) обладают Ba, Co, Cr и Zr, а в горизонте Cm – Cr. Остальные элементы в этих горизонтах имеют коэффициент вариации, изменяющийся от среднего до низкого.

Приведенные коэффициенты радиальной дифференциации ($K_{рд}$) для профиля темногумусовых метаморфизованных почв свидетельствуют об их преимущественном аккумулятивном перераспределении по профилю, а также относительно накоплении некоторых микроэлементов в горизонте Cm (рис. 4). В органогенных горизонтах, по сравнению с почвообразующей породой, в большом количестве аккумулируется B, Mn и Ba.

Коэффициенты концентрации относительно литосферных кларков свидетельствуют, что в органогенных горизонтах темногумусовых метаморфизованных почв резко возрастает концентрация B ($KK = 36.46$), Mn ($KK = 8.00$) и Ba ($KK = 6.53$). Коэффициенты концентрации Zn, Sr, Pb, Cu и Mo изменяются от 1.36 до 2.86. В незначительном количестве накапливается V и Cr. Коэффициенты концентрации меняются от 0.45 до 0.62 для Ni, Zr и Co и свидетельствуют о среднем рассеянии этих элементов.

В горизонте Cm относительно высокими коэффициентами концентрации отличаются Cr ($KK = 1.68$), Zn ($KK = 1.35$), Ni ($KK = 1.25$) и B ($KK = 1.14$). Наблюдается незначительное накопление здесь Mo, Cu, Zr, Pb и слабое рассеяние Sr, Cr, V, Ba и Mn.

Геохимические формулы почвенных горизонтов темногумусовых метаморфизованных почв имеют вид:

O	$\frac{B_{36.46}, Mn_{8.00}, Ba_{6.53}, Zn_{2.86}, Sr_{2.72}, Pb_{2.03}, Cu_{2.02}, Mo_{1.36}, V_{1.03}, Cr_{1.02}}{Co_{0.72}, Zr_{0.65}, Ni_{0.45}}$
AU	$\frac{Mn_{3.75}, Ba_{3.46}, B_{2.29}, Sr_{1.83}, Mo_{1.54}, Zr_{1.32}}{Zn_{0.96}, Cu_{0.90}, V_{0.78}, Cr_{0.75}, Pb_{0.70}, Co_{0.67}, Ni_{0.26}}$
Cm	$\frac{Cr_{1.68}, Zn_{1.35}, Ni_{1.25}, B_{1.14}, Mo_{1.09}, Cu_{1.06}, Zr_{1.03}, Pb_{1.01}}{Sr_{0.96}, Co_{0.90}, V_{0.89}, Ba_{0.65}, Mn_{0.60}}$
C	$\frac{Cr_{2.41}, Ni_{1.55}, B_{1.46}, Zn_{1.14}, V_{1.00}, Mo_{1.00}}{Pb_{0.97}, Cu_{0.90}, Zr_{0.79}, Co_{0.69}, Sr_{0.59}, Ba_{0.50}, Mn_{0.45}}$

Таблица 4. Некоторые химические и физико-химические свойства темногумусовых почв

Горизонт	Глубина, см	Гранулометрический состав (фракция, мм), %		pH H ₂ O	Гумус	N	C/N	C _{тк} /C _{фк}	Обменные катионы		
		<0.001	<0.01						Ca ²⁺	Mg ²⁺	H ⁺
							общ. %	смоль(экв)/кг			
<i>Темногумусовые метаморфизованные почвы:</i>											
Разрез 5. Лиственничник вейниково-осочково-разнотравный, III класса бонитета; абс. отм. 1600 м (Восточный Хэнтэй)											
O	0–1	–	–	6.2	82.0*	–	–	–	30.8	7.1	0.9
AU	1–10	15	31	6.0	13.6	0.65	10.3	2.29	24.0	6.3	0.5
ACm	20–30	22	47	6.2	3.6	0.13	13.7	0.54	15.7	3.2	0.4
Cm	35–45	25	49	6.4	2.2	0.08	13.8	–	13.5	4.2	0.5
C	50–60	23	42	6.6	0.9	–	–	–	13.0	4.0	0.5
Разрез 710. Лиственничник ирисово-разнотравный, III класса бонитета; абс. отм. 1170 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубсугулье)											
O	0–1	–	–	5.8	71.1*	–	–	–	41.8	26.3	2.2
AU	1–8	11	36	6.2	13.8	0.68	10.0	2.88	26.1	12.7	1.7
AU	10–20	14	42	6.2	11.4	0.41	13.7	1.66	20.4	11.4	1.3
Cm	30–40	15	45	6.4	4.1	–	–	0.59	11.5	3.2	1.3
C	40–50	10	43	6.7	1.0	–	–	–	8.0	2.0	0.5
Разрез 406. Березняк ирисово-разнотравный, абс. отм. 1000 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубсугулье)											
O	0–1	–	–	7.0	74.0*	–	–	–	37.0	16.0	–
AU	5–25	12	32	6.4	14.4	0.93	7.6	–	21.6	6.0	0.3
Cm	40–50	19	41	6.6	4.8	0.19	12.5	–	20.6	5.0	0.2
C	60–70	16	36	6.5	1.4	–	–	–	17.0	6.0	0.2
<i>Темногумусовые остаточно-карбонатные почвы:</i>											
Разрез 801. Лиственничник осочково-разнотравный, IV класса бонитета; абс. отм. 950 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубсугулье)											
O	0–1	–	–	6.8	91.0*	–	–	–	45.0	8.0	–
AU	1–7	9	23	7.2	16.5	1.64	5.0	3.22	27.0	3.5	–
AU	7–17	9	22	7.4	5.6	0.72	3.9	1.10	23.5	4.0	–
AC	25–35	9	21	7.3	4.1	0.56	3.6	–	11.5	7.5	1.28**
C1ca	40–50	11	29	7.3	2.5	0.13	9.8	–	18.0	4.0	0.57**
C2ca	70–80	17	26	7.7	1.3	–	–	–	32.6	1.6	9.20**
Разрез 163. Березняк ирисово-разнотравный; абс.отм. 1060 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубсугулье)											
O	0–1	–	–	6.3	83.0*	–	–	–	32.6	1.6	–
AU	1–9	10	18	6.6	10.9	0.76	8.3	2.06	30.0	6.0	–
AC	9–19	10	23	6.6	2.5	0.22	6.4	1.01	14.0	0.6	–
C	20–30	12	21	6.8	0.9	–	–	–	10.6	1.6	–
Cca	45–55	12	24	7.1	0.9	–	–	–	13.0	1.6	0.92**
Cca	65–75	9	17	8.2	–	–	–	–	18.0	3.0	5.76**
Разрез 350. Березняк ирисово-разнотравный; абс.отм. 1250 м (хр. Джидинский, Восточное Прихубсугулье)											
O	0–3	–	–	5.5	81.1*	–	–	–	28.7	20.1	–
AU	3–9	11	42	6.0	7.3	0.58	6.1	–	20.3	13.6	–
AC	10–20	16	49	6.8	4.2	0.11	18.5	–	20.6	11.8	–
C	20–30	14	46	7.7	1.0	–	–	–	22.8	12.6	0.11**
Cca	40–50	13	35	8.3	0.2	–	–	–	29.2	12.9	4.88**

* Потеря при прокаливании.

** Содержание CO₂, %; прочерк – не определяли.

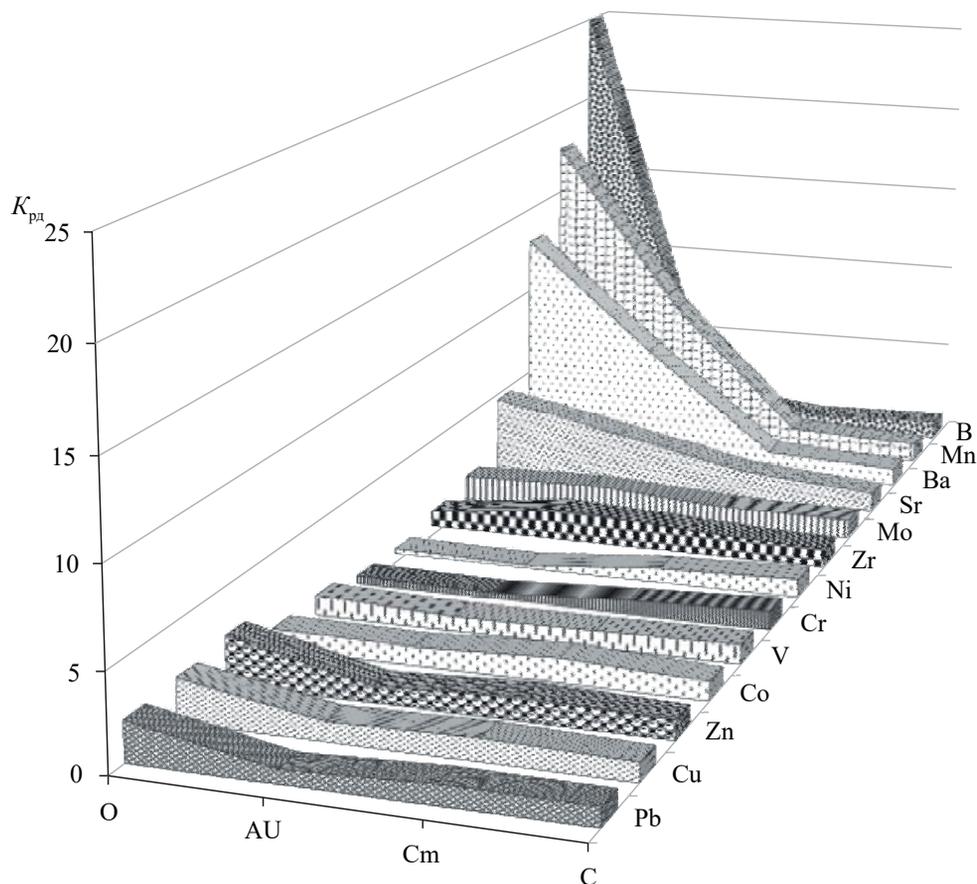


Рис. 4. Внутривертикальная миграция микроэлементов в темнотумусовых метаморфизованных почвах.

Темнотумусовые остаточно-карбонатные почвы формируются в условиях подтаежного высотного пояса, на продуктах выветривания карбонатных горных пород. Наиболее широко они распространены в средней и нижней частях подтаежного ВПК, а также в лесных массивах пояса контакта леса и степи, под разнотравными, остепненно-разнотравными сосновыми и лиственничными лесами и их производными. Почвы характеризуются наличием маломощной лесной подстилки (1–2 см); темнотумусового горизонта AU, мощностью 10–20 см, постепенно переходящего в материнскую породу. Для профилей рассматриваемых почв характерно наличие переходного горизонта AC. Окраска может быть различной и зависит от литологии материнской и подстилающей породы. Характерной чертой этих почв является наличие легкорастворимых солей в нижних горизонтах Cca.

Гранулометрический состав почв легко-, тяжелоуглинистый. Наряду с большим содержанием крупных фракций отмечается высокое содержание ила и физической глины.

Почвы характеризуются высоким содержанием гумуса в горизонте AU – 7.3–16.5% и резким его

уменьшением с глубиной. Гумус по составу варьирует от чисто гуматного до фульватно-гуматного типа. Верхние горизонты почв обладают слабкокислой и нейтральной реакцией, нижние – щелочной. Почвенный поглощающий комплекс насыщен кальцием и магнием.

Темнотумусовые остаточно-карбонатные почвы характеризуются высокой пространственной неоднородностью микроэлементного состава. Высокими коэффициентами вариации ($V = 42–55\%$) в органогенных горизонтах отличаются Ba и B. В темнотумусовом горизонте AU – B ($V = 45\%$).

Относительно почвообразующей породы, в органогенных горизонтах рассматриваемых почв наблюдается резкая аккумуляция элементов биотитов: B ($K_{рд} = 12.97$), Mn ($K_{рд} = 11.67$) и Ba ($K_{рд} = 7.81$). Для Sr и Mo характерна относительно меньшая концентрация ($K_{рд} = 2.27–3.43$). Еще меньшей аккумуляцией в этом горизонте обладают Pb ($K_{рд} = 1.58$), Co ($K_{рд} = 1.40$), Cu ($K_{рд} = 1.38$), Zr ($K_{рд} = 1.33$) и Zn ($K_{рд} = 1.22$). Наблюдается обеднение органогенных горизонтов V, Cr и Ni (рис. 5).

Коэффициенты концентрации свидетельствуют о значительном накоплении микроэлементов в

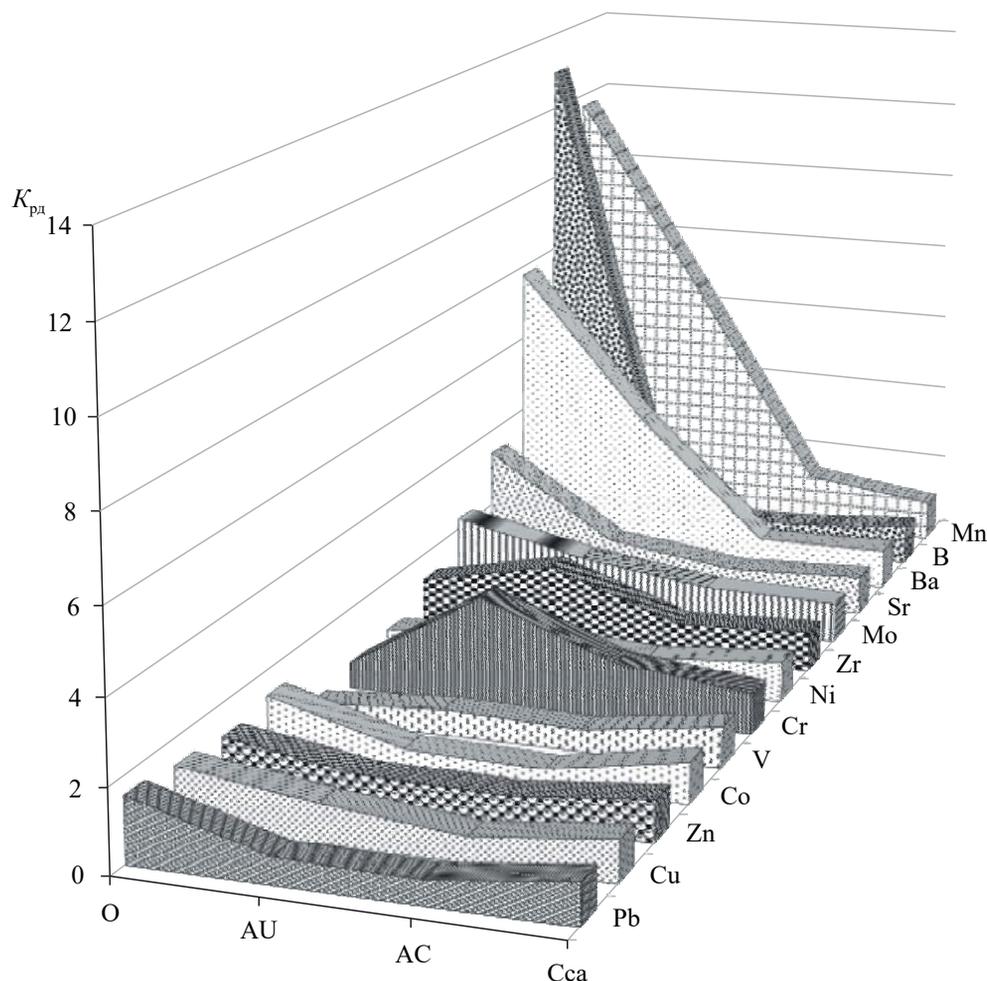


Рис. 5. Внутривертикальная миграция микроэлементов в темногумусовых остаточно-карбонатных почвах.

органогенном и гумусово-аккумулятивном горизонтах рассматриваемых почв и значительном выносе их из горизонта AC. В то же время наблюдается заметное увеличение концентрации большинства элементов в карбонатном горизонте Cca. Геохимический карбонатный барьер в этих почвах выражен

более четко, чем в перегнойно-серогумусовых остаточно-карбонатных, формирующихся в условиях среднегорного рельефа Хангайского нагорья [23].

Геохимические формулы почвенных горизонтов темногумусовых остаточно-карбонатных почв имеют вид:

O	$\frac{B_{22.92}, Mn_{5.25}, Ba_{4.80}, Sr_{4.04}, Pb_{2.34}, Mo_{2.27}, Zn_{1.65}, Cu_{1.54}}{Co_{0.97}, Zr_{0.88}, Cr_{0.69}, V_{0.62}, Ni_{0.30}}$
AU	$\frac{Mn_{3.00}, Cr_{2.86}, Ba_{2.50}, Mo_{1.54}, Sr_{1.54}, Zr_{1.32}, B_{1.25}, Cu_{1.06}}{V_{0.97}, Zn_{0.96}, Pb_{0.94}, Ni_{0.39}, Co_{0.34}}$
AC	$\frac{Cr_{1.51}, B_{1.25}, Mo_{1.09}, Sr_{1.02}}{Zn_{0.90}, Pb_{0.86}, V_{0.83}, Cu_{0.69}, Mn_{0.67}, Ba_{0.61}, Zr_{0.57}, Ni_{0.30}, Co_{0.29}}$
Cca	$\frac{B_{1.77}, V_{1.53}, Pb_{1.48}, Zn_{1.35}, Sr_{1.17}, Cu_{1.11}, Cr_{1.08}, Mo_{1.00}}{Co_{0.59}, Zr_{0.66}, Ba_{0.61}, Mn_{0.45}, Ni_{0.41}}$

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Приведенные материалы по микроэлементному составу органо-аккумулятивных почв подтаежных и подтаежно-лесостепных светлохвойных лесов Северной Монголии свидетельствуют о преимущественном биогенном их накоплении в поверхностных органогенных и гумусовых горизонтах и аккумулятивном перераспределении по почвенным профилям. В органогенных горизонтах почв интенсивно накапливаются В, Мп и Ва. Наблюдается закономерное обеднение их элементами группы металлов Cr, Ni, V, Co, а в определенных условиях и Zr.

Среди органо-аккумулятивных почв темногумусовые отличаются относительно более выраженным аккумулятивным типом распределения микроэлементов в профиле.

Для рассматриваемых почв характерна высокая вариабельность и неоднородность микроэлементного состава в почвенном профиле. Высокие коэффициенты вариации (более 40%) микроэлементов в органогенных и гумусовых горизонтах связаны с разной степенью минерализации и гумификации органического вещества, а в минеральных — наличием включений обломков горных пород разной степени выветрелости и разного минералогического и петрографического состава не связанные генетически с подстилающими коренными горными породами.

Повышенное содержание микроэлементов и слабый их вынос связаны также с гидротермическими условиями: малым количеством осадков, непродолжительным (коротким) вегетационным периодом, невысокими температурами воздуха летом и низкими — зимой. Гидротермические условия способствуют большому накоплению растительного опада под пологом леса и слабой его минерализации.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 487 с.
2. *Ахметова Г.В.* Особенности содержания микроэлементов в лесных почвах трех типов ландшафтов среднетаежной подзоны Карелии // *Лесной журнал.* 2009. № 4. С. 49–53.
3. *Батжаргал Б., Ивельский П.К., Мартынов В.П., Мартынова А.С.* Почвы // *Природные условия и ресурсы Прихубсугуля в МНР.* М.: Недра, 1976. С. 96–113.
4. *Белозерцева И.А., Энхтайван Д.* Почвы северного Прихубсугуля и их трансформация в процессе землепользования // *География и природные ресурсы.* 2011. № 2. С. 173–182.
5. *Берзина А.П., Гимон В.О., Николаева И.В., Полесских С.В., Травина А.В.* Базиты полихронного магматического центра с Cu-Mo-порфировым месторождением Эрдэнэтуин-Обо (Северная Монголия): петрохимия, геохронология, геодинамическая позиция, связь с рудообразованием // *Геология и геофизика.* 2009. Т. 50. № 10. С. 1077–1094.
6. *Беспалов Н.Д.* Почвы Монгольской Народной Республики. М.: Изд-во АН СССР, 1951. 319 с.
7. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
8. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв. М.: Изд-во МГУ, 1998. 272 с.
9. *Виноградов А.П.* Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // *Геохимия.* 1962. № 7. С. 555–571.
10. *Виноградов А.П.* Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. Собр. тр. М.: Изд-во РАН, 2021. Т. 4. 298 с.
11. *Гордиенко И.В., Медведев А.Я., Горнова М.А., Томуртоого О., Гонегер Т.А.* Геохимические, геохронологические и геодинамические особенности магматизма Харагольского террейна Западного Хэнтэя (Северная Монголия) // *Геология и геофизика.* 2012. Т. 53. № 3. С. 365–379.
12. *Добровольский В.В.* Геохимия микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль, 1983. 272 с.
13. *Добровольский В.В.* Геохимия почв и ландшафтов. М.: Научный мир, 2009. Т. 2. 752 с.
14. *Доржготов Д.* Почвы Монголии. Автореф. дис. ... докт. наук. М., 1992. 51 с.
15. *Ильин В.Б.* Фоновое содержание тяжелых металлов в почвах — важный компонент экологического мониторинга // *Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде.* Докл. II междунар. науч.-практ. конф. Семипалатинск, 2002. Т. 1. С. 141–147.
16. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 436 с.
17. *Классификация и диагностика почв России.* Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
18. *Ковда В.А.* Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 263 с.
19. *Конищев В.Н.* Формирование состава дисперсных пород в криолитозоне. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1981. 197 с.
20. *Кононова М.М., Бельчикова Н.П.* Ускоренные методы определения состава гумуса минеральных почв // *Почвоведение.* 1961. № 10. С. 75–87.

21. *Коротков И.А.* Типы леса Монгольской Народной Республики // Леса МНР. М.: Наука, 1978. С 47–121.
22. *Краснощечков Ю.Н.* Структура вертикальной почвенной поясности и почвы лесных ландшафтов Северной Монголии // Почвоведение. 1996. № 4. С. 401–410.
23. *Краснощечков Ю.Н.* Почвенный покров и почвы горных лесов Северной Монголии. Новосибирск: Наука, 2013. 196 с.
24. *Краснощечков Ю.Н.* Геохимические особенности криогенных и альфегумусовых почв горной тайги Северной Монголии // Почвоведение. 2021. № 1. С. 31–44.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21010068>
25. *Кузнецова Л.Г., Спиридонов А.М., Дриль С.И., Куликова З.И.* Геохимия лепидолитовых гранитоидов проявления Мунгутийн Цагаан Дурулж (Центральная Монголия) // Геология и геофизика. 2012. Т. 53. № 10. С. 1401–1416.
26. *Кузьмин В.А.* Геохимия почв юга Восточной Сибири. Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Соцавы СО РАН, 2005. 137 с.
27. *Макеев О.В.* Дерновые таежные почвы юга Средней Сибири. Улан-Удэ: Бурятское книжное изд-во, 1959. 347 с.
28. *Мартынов В.П., Батжаргал Б., Мартынова А.С.* Карта почвенного покрова. М-б 1 : 1 000 000 // Атлас оз. Хубсугул. М.: ГУГК, 1989. 42 с.
29. *Михайленко М.М.* Почвы южной тайги Западного Забайкалья. М.: Наука, 1967. 157 с.
30. *Ногина Н.А.* Почвы Забайкалья. М.: Наука, 1964. 314 с.
31. *Ногина Н.А., Доржготов Д.* Своеобразие почвенного покрова Монголии // Тр. Ин-та ботаники АН МНР. № 7. Улан-Батор, 1985. С. 160–168.
32. *Носин В.А.* Почвы Тувы. М.: Наука, 1963. 342 с.
33. *Огородников А.В.* Почвы горных лесов Монгольской Народной Республики. Новосибирск: Наука, 1981. 149 с.
34. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000, 1999. 768 с.
35. *Полынов Б.Б.* Избр. тр. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 751 с.
36. Почвенный покров и почвы Монголии / Отв. ред. Герасимов И.П., Ногина Н.А. М.: Наука, 1984. 190 с.
37. *Самофалова И.А., Рогова О.Б., Лузянина О.А., Савичев А.Т.* Геохимические особенности распределения макроэлементов в почвах ненарушенных ландшафтов Среднего Урала (на примере заповедника “Басеги”) // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2016. № 85. С. 56–76.
38. *Фридланд В.М.* Влияние степени выветрелости почвообразующих пород на процессы формирования почв в различных биоклиматических зонах // Почвоведение. 1970. № 12. С. 5–15.
39. Эколого-географический атлас-монография “Селенга–Байкал” / Отв. ред. Касимов Н.С. М.: Географический факультет МГУ, 2019. 288 с.
40. *Cao X.D., Chen Y., Wang X.R., Deng X.H.* Effects of redox potential and pH value on the release of rare elements from soil // Chemosphere. 2001. V. 44. P. 655–661.
41. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports № 106. FAO, Rome. 2014. 181 p.
42. *Kabata-Pendias A., Szteke B.* Trace elements in abiotic and biotic environments. London: CRC Press, Taylor & Francis group, 2015. 458 p.
43. *Krasnoshchekov Yu.N.* Soil Cover of Mountain Forests in the East Khubsugul Region of Mongolia // Eurasian Soil Science. 2008. V. 41. № 7. P. 694–703.
<https://doi.org/10.1134/S106422930807003X>
44. *Samofalova I.A.* Geochemical indices of weathering and elementary processes in mountain soils in the Middle Urals // Int. J. Appl. Exercise Physiology. 2020. V. 9(4). P. 198–214.
45. *Tyler G.* Rare earth elements in soil and plant systems – A review // Plant and Soil. 2004. V. 267. P. 191–206.

Geochemical Features of Organo-Accumulative Soils of Subtaiga and Subtaiga-Forest-Steppe Light Coniferous Forests of Northern Mongolia

Yu. N. Krasnoshchekov^{1, *}

¹*Sukachev Institute of Forest SB RAS – Separate subdivision of FRC KSC SB RAS,
Akademgorodok, 50/28, Krasnoyarsk, 660036 Russia*

**e-mail: kyn47@mail.ru*

Geochemical features of organo-accumulative (Eutric Regosols (Laomic, Ochric), Cambic Someric Phaeozems (Loamic)) soils widely distributed in the soil cover of the subtaiga and subtaiga-forest-steppe light coniferous forests forming the lower boundary of the forest belt in the mountain structures of Northern Mongolia are considered. Data on the microelement composition of soil-forming rocks are given. It was found that the paragenetic association of trace elements in them is represented by Pb, Cu, Zn, Co, V, Cr, Ni, Mn, Mo, Ba, Sr, Zr and B. It was found that, compared with the average content in the lithosphere within the subtaiga and subtaiga-forest-steppe forest-growing belt, the residual and re-deposited weathering crusts of igneous rocks are enriched with Zn, Cr, Mo, B, at the same time they contain less Pb, Co, Mn, Ba, Sr, Zr. The residual and re-deposited weathering crusts of carbonate rocks are enriched with Pb, Cu, Zn, V, Cr, Sr, B, they contain little Co, Ni, Mn, Mo, Ba, Zr. Data on the morphological structure of soils, their physico-chemical and chemical properties, as well as on the content of trace elements and their radial distribution in the soils under consideration are discussed. The data obtained indicate the accumulation of most trace elements in the surface organogenic and humus-accumulative horizons of soils, which is associated with both the heterogeneity of soil-forming rocks and the influence of soil processes that cause the accumulative redistribution of elements and their deposition on organo-sorption and carbonate geochemical barriers. It is shown that the studied soils differ not only in the absolute values of trace elements involved in the biological cycle, but also in the intensity of their involvement in biogenic migration.

Keywords: Northern Mongolia, regosols and phaeozems, physico-chemical properties, trace elements, radial differentiation coefficients, concentration coefficients.

ВЛИЯНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ НА НАКОПЛЕНИЕ Ni, Co, Cu, Cr И Pb В ОРШТЕЙНАХ АГРОТЕМНОГУМУСОВЫХ ПОДБЕЛОВ ЮГА ПРИМОРСКОГО КРАЯ

© 2024 г. Я. О. Тимофеева^а, * (<http://orcid.org/0000-0002-0829-7107>),
Л. Н. Пуртова^а (<http://orcid.org/0000-0001-7776-7419>)

^аФедеральный научный центр биоразнообразия наземной биоты Восточной Азии ДВО РАН,
пр-т 100 лет Владивостока, 159, Владивосток, 690022 Россия

*e-mail: timofeeva@biosoil.ru

Поступила в редакцию 02.06.2023 г.

После доработки 14.09.2023 г.

Принята к публикации 15.10.2023 г.

Изучено участие органических соединений в накоплении Ni, Co, Cu, Cr и Pb в Fe–Mn оршштейнах агротемногумусовых подбелов (Planosols) юга Приморского края при различных видах длительного агротехнического воздействия. Внутрипрофильное изменение уровня содержания $C_{\text{общ}}$ в почвах и оршштейнах указывает на активное депонирование органических соединений в оршштейнах нижней части профиля почв залежного и фитомелиративного вариантов опыта. В оршштейнах почв данных вариантов отмечено преобладание фракций фульвокислот в составе гумуса. Длительное внесение органических удобрений животного происхождения способствовало снижению поступления $C_{\text{общ}}$ в оршштейны и возрастанию в оршштейнах относительной доли гуминовых кислот. Оршштейны почв всех исследованных вариантов опыта характеризовались высоким уровнем накопления Co и Pb. Накопление Ni, Cr и Cu было установлено в оршштейнах отдельных горизонтов исследованных почв. Интенсивность накопления микроэлементов в оршштейнах почв различных вариантов опыта варьировала. В оршштейнах почв всех исследованных вариантов опыта установлено участие органических соединений в процессе накопления Cr, Co, Cu и Pb. Накопление Ni в оршштейнах контролировалось Mn-содержащими соединениями. Наиболее активными сорбционными фазами оршштейнов почв с более длительным периодом трансформации органического вещества (залежь, вариант с внесением органических удобрений) являлись Fe-содержащие и органические соединения.

Ключевые слова: Fe–Mn оршштейны, тип гумуса, микроэлементы, агротемногумусовые подбелы (Planosols)

DOI: 10.31857/S0032180X24040023, EDN: WTADOZ

ВВЕДЕНИЕ

Железо-марганцевые оршштейны (ЖМО) являются специфическими почвенными новообразованиями, распространенными в почвах ландшафтов с переменным типом окислительно-восстановительного режима, широкого спектра биоклиматических зон [6, 15, 27, 32, 33, 47]. Специфика строения, состава и свойств ЖМО способствует формированию высокой накопительной способности ЖМО в отношении элементов с переменной валентностью, что позволяет рассматривать ЖМО как своеобразные геохимические микробарьеры в профиле почв [16, 19, 25, 29–32, 39, 51–53].

Особый интерес вызывает накопление в ЖМО микроэлементов, необходимых живым организмам в определенных количествах, формах и соотношениях. При повышенном содержании некоторые микроэлементы оказывают токсичное воздействие и вызывают мутагенные и канцерогенные эффекты [36]. Результаты ряда исследований свидетельствуют о накоплении в ЖМО Co, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni и указывают на варьирование уровней содержания и накопления элементов в ЖМО почв различного типа и почв, формирующихся в зонах с различным уровнем техногенного воздействия [27, 30, 33, 52, 53]. Накопление микроэлементов ЖМО сопровождается снижением подвижности элементов в почвах, ограничением их поступления в почвенный

раствор и объекты окружающей среды [17, 29, 50, 53, 55, 58].

Основными фазами, накапливающими микроэлементы в ЖМО, являются аморфные и в различной степени окристаллизованные Fe- и/или Mn-обогащенные (гидр)оксидные соединения [25, 39, 40, 41, 49, 51, 52]. По уровню межэлементной взаимосвязи микроэлементы в ЖМО разделены на Mn (Co, Zn) и Fe (Cr, Pb) группы [24, 40, 41, 42]. Результаты отдельных исследований указывают на наличие в ЖМО зон, обогащенных углеродом [13, 26, 45, 52]. Органическое вещество ЖМО состоит преимущественно из стабильных ароматических групп и характеризуется большой степенью минерализации и возрастом, по сравнению с органическим веществом вмещающей почвенной массы [26, 45]. В большинстве работ органическое вещество ЖМО рассматривается как “иммобилизованный инертный органический углерод”. Результаты собственных исследований позволили установить, что обогащенные углеродом зоны внутри ЖМО представляют собой активные центры накопления таких элементов, как Fe и Cu [13, 52]. Полученные данные согласуются с результатами, представленными авторами [56], в которых доказана тесная взаимосвязь углерода и оксидов Mn в ЖМО. Учитывая ведущую роль Fe–Mn-обогащенных компонентов в накоплении микроэлементов ЖМО и связь таких компонентов с органическим веществом ЖМО, с большой долей вероятности можно предположить, что органическое вещество ЖМО принимает непосредственное участие в формировании накопительной способности ЖМО. Однако изучение вопросов подобной направленности в настоящее время не получило должного внимания. Проведение таких исследований наиболее актуально для почв агроландшафтов, где использование различных систем агротехнической обработки вносит коррективы в протекание процессов гумусо- и ортштейнообразования и в формирование накопительной способности ЖМО [13, 18, 27]. Вероятно, это также будет отражаться в изменениях группового состава и реакционной активности органического вещества ЖМО.

На территории Приморского края основной объем пахотного фонда представлен агротемногумусовыми почвами с различным уровнем проявления процесса оглеения, контрастным изменением окислительно-восстановительного режима и активным образованием ЖМО в профиле (до 34.4% от веса почвы) [7, 8, 13, 14, 15, 18]. ЖМО пахотных почв Приморского края содержат до 90% от валового содержания в почве Co, от 60 до 75% Mn и Ni, от 35 до 47% Cu, Pb и Mo, от 16 до 20% Cr и до 21% от общего содержания в почве C [13, 18]. Масштаб фиксации элементов в ЖМО оказывает влияние на экологическое состояние пахотных почв региона, продуктивность агроэкосистем и на качество

получаемой сельскохозяйственной продукции [17]. Между тем сведения о влиянии ЖМО на депонирование органического углерода, составе и свойствах органического вещества ЖМО и его влиянии на накопление микроэлементов ЖМО весьма ограничены.

Цель работы – изучение влияния органических соединений на накопительную способность ЖМО пахотных почв в отношении микроэлементов и на взаимосвязь микроэлементов с основными ортштейнообразующими элементами.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для оценки содержания органического вещества в ЖМО и исследования его влияния на процессы накопления микроэлементов в ЖМО были заложены полнопрофильные почвенные разрезы на равнинных участках речной депрессии в долине р. Раковка Уссурийского района Приморского края на делянках длительных полевых опытов стационара ФНЦ Агробиотехнологий Дальнего Востока им. А.К. Чайки. Исследованные почвы представлены типичными (Luvic Albic Mollic Planosols (Epiloamic, Endoclayic, Aric)), глееватыми (Luvic Albic Planosols (Loamic, Bathyclayic, Aric)) и глеевыми (Gleyic Luvic Albic Planosols (Loamic, Bathyclayic, Aric)) подтипами агротемногумусовых подбелов [57]. Почвы сформированы на озерно-аллювиальных отложениях тяжелого гранулометрического состава [18].

Отбор образцов ЖМО и вмещающей ЖМО почвенной массы проводили на длительных залежных (85 лет), фитомелиоративных (15 лет) и удобряемых полуперепревшим навозом крупного рогатого скота (62 года) вариантах опыта. На каждом варианте опыта было заложено два полнопрофильных почвенных разреза. Почвы фитомелиоративного варианта введены в опыт после удаления с поверхности участка неорганизованной свалки твердых бытовых отходов. После планировки поверхности участка на протяжении всего периода ведения фитомелиоративного опыта производили посев коостреца безостого (*Bromus inermis*). Почвы варианта опыта с длительным внесением органических удобрений использовали в системе девятипольного севооборота. Отбор образцов осуществляли после 9 полных ротаций севооборота в звене пшеница–соя–пшеница и суммарного внесения 240 т/га навоза. Детальное описание климатических условий региона исследований, местоположения почв исследованных вариантов опыта, морфологическая характеристика и основные физико-химические показатели почв приведены в работе [14].

ЖМО выделяли из генетических горизонтов почв каждого варианта опыта методом мокрого просеивания, с дальнейшим отделением ортштейнов от примесей (осколки минералов, органические остатки) в лабораторных условиях [13,

53]. Для проведения исследований химического состава ЖМО использованы образцы (около 3000 шт. ЖМО), поверхность которых предварительно очищена от тонкодисперсных частиц почвенного мелкозема при помощи 20-минутного погружения в ультразвуковую ванну в спиртовой раствор (50%) согласно рекомендациям [27]. При исследовании распределения элементов внутри ЖМО около 100 образцов были зафиксированы в эпоксидной смоле. В дальнейшем эпоксидные блоки разрезали на две равные части и полировали. Для проведения аналитических работ использовали около 5000 образцов ЖМО.

Из вмещающей ЖМО почвенной массы в лабораторных условиях ЖМО тщательно удаляли, при дальнейшем изложении материала исследований образцы почвенной массы без ЖМО именуется “почва”.

Содержание макроэлементов в образцах ЖМО и почв определяли методом энергодисперсионной рентгенфлуоресцентной спектроскопии на анализаторе EDX 800HS-P (Shimadzu, Япония) с использованием государственных стандартных образцов сравнения (ГСО 901-76, 902-76, 903-76, 2498-83, 2499-83, 2500-83, 2507-83, 2509-83) согласно М-02-0604-2007 [10]. Описание параметров измерения, формата и рабочей среды при проведении анализа приведены в работе [14]. Проверку достоверности измерений осуществляли путем анализа 1 стандартного образца через 10 неизвестных (опытных) образцов. Максимальный уровень отклонения содержания макроэлементов от сертифицированных значений стандартного образца в опытных образцах составлял не более 0.9%.

Содержание микроэлементов (Cu, Cr, Pb, Ni, Co) в образцах ЖМО и почв определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрометре AA-6800 (Shimadzu, Япония) после полного химического разложения анализируемого материала смесью плавиковой (HF) и азотной (HNO₃) кислот согласно рекомендациям [44]. Контроль качества измерения осуществляли с помощью эталонных образцов AACD1, AACO1, AACU1, AANI1, AAPB1 и AAZN1.

Карты распределения элементов внутри ЖМО получали с помощью электронно-зондового микроанализа с использованием анализатора Electron Probe Microanalyzer JXA-8100, Jeol.

Содержание органического углерода (C_{общ}) в образцах почв и ЖМО определяли по методу Тюрина по стандартной методике, групповой состав гумуса – по методу Кононовой–Бельчиковой [12]. Оценку типа гумуса почв и ЖМО проводили согласно рекомендациям [11]. Показатель цветности гуминовых кислот ЖМО (E_4/E_6) определяли в пирофосфатной вытяжке гуминовых кислот на

спектрофотометре UVmini-1240 (Shimadzu, Япония) при длинах волн 465 (E_4) и 665 (E_6) нм [20].

В работе использовали современное научное оборудование Центров коллективного пользования “Биотехнология и генетическая инженерия” на базе ФНЦ Биоразнообразия ДВО РАН и “Приморский центр локального элементного и изотопного анализа” на базе Дальневосточного геологического института ДВО РАН.

Коэффициент накопления (EF) элементов в ЖМО, показывающий во сколько раз интенсивность накопления элементов в ортштейнах опережает их накопление во вмещающей почвенной массе (без ортштейнов), рассчитывали согласно методике, рекомендованной в работе [29]: $EF = C_{орт}/C_{почв}$, где $C_{орт}$ и $C_{почв}$ содержание элемента в ортштейнах и почве (без ортштейнов).

Анализ каждого показателя в отдельном опытном образце осуществляли в трехкратной аналитической повторности. Математическую обработку полученных данных (расчет средних арифметических значений, среднеквадратического отклонения, корреляционный анализ) проводили с применением программ Statistica и Microsoft Excel 2007. Различия считали статистически значимыми при $p \leq 0.05$. Оценка степени корреляционной связи проведена в соответствии с градацией, рекомендованной в работе [5].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно классификации почвенных новообразований, исследованные ЖМО относятся к видам бурых крупных и мелких ортштейнов [6]. Размер выделенных ЖМО варьировал от 1 до 13 мм (рис. 1). Основной объем ортштейнов (75%) представлен фракцией 3–6 мм. Исследование внутреннего строения ЖМО почв всех исследованных вариантов опыта указывает на наличие внешней и внутренней зон, которые различаются по плотности, цвету и химическому составу (рис. 2а, 2с). Внешняя зона ЖМО характеризуется большей плотностью, по сравнению с внутренней зоной, бурой и охристо-бурой окраской и преобладанием Fe-обогащенных соединений. Внутренняя зона имеет более рыхлую структуру, темно-бурую до черной окраску и содержит больше Mn-обогащенных соединений. Конкреции с подобной структурной организацией и дифференциацией Fe и Mn были обнаружены в разных типах почв юга Дальнего Востока [13, 16, 52, 53].

Детальный анализ количественного распределения ЖМО по профилю почв исследованных вариантов опыта приведен ранее [14]. Следует отметить, что содержание ЖМО снижалось в ряду почв: агротемногумусовый подбел типичный (за- лежь) > агротемногумусовый подбел глееватый



Рис. 1. Железо-марганцевые ортштейны разного размера.

(фитомелиоративный опыт) > агротемногумусовый подбел глеевый типичный (опыт с внесением органических удобрений). Уменьшение содержания ЖМО в ряду исследованных почв, прежде всего, обусловлено усилением роли гидроморфизма и проявлением процесса оглеения, препятствующих кристаллизации соединений Fe и Mn в почве.

Содержание $C_{\text{общ}}$ в ЖМО верхних горизонтов почв разных вариантов опыта варьировало от 0.78 до 2.74% и, в целом, соответствовало изменению уровней содержания $C_{\text{общ}}$ в почвах (табл. 1). Специфика гумусообразования и различия в содержании гумуса в почвах исследуемых вариантов опыта приведены ранее [14]. В рамках настоящих исследований следует отметить, что максимальный уровень содержания $C_{\text{общ}}$ характерен для ЖМО почв залежи. Более низкие значения $C_{\text{общ}}$ отмечены в ЖМО почв варианта опыта с длительным внесением органических удобрений. Минимальные показатели $C_{\text{общ}}$ в ЖМО идентифицированы в образцах из почв фитомелиоративного варианта.

В образцах почв и ЖМО всех исследованных вариантов опыта установлено снижение уровня содержания $C_{\text{общ}}$ с продвижением вглубь профиля. В ряде работ отмечено активное накопление углерода в ЖМО (EF от 3.5 до 31) [13, 26, 45]. Однако изученные ЖМО, формирующиеся в верхней части профиля всех вариантов опыта (горизонты PU, PU–ELnn(g)), характеризуются меньшим содержанием $C_{\text{общ}}$ и, соответственно, гумуса по сравнению с вмещающей почвой. В ЖМО, сформированных в нижней части профиля, наоборот, отмечается накопление $C_{\text{общ}}$ или схожее содержание $C_{\text{общ}}$ в ЖМО и вмещающей почве. Отличительной особенностью ЖМО почв залежного варианта является накопление $C_{\text{общ}}$ (EF 16) в ЖМО, сформированных в срединном горизонте ELnn. Этот горизонт является зоной активного образования ЖМО и характеризуется максимальной величиной их содержания с высоким процентом ЖМО крупного размера в общем объеме новообразований [14].

В данном горизонте отмечено резкое уменьшение величины $C_{\text{общ}}$ во вмещающей почве. Подобный резкий уровень снижения $C_{\text{общ}}$ в средней части почвенного профиля характерен для почв природных ландшафтов региона, в которых процесс элювиирования срединного горизонта выражен более контрастно по сравнению с пахотными аналогами и указывает на усиление роли ЖМО в депонировании $C_{\text{общ}}$ в почвах со схожим типом почвообразования.

Анализ взаимосвязи между внутривнутрипрофильным изменением уровня содержания $C_{\text{общ}}$ в почвах и ЖМО показывает участие органических соединений почв в процессе роста и развития ЖМО. Очень тесный уровень корреляционной связи был отмечен в образцах из фитомелиоративного и залежного вариантов опыта. Поступление легкоразлагаемых органических остатков (залежный и фитомелиоративный варианты), основой которых является растительность, способствует более активному поступлению $C_{\text{общ}}$ в ЖМО. Прежде всего, это связано с активизацией почвенной микрофлоры, формированием лабильных, новообразованных, реакционно-активных органических соединений и образованием органо-минеральных комплексов, в том числе с основными ортштейнообразующими компонентами (соединения обогащенные Fe и/или Mn). Преобладание высоко конденсированных органических соединений с меньшей миграционной подвижностью и способностью к комплексообразованию (вариант с длительным внесением органических удобрений) отражаются на уменьшении связи между показателями $C_{\text{общ}}$ в почвах и ЖМО.

Основным отличием типового состава гумуса ЖМО от состава гумуса вмещающих почв является преобладание фракций фульвоксилот. Следует обратить внимание на неоднозначное изменение в типе гумуса почв и ЖМО в разных вариантах опыта, что, в первую очередь, определено неоднозначным влиянием различных приемов

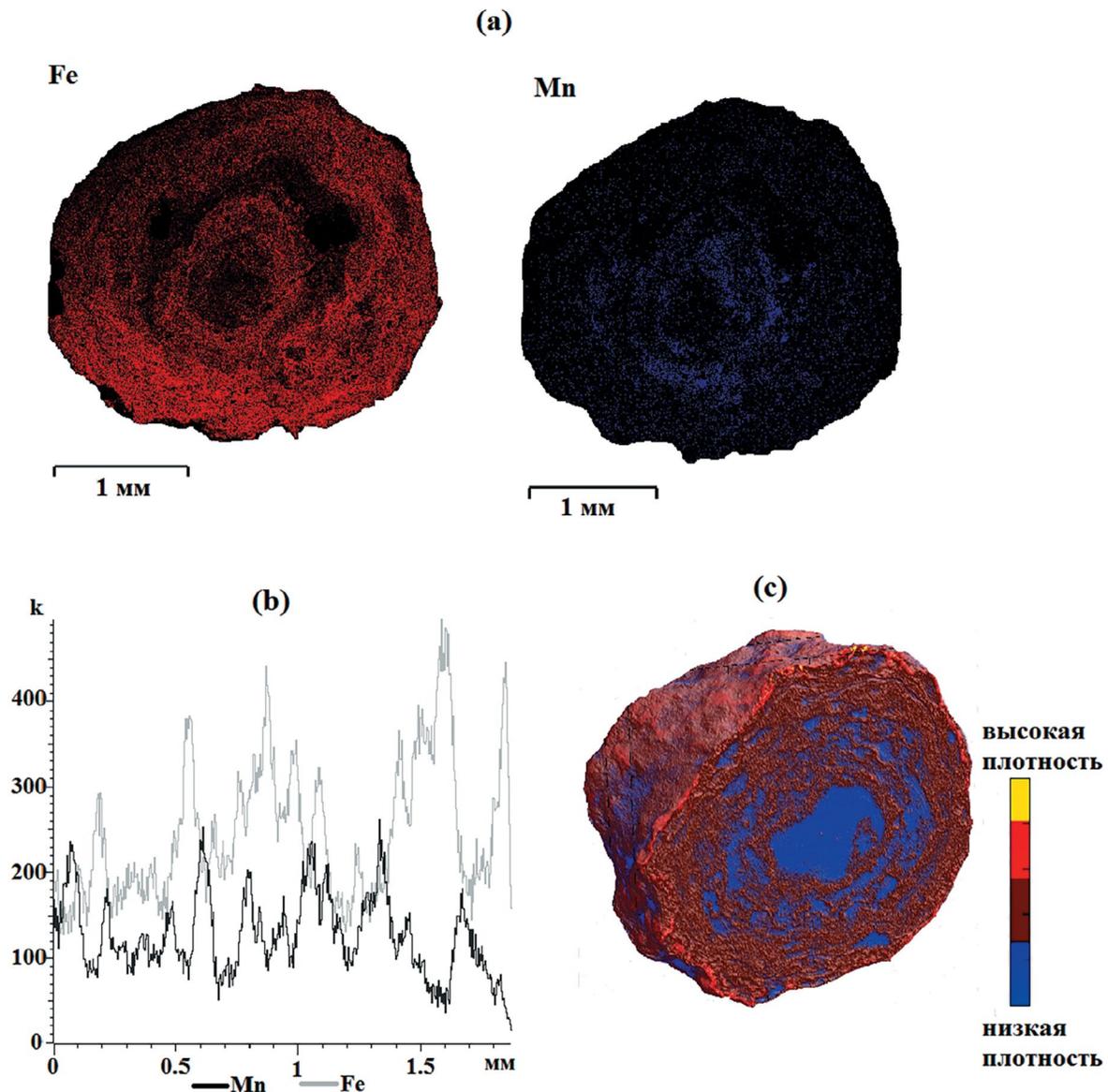


Рис. 2. Распределение основных ортштейнообразующих элементов и строение ортштейнов агротемногумусовых подбелов: а – карты распределения Fe и Mn в ортштейнах, б – изменение концентрации Fe и Mn при осаждении в ортштейнах, с – строение ортштейнов.

агротехнического воздействия на протекание процессов трансформации органического вещества в агротемногумусовых подбелах. В условиях залежного варианта групповой состав гумуса вмещающих почв в пределах 4–35 см (горизонты PU, PU–ELnn) изменялся с гуматного до фульватно-гуматного. В нижележащем горизонте (ELnn) содержание гумуса было очень низким, что сделало невозможным дальнейшее определение группового состава. Анализ профильного изменения группового состава гумуса ЖМО отразил тенденцию к возрастанию количества фульвокислот в ЖМО с продвижением вглубь почвенного профиля

и смене типа гумуса с фульватно-гуматного до гуматно-фульватного и очень фульватного. Схожая закономерность в профильном изменении группового состава гумуса прослеживалась в ЖМО, сформированных в почвах фитомелиоративного варианта опыта. Низкие показатели соотношения $C_{гк}/C_{фк}$ были отмечены ранее в ЖМО луговых подбелов, для которых характерна важнейшая роль лабильных форм гумуса в формировании ортштейнов [15]. Длительное внесение органических удобрений животного происхождения способствовало возрастанию доли гуминовых кислот в составе гумуса вмещающих почв и ЖМО. В отличие от ЖМО

элювиальных горизонтов почв залежного и фитомелиоративного вариантов опыта, ЖМО горизонта ELnn,g почв варианта с длительным внесением органических удобрений имели гуматный тип гумуса. Вероятно, это связано с периодической миграцией гумусовых соединений в результате возникающего

переувлажнения почв, и вхождением таких соединений в состав ЖМО.

Типовые изменения в групповом составе гумуса почв и ЖМО подтверждались изменением показателя цветности гуминовых кислот (E_4/E_6) (рис. 3). Данный показатель характеризует систему сопряженных

Таблица 1. Содержание $C_{\text{общ}}$ и состав гумуса вмещающих почв и оршштейнов (ЖМО), среднее арифметическое значение \pm значение среднеквадратического отклонения

Горизонт	Глубина, см	Объект	$C_{\text{общ}}, \%$	$C_{\text{гк}}$	$C_{\text{фк}}$	Негидролизующий остаток	$C_{\text{гк}}/C_{\text{фк}}$
				% от $C_{\text{общ}}$			
Агротемногумусовый подбел типичный (залежь)							
PU	4–11	Почва	3.18 ± 0.13	21.1 ± 1.0	11.9 ± 0.54	67.0 ± 1.90	1.77
		ЖМО	2.74 ± 0.10	12.0 ± 0.40	10.6 ± 0.49	77.4 ± 3.20	1.13
PU–ELnn	11–35	Почва	2.40 ± 0.03	18.3 ± 0.80	14.6 ± 0.63	67.1 ± 3.00	1.25
		ЖМО	1.03 ± 0.01	25.2 ± 1.20	33.0 ± 1.50	41.8 ± 1.99	0.76
ELnn	35–55	Почва	0.05 ± 0.001	–	–	–	–
		ЖМО	0.80 ± 0.03	8.7 ± 0.29	35.0 ± 1.20	56.2 ± 1.40	0.25
BTnn	55–111	Почва	0.12 ± 0.002	–	–	–	–
		ЖМО	0.14 ± 0.003	–	–	–	–
Агротемногумусовый подбел глееватый (фитомелиоративный опыт)							
PU	0–11	Почва	2.04 ± 0.10	14.7 ± 0.50	15.7 ± 0.50	69.6 ± 2.20	0.94
		ЖМО	0.78 ± 0.03	14.1 ± 0.49	14.1 ± 0.59	71.8 ± 3.00	1.00
PU–ELnn	11–27	Почва	1.56 ± 0.06	24.3 ± 1.11	16.3 ± 0.70	59.0 ± 2.00	1.49
		ЖМО	0.66 ± 0.03	12.1 ± 0.38	13.6 ± 0.30	74.3 ± 3.05	0.89
ELnn	27–49	Почва	0.84 ± 0.04	14.3 ± 0.59	22.6 ± 0.90	63.1 ± 2.10	0.63
		ЖМО	0.44 ± 0.02	11.4 ± 0.50	22.8 ± 0.98	77.2 ± 3.30	0.50
BTnn,g	49–83	Почва	0.005 ± 0.001	–	–	–	–
		ЖМО	0.05 ± 0.001	–	–	–	–
Агротемногумусовый подбел глеевый типичный (опыт с внесением органических удобрений)							
PU	0–27	Почва	2.22 ± 0.09	20.3 ± 1.00	18.5 ± 0.50	61.2 ± 2.50	1.10
		ЖМО	1.30 ± 0.05	10.8 ± 0.44	10.8 ± 0.40	78.4 ± 3.40	1.00
ELnn,g	27–42	Почва	2.15 ± 0.08	13.9 ± 0.50	19.1 ± 0.90	62.4 ± 2.63	0.73
		ЖМО	0.34 ± 0.01	41.2 ± 1.70	20.5 ± 1.00	38.3 ± 1.78	2.00
BTnn,g	42–91	Почва	0.24 ± 0.01	–	–	–	–
		ЖМО	0.23 ± 0.01	–	–	–	–

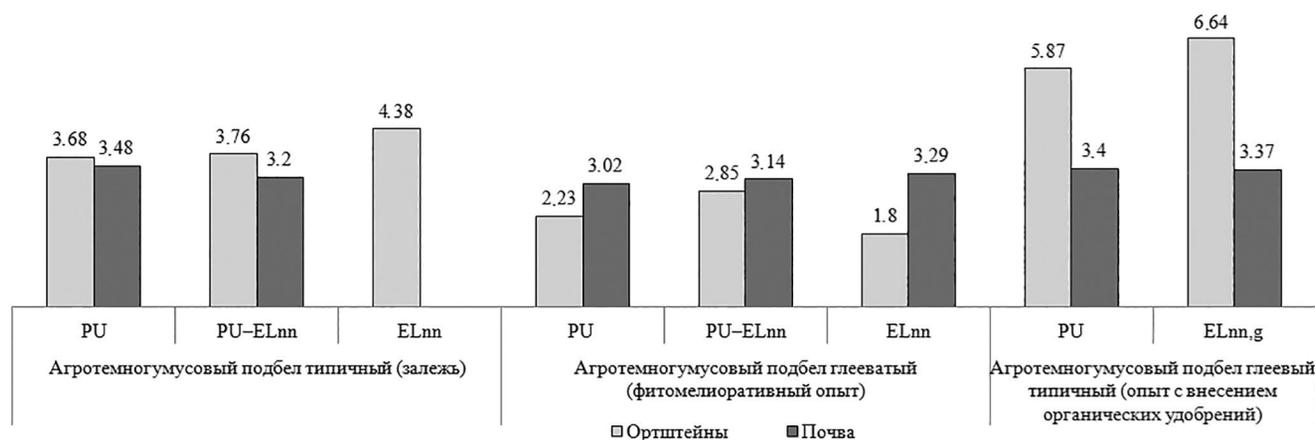


Рис. 3. Величина показателя цветности гуминовых кислот (E_4/E_6) почв и орштейнов.

двойных связей в макромолекулах органического вещества и имеет обратно пропорциональную зависимость с их молекулярными размерами [20]. Резких отличий по величине параметра E_4/E_6 в почвах исследуемых вариантов опыта не установлено. Сравнительный анализ величины параметра E_4/E_6 ЖМО почв разных вариантов опыта свидетельствует о больших молекулярных размерах гумусовых кислот в ЖМО почв залежного и фитомелиоративного вариантов. Отличительной особенностью гумусовых кислот ЖМО почв фитомелиоративного варианта являлось снижение величины параметра E_4/E_6 по сравнению с вмещающей почвой. В ЖМО почв варианта с длительным внесением органических удобрений отмечено возрастание соотношения E_4/E_6 , что указывает на уменьшение молекулярных размеров гуминовых кислот. На основе различий в параметрах E_4/E_6 можно утверждать, что гуминовые кислоты в ЖМО данного варианта опыта, по сравнению с ЖМО почв залежного и фитомелиоративного вариантов, характеризуются пониженным содержанием водорода и азота, увеличением степени окисленности и количества циклических структур [1, 9].

Для оценки влияния $S_{\text{общ}}$ на накопление микроэлементов в ЖМО было изучено валовое содержание Ni, Co, Cu, Cr и Pb (табл. 2). Выбор элементов обоснован высоким уровнем их накопления в ЖМО почв различных регионов мира и в ЖМО почв региона исследования в частности, а также высокими значениями взаимосвязи между содержанием выбранных для исследования элементов и органического вещества в различных типах почв [16, 18, 25, 27, 28, 30, 33, 35, 47, 52, 53]. При сопоставлении величины содержания микроэлементов в исследованных почвах со средним значением в почвах мира [35] отмечается повышенный уровень содержания всех изученных микроэлементов, что отражает специфику элементного состава почв

и почвообразующих пород региона исследований. Для основных микроэлементов пахотных почв Приморского края разработаны кларки, учитывающие региональную специфику почвенного покрова, что отличает их от общемировых значений и позволяет более объективно провести оценку содержания микроэлементов в агротемногумусовых подбелах [4]. При сравнении уровня содержания микроэлементов в почвах с региональными кларковыми концентрациями установлено пониженное содержание Ni в почвах всех вариантов опыта. Содержание Pb в большинстве горизонтов почв ниже регионального кларкового значения, за исключением иллювиальных горизонтов, в которых отмечается накопление элемента и, соответственно, увеличение концентрации до уровня, превышающего региональный кларк от 11 до 27%. Превышение кларковых значений в отдельных горизонтах также отмечено для Co. Содержание Co в почвах варьирует на протяжении почвенного профиля с большой амплитудой колебаний валовой концентрации, наиболее высокий уровень содержания приурочен к верхней и средней части почвенного профиля, где содержание элемента превышает региональный кларк в 1.6–2 раза. Содержание Cu и Cr превышает величину регионального кларка (Cu от 1.4 до 3.5 раз, Cr от 1.2 до 1.6) на протяжении всего почвенного профиля во всех исследованных вариантах опыта. Результаты многочисленных исследований указывают на возникновение признаков угнетения роста растений при повышенном содержании в почве Cu и Cr [2]. Однако растения, произрастающие на исследованных почвах, характеризуются высокой урожайностью и продуктивностью фитомассы и не проявляют признаков нарушения азотной массы, что, вероятно, связано с нахождением основной массы Cu и Cr в составе прочносвязанных недоступных для растений соединений. Анализ вертикального распределения Cu и Cr по профилю

Таблица 2. Содержание микроэлементов во вмещающих почвах и оршттейнах (ЖМО), среднее арифметическое значение \pm значение среднеквадратического отклонения, мг/кг

Горизонт	Глубина, см	Объект	Co	Ni	Cu	Cr	Pb
Агротемногумусовый подбел типичный (залежь)							
PU	4–11	Почва	36.79 \pm 0.96	41.14 \pm 1.52	42.35 \pm 1.40	79.37 \pm 2.60	27.62 \pm 0.78
		ЖМО	61.85 \pm 1.73	19.82 \pm 0.54	50.51 \pm 1.96	141.39 \pm 4.93	155.45 \pm 6.60
		EF*	1.68	0.48	1.19	1.96	5.63
PU–ELnn	11–35	Почва	36.59 \pm 0.91	37.05 \pm 1.17	42.04 \pm 1.34	78.82 \pm 2.71	38.01 \pm 1.27
		ЖМО	62.30 \pm 1.66	14.83 \pm 0.41	45.24 \pm 1.52	126.16 \pm 3.80	120.11 \pm 5.22
		EF	1.70	0.40	1.07	1.60	3.16
ELnn	35–55	Почва	37.41 \pm 1.01	24.80 \pm 0.69	48.16 \pm 1.77	78.56 \pm 2.46	29.97 \pm 1.01
		ЖМО	56.29 \pm 1.57	23.51 \pm 0.73	79.63 \pm 2.56	140.47 \pm 4.86	177.50 \pm 8.16
		EF	1.50	0.95	1.65	1.79	5.92
BTnn	55–111	Почва	6.53 \pm 0.23	33.19 \pm 1.08	50.20 \pm 1.84	99.83 \pm 3.39	40.69 \pm 1.45
		ЖМО	41.73 \pm 1.26	35.81 \pm 1.22	18.04 \pm 0.51	108.44 \pm 3.61	291.04 \pm 9.99
		EF	6.39	1.08	0.36	1.08	7.15
BT	111–153	Почва	11.94 \pm 0.39	41.52 \pm 1.47	37.07 \pm 0.75	95.91 \pm 3.28	25.65 \pm 0.67
		ЖМО	29.55 \pm 0.63	327.34 \pm 9.93	12.51 \pm 0.29	119.91 \pm 3.72	439.00 \pm 15.84
		EF	2.48	7.88	0.34	1.25	17.11
C	153–192	Почва	24.26 \pm 0.55	32.28 \pm 0.96	69.00 \pm 2.15	103.01 \pm 3.59	35.15 \pm 1.08
Агротемногумусовый подбел глееватый (фитомелиоративный опыт)							
PU	0–11	Почва	39.77 \pm 1.31	23.12 \pm 0.70	38.85 \pm 1.22	83.93 \pm 3.13	18.53 \pm 0.32
		ЖМО	68.58 \pm 2.06	29.59 \pm 0.92	32.46 \pm 0.90	97.36 \pm 3.51	96.78 \pm 3.17
		EF	1.72	1.28	0.83	1.16	5.22
PU–ELnn	11–27	Почва	41.24 \pm 1.25	35.42 \pm 1.23	34.68 \pm 0.97	83.70 \pm 3.04	24.24 \pm 0.70
		ЖМО	79.23 \pm 2.63	34.37 \pm 1.18	12.49 \pm 0.31	93.93 \pm 3.53	82.85 \pm 2.94
		EF	1.92	0.97	0.36	1.12	3.42
ELnn	27–49	Почва	36.13 \pm 0.99	29.61 \pm 0.98	27.75 \pm 0.72	89.29 \pm 3.42	25.55 \pm 0.68
		ЖМО	98.37 \pm 3.75	27.56 \pm 0.85	16.52 \pm 0.40	82.98 \pm 3.16	85.95 \pm 2.97
		EF	2.72	0.93	0.59	0.92	3.36
BTnn,g	49–83	Почва	10.55 \pm 0.42	31.57 \pm 0.99	43.70 \pm 1.40	103.72 \pm 3.58	28.79 \pm 0.76
		ЖМО	82.90 \pm 2.77	148.68 \pm 6.92	9.79 \pm 0.28	90.37 \pm 3.19	128.02 \pm 5.54
		EF	7.86	4.71	0.22	0.87	4.45
BTg	83–112	Почва	13.58 \pm 0.51	17.56 \pm 0.41	39.94 \pm 1.27	100.20 \pm 3.62	38.62 \pm 1.12
		ЖМО	39.40 \pm 1.14	53.54 \pm 2.03	10.61 \pm 0.44	106.61 \pm 3.87	129.75 \pm 5.55
		EF	2.90	3.05	0.26	1.06	3.36
Cg	112–122	Почва	31.05 \pm 0.73	30.31 \pm 0.94	42.22 \pm 1.26	82.66 \pm 2.94	21.90 \pm 0.56

Окончание табл. 2

Горизонт	Глубина, см	Объект	Co	Ni	Cu	Cr	Pb
Агротемногумусовый подбел глеевый типичный (опыт с внесением органических удобрений)							
PU	0–27	Почва	43.80 ± 1.56	29.29 ± 0.86	36.77 ± 1.05	84.52 ± 3.42	27.12 ± 0.71
		ЖМО	123.41 ± 4.59	22.92 ± 0.64	44.58 ± 1.43	178.63 ± 6.99	131.78 ± 5.73
		<i>EF</i>	2.81	0.78	1.21	2.11	4.85
ELnn,g	27–42	Почва	42.23 ± 1.63	46.18 ± 1.63	41.78 ± 1.25	83.67 ± 3.21	15.61 ± 0.22
		ЖМО	97.55 ± 3.47	15.93 ± 0.47	56.59 ± 1.80	128.11 ± 3.90	161.06 ± 6.01
		<i>EF</i>	2.31	0.34	1.35	1.53	10.32
BTnn,g	42–91	Почва	14.33 ± 0.58	40.25 ± 1.33	65.53 ± 2.40	107.24 ± 3.51	40.94 ± 1.43
		ЖМО	41.36 ± 1.37	39.01 ± 1.24	44.78 ± 1.45	114.75 ± 3.68	131.36 ± 5.59
		<i>EF</i>	2.88	0.97	0.68	1.07	3.21
G	91–132	Почва	24.42 ± 0.70	27.61 ± 0.79	42.88 ± 1.29	97.39 ± 3.16	33.79 ± 0.94
		ЖМО	63.55 ± 1.81	45.28 ± 1.47	21.70 ± 0.63	108.53 ± 3.60	88.01 ± 3.30
CG	132–170	<i>EF</i>	2.60	1.63	0.50	1.14	2.60
		Почва	25.94 ± 0.73	35.46 ± 1.16	61.07 ± 1.99	107.28 ± 3.76	22.30 ± 0.57
Среднее содержание в почвах мира, мг/кг [34]			11.3	29.0	38.9	59.5	27
Региональный кларк в почвах, мг/кг [4]			22	46	20	66	32

* *EF* – коэффициент накопления элементов в ортштейнах.

почв указывает на преимущественное литогенное поступление данных элементов в почвы. Дополнительно внутрипрофильное изменение содержания Cu в почвенном мелкоземе всех исследованных вариантов опыта характеризуется выраженным элювиально-иллювиальным распределением. Схожий тип вертикального распределения отмечен для Ni в профиле почв залежного и фитомелиоративного вариантов опыта. В почвах варианта с длительным внесением органических удобрений наибольшее содержание Ni идентифицировано в средней части профиля и в переходном к почвообразующим породам горизонте.

В ЖМО обнаружен весь набор изученных микроэлементов. Анализ данных по количественному содержанию микроэлементов указывает на варьирование концентрации и интенсивности накопления элементов в ЖМО почв разных вариантов опыта. Основным отличием ЖМО от вмещающей почвы является резкое увеличение содержания Pb и Co до уровней, превышающих значения общемировых и региональных кларков от 3.1 до 16.3 раз для Pb и от 2.6 до 11 раз для Co. По сравнению с вмещающей почвой, для ЖМО, сформированных в нижней части профиля почв, характерно

увеличение содержания Ni. Превышение кларковых величин содержания Ni в ЖМО нижних горизонтов варьирует от 1.4 до 11.3 раз. Наиболее активное обогащение ортштейнов Cu и Cr установлено в верхней и средней частях профиля почв залежи и почв варианта с применением органических удобрений. Максимальное превышение кларковых концентраций для Cr установлено на уровне 1.5 раз в ЖМО почв варианта с длительным внесением органических удобрений, для Cu в 4.0 раза в ЖМО почв залежи. В остальных случаях содержание Ni, Cu и Cr в ЖМО было ниже или незначительно отличалось от уровня содержания элементов в почве.

Профильная дифференциация содержания микроэлементов в ЖМО указывает на схожий с почвенным мелкоземом тип распределения Co во всех исследованных вариантах опыта. Вертикальное распределение Ni в ЖМО почв залежного и фитомелиоративного вариантов соответствует характеру распределения во вмещающей почве. В отличие от характера распределения Ni в почве варианта с внесением органических удобрений, содержания элемента увеличивалось в ЖМО нижней части почвенного профиля. Вертикальное распределение Cu в ЖМО и вмещающей почве всех

исследованных вариантов опыта и Сг в образцах ЖМО и почв залежного варианта и варианта с применением органических удобрений имело обратный пропорциональный характер связи, при которой снижение содержания элемента в почвенном мелкоземе сопровождалось увеличением содержания в ЖМО. Внутривертикальное распределение Сг в ЖМО фитомелиоративного варианта опыта указывает на наличие элювиально-иллювиальной дифференциации. Вертикальное распределение Рb в ЖМО характеризуется увеличением содержания в новообразованиях нижней части профиля почв залежного и фитомелиоративного вариантов опыта. В ЖМО почв варианта опыта с внесением органических удобрений максимальный уровень содержания Рb отмечен в элювиальном горизонте на фоне резкого снижения содержания элемента в почвенном мелкоземе вмещающего горизонта.

Зависимость между содержанием и накоплением изученных микроэлементов в ЖМО и вмещающей почве выражена величиной *EF*, указывающей на активное накопление Со и Рb в ЖМО по всему профилю исследованных почв. Менее интенсивно в ЖМО накапливались Ni, Сг и Cu. Накопление Ni, Сг и Cu в ЖМО характеризовалось наличием ярко выраженной внутривертикальной дифференциации, с увеличением уровня *EF* в отдельных горизонтах профиля. Интенсивность накопления Ni и Со увеличивалась в ЖМО, сформированных в нижней части почвенного профиля. Более активное накопление Сг, наоборот, приурочено к ЖМО гумусово-аккумулятивных горизонтов исследованных почв. Накопление Cu отмечено в ЖМО почв залежного варианта и варианта с применением органических удобрений, в которых наиболее интенсивное накопление элемента обнаружено в элювиальном горизонте. Максимальный уровень накопления Рb в ЖМО почв различных вариантов опыта варьировал и был приурочен к нижней части профиля почв залежи, к пахотному горизонту почв фитомелиоративного варианта и к элювиальному горизонту почв варианта с длительным внесением органических удобрений.

Результаты исследования подтвердили неравноценность в содержании микроэлементов в почвах и ЖМО разных вариантов опыта. По сравнению с залежным вариантом в пахотных горизонтах почв фитомелиоративного варианта и варианта с внесением органических удобрений отмечается незначительное увеличение содержания Со и Сг и снижение содержания Рb, Ni и Cu. При этом сравнение интенсивности накопления микроэлементов в ЖМО почв разных вариантов опыта на основе величины *EF* свидетельствует о более активном накоплении Рb, Ni и Cu ортштейнами почв залежи. Интенсивность накопления Со увеличивалась в ЖМО почв фитомелиоративного варианта. ЖМО пахотного горизонта почв варианта опыта

с длительным внесением органических удобрений отличались более высоким *EF* Сг.

Установленные различия в уровне содержания и интенсивности накопления микроэлементов в ЖМО почв разных вариантов опыта с идентичным направлением основного почвообразующего процесса указывают на возможную активизацию различных реакционно-активных фаз в ЖМО при воздействии различных агротехнических приемов возделывания почв. Такими фазами, прежде всего, являются Fe- и/или Mn-обогащенные соединения и в меньшей степени соединения макроэлементов.

Содержание SiO_2 , Al_2O_3 , MgO и TiO_2 в ЖМО большинства почвенных горизонтов было ниже по сравнению с вмещающими почвами (табл. 3). Характер вертикального распределения содержания макроэлементов в ЖМО соответствовал их распределению в почвенном мелкоземе. Полученные данные подтверждают, что соединения, содержащиеся макроэлементы, являлись компонентами вмещающей почвенной массы поступившей в состав ЖМО в процессе их роста и развития. Результаты исследования содержания макроэлементов в ЖМО и почвах согласуются с закономерностями, установленными ранее для ЖМО различных типов почв [39, 52, 53, 58].

Содержание Fe_2O_3 и MnO в ЖМО и почвах свидетельствует о количественном различии в уровне содержания и накопления данных элементов в ЖМО почв различных вариантов опыта. При схожей величине содержания Fe_2O_3 во вмещающей почве максимальные уровни содержания и накопления были отмечены в ЖМО почв залежи и варианта с длительным внесением органических удобрений. При увеличении содержания Fe_2O_3 в почвах данных вариантов опыта концентрация Fe_2O_3 в ЖМО снижалась. Взаимосвязи между содержанием MnO в ЖМО и вмещающей почве на данных вариантах опыта не установлено. В ЖМО почв залежи содержание MnO увеличивалось с продвижением от верхней части профиля к нижней. В ЖМО почв варианта с внесением органических удобрений максимальные уровни содержания MnO были установлены в новообразованиях верхней и нижней частей профиля. В почвах фитомелиоративного варианта вертикальное распределение Fe_2O_3 во вмещающей массе и в ЖМО было идентичным и обнаруживало тенденцию к увеличению содержания Fe_2O_3 с продвижением вглубь почвенного профиля. Вмещающий почвенный мелкозем и ЖМО данного варианта отличались более высоким содержанием MnO и характеризовались максимальным уровнем концентрации в средней части профиля.

Для ЖМО исследованных почв отмечена общая тенденция в увеличении накопления Fe_2O_3 в ЖМО, формирующихся в верхней и средней

Таблица 3. Содержание макроэлементов во вмещающих почвах и орштейнах (ЖМО), среднее арифметическое значение \pm значение среднеквадратического отклонения, %

Горизонт	Глубина, см	Объект	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	MnO
Агротемногумусовый подбел типичный (залежь)								
PU	4–11	Почва	79.72 \pm 2.73	12.08 \pm 0.27	0.61 \pm 0.02	0.94 \pm 0.03	4.00 \pm 0.17	0.09 \pm 0.004
		ЖМО	76.56 \pm 2.30	9.29 \pm 0.20	0.35 \pm 0.01	0.78 \pm 0.03	23.81 \pm 0.88 (5.95*)	0.75 \pm 0.030 (8.33)
PU–ELnn	11–35	Почва	79.81 \pm 2.64	12.18 \pm 0.27	0.65 \pm 0.02	0.99 \pm 0.03	3.91 \pm 0.14	0.10 \pm 0.005
		ЖМО	76.46 \pm 2.25	8.91 \pm 0.17	0.43 \pm 0.01	0.89 \pm 0.03	23.27 \pm 0.87 (5.95)	0.66 \pm 0.026 (6.60)
ELnn	35–55	Почва	80.65 \pm 2.98	10.80 \pm 0.22	0.44 \pm 0.01	1.02 \pm 0.05	3.62 \pm 0.16	0.04 \pm 0.002
		ЖМО	76.82 \pm 2.36	9.79 \pm 0.21	0.41 \pm 0.01	0.97 \pm 0.03	23.46 \pm 0.90 (6.48)	0.87 \pm 0.040 (21.75)
BTnn	55–111	Почва	77.49 \pm 2.79	17.39 \pm 0.54	1.27 \pm 0.06	0.98 \pm 0.05	7.93 \pm 0.34	0.05 \pm 0.001
		ЖМО	76.47 \pm 2.41	11.43 \pm 0.25	0.50 \pm 0.02	0.82 \pm 0.02	17.99 \pm 0.74 (2.27)	1.63 \pm 0.049 (32.60)
BT	111–153	Почва	78.06 \pm 2.83	15.57 \pm 0.68	1.15 \pm 0.04	0.97 \pm 0.05	6.77 \pm 0.27	0.07 \pm 0.003
		ЖМО	77.47 \pm 2.54	11.89 \pm 0.32	0.49 \pm 0.02	0.77 \pm 0.02	11.28 \pm 0.36 (1.77)	4.27 \pm 0.155 (61.00)
C	153–192	Почва	78.10 \pm 2.65	15.70 \pm 0.61	1.15 \pm 0.04	0.99 \pm 0.04	7.04 \pm 0.32	0.13 \pm 0.006
Агротемногумусовый подбел глееватый (фитомелиоративный опыт)								
PU	0–11	Почва	79.59 \pm 2.81	11.98 \pm 0.39	0.58 \pm 0.02	0.91 \pm 0.04	3.67 \pm 0.12	0.12 \pm 0.006
		ЖМО	77.19 \pm 2.20	9.56 \pm 0.24	0.62 \pm 0.02	0.86 \pm 0.03	16.32 \pm 0.61 (4.45)	1.99 \pm 0.047 (16.58)
PU–ELnn	11–27	Почва	79.78 \pm 2.62	12.72 \pm 0.45	0.61 \pm 0.02	0.91 \pm 0.03	3.55 \pm 0.11	0.12 \pm 0.006
		ЖМО	77.15 \pm 2.23	9.71 \pm 0.23	0.51 \pm 0.01	0.87 \pm 0.03	16.15 \pm 0.66 (4.55)	1.99 \pm 0.041 (16.58)
ELnn	27–49	Почва	79.96 \pm 2.78	12.40 \pm 0.48	0.66 \pm 0.02	1.01 \pm 0.05	3.90 \pm 0.13	0.22 \pm 0.011
		ЖМО	76.91 \pm 2.16	10.02 \pm 0.25	0.50 \pm 0.01	0.94 \pm 0.04	16.52 \pm 0.62 (4.24)	2.88 \pm 0.065 (13.09)
BTnn,g	49–83	Почва	77.78 \pm 2.70	16.63 \pm 0.74	1.31 \pm 0.05	0.92 \pm 0.03	7.30 \pm 0.29	0.18 \pm 0.006
		ЖМО	75.60 \pm 1.98	9.98 \pm 0.18	0.58 \pm 0.02	0.92 \pm 0.04	18.42 \pm 0.71 (2.52)	6.11 \pm 0.281 (33.94)
BTg	83–112	Почва	77.38 \pm 2,71	13.90 \pm 0.51	0.96 \pm 0.03	0.94 \pm 0.03	10.29 \pm 0.47	0.08 \pm 0.003
		ЖМО	76.16 \pm 2.08	9.32 \pm 0.16	0.60 \pm 0.02	0.72 \pm 0.02	21.42 \pm 0.77 (2.08)	1.76 \pm 0.039 (22.00)
Cg	112–122	Почва	78.81 \pm 2,83	15.19 \pm 0.59	1.12 \pm 0.04	0.93 \pm 0.04	10.83 \pm 0.38	0.12 \pm 0.007

Горизонт	Глубина, см	Объект	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	MnO
Агротемногумусовый подбел глеевый типичный (опыт с внесением органических удобрений)								
PU	0–27	Почва	80.14 ± 3.17	11.55 ± 0.34	0.44 ± 0.01	0.99 ± 0.04	3.60 ± 0.13	0.05 ± 0.002
		ЖМО	76.61 ± 2.27	8.71 ± 0.19	0.35 ± 0.01	0.76 ± 0.03	23.54 ± 0.88 (6.54)	0.72 ± 0.025 (14.40)
ELnn,g	27–42	Почва	80.86 ± 2.99	11.95 ± 0.37	0.57 ± 0.02	0.94 ± 0.03	3.82 ± 0.14	0.04 ± 0.001
		ЖМО	77.07 ± 2.40	8.50 ± 0.22	0.49 ± 0.01	0.62 ± 0.02	22.32 ± 0.92 (5.84)	0.49 ± 0.011 (12.25)
BTnn,g	42–91	Почва	77.59 ± 2.73	15.65 ± 0.62	0.93 ± 0.04	0.99 ± 0.04	7.43 ± 0.30	0.03 ± 0.001
		ЖМО	77.28 ± 2.36	14.22 ± 0.55	0.93 ± 0.03	0.99 ± 0.04	13.29 ± 0.43 (1.79)	0.54 ± 0.017 (18.00)
G	91–132	Почва	78.25 ± 2.85	15.59 ± 0.68	1.03 ± 0.04	0.99 ± 0.04	6.29 ± 0.25	0.04 ± 0.001
		ЖМО	77.41 ± 2.64	13.98 ± 0.55	1.10 ± 0.04	0.97 ± 0.04	11.23 ± 0.45 (1.78)	0.79 ± 0.027 (19.75)
CG	132–170	Почва	78.50 ± 2.61	15.75 ± 0.70	1.14 ± 0.05	0.96 ± 0.03	6.30 ± 0.26	0.04 ± 0.002

* Коэффициент накопления элементов в ортштейнах.

части профиля (горизонты PU, PU–ELnn (g), ELnn (g)), и усилении интенсивности накопления MnO в ЖМО, формирующихся в нижней части профиля (горизонты BT(nn,g)(g), G). Несмотря на более высокие абсолютные значения содержания Fe₂O₃ в ЖМО, интенсивность накопления MnO ортштейнами была выше. Максимальные уровни EF MnO были отмечены в ЖМО с минимальными величинами EF Fe₂O₃. Некоторый антагонизм в накоплении Fe₂O₃ и MnO в ЖМО также подтверждается распределением элементов внутри ЖМО (рис. 2а, 2б). В исследованных ЖМО Mn локализуется, преимущественно, во внутренней зоне. Распределение Fe указывает на наличие элемента во всех зонах ЖМО. Линейное сканирование поперечного сечения ЖМО позволило выявить пики обогащения ионами Fe во внешней зоне ЖМО и снижение содержания во внутренней зоне. Сканирование поперечного среза ЖМО отразило чередование стадий с увеличением содержания Fe и уменьшением содержания Mn. Результаты работ ряда авторов объясняют различия в элементном составе различных зон конкреций и ортштейнов колебаниями периодов иссушения и увлажнения почвы и, соответственно, сменой окислительно-восстановительных условий [30, 32, 56]. На основании данных результатов было установлено, что внутри конкреций и ортштейнов зоны с более высоким содержанием Mn формируются в засушливые периоды, а зоны с более высоким содержанием Fe – во влажные.

Однако данную закономерность сложно применить к ЖМО исследуемых почв, поскольку ЖМО, более активно накапливающие Mn, были приурочены к нижним горизонтам профиля, имеющим тяжелосуглинистый и глинистый состав, морфологически идентифицируемые признаки процесса оглеения (почвы фитомелиоративного варианта и варианта с длительным внесением органических удобрений), и, следовательно, более затяжной период преобладания восстановительных условий. Вероятно, более активное накопление Mn в ЖМО нижней части профиля связано с высокой подвижностью Mn в широком диапазоне Eh и способностью перемещаться и осажаться в микрizonaх с локальным проявлением окислительных условий (внутренняя зона ЖМО) на фоне общей восстановительной обстановки [30].

На основе корреляционного анализа установлено варьирование взаимосвязи между содержанием и накоплением микроэлементов и содержанием C_{общ}, Fe₂O₃ и MnO в ЖМО почв разных вариантов опыта (табл. 4). Исключением из данной закономерности является Cг. В ЖМО почв всех исследованных вариантов опыта содержание и накопление Cг статистически значимо коррелирует с содержанием соединений Fe в ЖМО и содержанием C_{общ} в ЖМО и вмещающей почве. Уровни коэффициентов корреляции согласуются с результатами работ ряда авторов, указывающих на преимущественную ассоциацию ионов Cг с макромолекулярными

органическими лигандами и с минеральными коллоидами (гидр)оксидов Fe в различных типах почв [22, 36, 37]. Результаты исследования содержания различных форм Сг в почвах региона проведения настоящих исследований со схожей направленностью почвообразовательного процесса подтвердили активное участие гумусовых соединений с высокой молекулярной массой и степенью полимеризации в распределении водорастворимых форм Сг по профилю почв [54]. Вероятно, поступление и накопление Сг в ЖМО исследованных почв определяется как высокой адсорбционной активностью Fe-содержащих и органических соединений по отделимости, так и количеством комплексных Fe-органических соединений, которые присутствуют в почвах и в ЖМО.

Схожий уровень связи между Fe-содержащими соединениями и $C_{\text{общ}}$ установлен в отношении содержания Со в ЖМО почв залежи и варианта опыта с длительным внесением органических удобрений (табл. 4). В ЖМО почв фитомелиоративного варианта величина коэффициента корреляции между этими переменными снижалась или имела отрицательные значения. Несмотря на слабую корреляционную связь между содержанием Со и MnO в ЖМО почв фитомелиоративного варианта, корреляция между Mn-содержащими соединениями ЖМО и накоплением Со была очень тесной. В работах, отражающих специфику избирательного накопления микроэлементов основными ортштейнообразующими компонентами, Со относится как к элементам группы Mn, так и к элементам группы Fe [24, 31, 33, 42, 43, 52]. Возможной причиной активизации Mn-содержащих соединений в накоплении Со ортштейнами почв фитомелиоративного варианта является увеличение содержания Mn в ЖМО и во вмещающей почве и, соответственно, появление дополнительных реакционно-активных Mn-фаз, способных усиливать накопление Со в ЖМО в условиях нейтральной и слабощелочной реакции среды. Результаты, представленные в работе [35], подтверждают увеличение интенсивности сорбции ионов Со оксидами Mn при снижении уровня кислотности среды и указывают на высокую степень ассоциации Со с анионными формами (гидр)оксидов Mn в почвенных Fe—Mn новообразованиях. В ЖМО почв залежного варианта и варианта опыта с применением органических удобрений содержание Со в ЖМО взаимосвязано с Fe-содержащими соединениями и с содержанием $C_{\text{общ}}$ в ортштейнах и вмещающей почве. Поступление и трансформация Со в ЖМО почв таких вариантов опыта может определяться совместным влиянием указанных фаз в результате стимулирования некоторыми органическими лигандами сорбции Со, содержащими Fe соединениями [23].

В ЖМО почв залежи и варианта с применением органических удобрений уровень корреляционной

связи отражает правомерность отнесения Cu к элементам группы Fe. Внесение в почву различных видов органических удобрений сопровождалось увеличением взаимосвязи между величиной $C_{\text{общ}}$ и содержанием и накоплением Cu в ЖМО. Данная закономерность обоснована активизацией образования комплексных соединений свободных ионов Cu с гумусовыми кислотами при дополнительном поступлении органического вещества в почвы [21, 38, 46]. В ЖМО почв варианта с применением органических удобрений содержание $C_{\text{общ}}$ во вмещающей почве характеризовалось очень тесной корреляционной связью с накоплением Cu в ЖМО, что позволяет рассматривать Cu-органические соединения почвенного мелкозема как возможные источники поступления элемента в ЖМО. В почвах фитомелиоративного варианта содержание $C_{\text{общ}}$ в ЖМО и в почвах являлось единственным среди рассматриваемых показателей, тесно коррелирующим с содержанием и накоплением Cu в ЖМО. Длительное поступление в почву легкогидролизуемых органических соединений сопровождается образованием как стабильных, так и подвижных Cu-органических комплексов [54]. Вероятно, подвижные Cu-органические комплексы являются более подходящими для поступления в состав ЖМО. Дальнейшая трансформация таких соединений в ЖМО сопровождается образованием зон совместной локализации $C_{\text{общ}}$ и Cu внутри ЖМО [52].

В исследованных ЖМО содержание и накопление Ni наиболее тесно коррелирует с Mn-обогащенными соединениями. При внесении различных видов органических удобрений отмечается увеличение связи между накоплением Ni и Fe-содержащими фазами ортштейнов. Обогащение почв органическим веществом сопровождается увеличением содержания Ni в почвах, в результате активного комплексобразования ионов Ni с гумусовыми кислотами [35]. Несмотря на дополнительное поступление органического вещества в почвах двух вариантов опыта, статистически значимой положительной взаимосвязи между накоплением Ni и содержанием $C_{\text{общ}}$ в ЖМО не установлено. Активизация Fe-содержащих фаз в отношении Ni в ЖМО почв фитомелиоративного варианта и варианта с длительным внесением органических удобрений может являться результатом влияния дополнительного поступления органических соединений на увеличение количества гидролизированных частиц Fe в почвах и, вероятно, в ЖМО [3].

В исследованных ЖМО характер взаимосвязи Pb с рассматриваемыми фазами-носителями существенно различался. В ЖМО почв залежного варианта содержание и накопление Pb характеризовалось очень тесной корреляционной связью с Mn-содержащими соединениями. В ЖМО почв фитомелиоративного варианта содержание

Таблица 4. Коэффициенты корреляции Пирсона между содержанием $C_{\text{общ}}$ (почвы, оршштейны), Fe_2O_3 (оршштейны), MnO (оршштейны) и содержанием и накоплением микроэлементов в оршштейнах

Элемент	Агрономогумусовый подбел типичный (залежь) ($C_{\text{общ}}$ $n = 24$; MnO , Fe_2O_3 $n = 30$)			Агрономогумусовый подбел глееватый (фитомелиоративный опыт) ($C_{\text{общ}}$ $n = 24$; MnO , Fe_2O_3 $n = 30$)			Агрономогумусовый подбел глеевый типичный (опыт с внесением органических удобрений) ($C_{\text{общ}}$ $n = 18$; MnO , Fe_2O_3 $n = 24$)		
	$C_{\text{общ}}$		MnO	$C_{\text{общ}}$		MnO	$C_{\text{общ}}$		MnO
	почва	Fe_2O_3	MnO	почва	Fe_2O_3	MnO	почва	Fe_2O_3	MnO
Co	+0.63*	+0.71*	-0.93	+0.26	-0.46	+0.42*	+0.95*	+0.80*	+0.14
EF_{Co}^{**}	-0.44	-0.61	+0.17	-0.69	-0.95	+0.96*	-0.44	+0.31	+0.30
Ni	-0.46	-0.58	+0.98*	-0.70	-0.89	+0.89*	-0.92	-0.31	+0.50*
EF_{Ni}	-0.49	-0.78	+0.98*	-0.79	-0.86	+0.75*	-0.71	+0.13	+0.77*
Cu	+0.23	+0.28	+0.81*	+0.78*	+0.71*	-0.38	+0.58*	+0.43	-0.85
EF_{Cu}	+0.34	+0.40	+0.83*	+0.79*	+0.75*	-0.42	+0.93*	+0.41	-0.46
Cr	+0.48*	+0.71*	+0.62*	+0.41*	+0.51*	-0.45	+0.75*	+0.99*	+0.18
EF_{Cr}	+0.64*	+0.79*	+0.77*	+0.72*	+0.93*	-0.81	+0.88*	+0.94*	+0.16
Pb	-0.67	-0.58	-0.98	-0.79	-0.78*	+0.81*	+0.60*	-0.22	-0.85
EF_{Pb}	-0.55	-0.24	-0.94	+0.39	+0.10	+0.26	+0.73*	-0.21	-0.65
$C_{\text{общ}}$	+0.85*	+1	+0.68*	+0.99*	+1	-0.97	+0.61*	+1	+0.95*
$EF_{C_{\text{общ}}}$	-0.60	-0.24	+0.29	-0.84	-0.90	+0.97*	-0.83	-0.05	+0.25

* Статистически значимый ($p \leq 0.05$) коэффициент корреляции Пирсона;

** EF – коэффициент накопления элементов в оршштейнах.

Pb тесно коррелировало как с Mn-, так и с Fe-содержащими соединениями. В ЖМО почв варианта опыта с длительным внесением органических удобрений содержание и накопление в ЖМО Pb статистически значимо взаимосвязано с Fe-содержащими соединениями и с содержанием $C_{\text{общ}}$ в почвах. Полученные результаты подтверждают активизацию формирования комплексных соединений Pb с высокомолекулярными органическими соединениями при внесении в почву органических удобрений животного происхождения в результате хелатирования Pb функциональными группами ароматических колец [3, 34, 48]. В целом, Pb в ЖМО разных почв относится как к элементам группы Mn, так и к элементам группы Fe [20, 53]. По аналогии с накоплением в ортштейнах Ni, внесение различных видов органических удобрений оказывает опосредованное влияние на смену фаз, участвующих в накоплении Pb в ЖМО.

Полученные результаты указывают на совместное участие Fe-содержащих и органических соединений в накоплении изученных микроэлементов ортштейнами. Статистически значимый уровень связи между содержанием Fe_2O_3 и $C_{\text{общ}}$ отмечен в ЖМО почв залежи и почв варианта с внесением органических удобрений. Вероятно, это связано с более длительным периодом трансформации органического вещества и формированием большего количества стабильных Fe-органических соединений, как в почвах, так и в ЖМО данных вариантов опыта. Возможность формирования таких соединений внутри ЖМО пахотных почв подтверждена в работе [13], где было отмечено формирование микрозон локализации C, на которые осаждались ионы Fe. В ЖМО почв фитомелиоративного варианта опыта коэффициент корреляции между содержанием Fe_2O_3 и $C_{\text{общ}}$ имел отрицательное значение, что обусловлено различием в составе поступающих органических остатков, процессах их трансформации и формировании системы гумусовых веществ в почвах разных вариантов опыта. Дополнительно, обратный характер взаимосвязи между этими показателями может быть детерминирован возрастанием конкурирующего влияния ионов других металлов, обладающих высоким сродством к гумусовым кислотам, на закрепление Fe в составе органических соединений. При этом в ЖМО почв фитомелиоративного варианта опыта отмечен очень тесный уровень корреляционной связи между Fe- и Mn-содержащими соединениями и величиной накопления $C_{\text{общ}}$ в ЖМО, что подтверждает активное участие основных ортштейнообразующих компонентов в трансформации органических соединений внутри ортштейнов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Выявлено прямое и опосредованное участие гумусовых веществ в накоплении Ni, Co, Cu, Cr и Pb в ЖМО агротемногумусовых подбелов.

Исследованные ЖМО относятся к бурым крупным и мелким ортштейнам и характеризуются внутренней дифференциацией по плотности, цвету и химическому составу.

Подтверждено депонирование органических соединений в ЖМО. Более активное связывание $C_{\text{общ}}$ ортштейнами отмечено в почвах залежи и фитомелиоративного варианта опыта, что, вероятно, обусловлено поступлением легкоразлагаемых органических остатков. Типовой состав гумуса ЖМО таких почв характеризуется преобладанием фракций фульвокислот. С продвижением вглубь профиля содержание фульвокислот в ЖМО увеличивалось. Формирование высококонденсированных органических соединений в почвах (вариант с длительным внесением органических удобрений) сопровождается снижением поступления $C_{\text{общ}}$ в ЖМО и возрастанием относительной доли гуминовых кислот. Гуминовые кислоты ЖМО почв этого варианта опыта имели меньшие молекулярные размеры, по сравнению с показателями в ЖМО почв залежного и фитомелиоративного вариантов.

Исследованные почвы характеризуются повышенным уровнем содержания Ni, Co, Cu, Cr и Pb по сравнению со средним значением в почвах мира и превышением региональных кларковых значений по содержанию Cu и Cr. В ЖМО отмечено активное накопление Co и Pb, менее интенсивно в ЖМО накапливались Ni, Cr и Cu. Большие уровни накопления Pb, Ni и Cu установлены в ЖМО почв залежи, Co в ЖМО почв фитомелиоративного варианта, Cr в ЖМО почв варианта с длительным внесением органических удобрений. Интенсивность накопления микроэлементов в ЖМО по профилю варьировала.

Отмечена общая тенденция в увеличении накопления Fe_2O_3 ортштейнами верхней и средней частей профиля и в усилении интенсивности накопления MnO в ортштейнах нижней части профиля. Уровень накопления MnO в ЖМО был наибольшим среди изученных элементов.

В ЖМО почв разных вариантов опыта установлено варьирование взаимосвязи между содержанием и накоплением микроэлементов (за исключением Cr) и содержанием $C_{\text{общ}}$, Fe_2O_3 и MnO. Содержание и накопление Cr контролировалось содержанием соединений Fe в ЖМО и содержанием $C_{\text{общ}}$ в ЖМО и вмещающей почве. В ЖМО почв залежи и варианта опыта с длительным внесением органических удобрений Fe-содержащие соединения и $C_{\text{общ}}$ являлись факторами, определяющими уровни содержания и накопления Co. В почвах фитомелиоративного варианта увеличение

содержания MnO во вмещающих почвах и в ЖМО, а также снижение кислотности среды почвенного раствора сопровождалось активизацией соединений Mn в процессе накопления Co. Внесение в почву различных видов органических удобрений усилило влияние $C_{\text{общ}}$ на содержание и накопление Cu в ЖМО, что позволяет рассматривать Cu-органические соединения почвенного мелкозема как возможные источники поступления элемента в ЖМО. Наряду с $C_{\text{общ}}$, на накопление Cu в ЖМО почв залежи и варианта с длительным применением органических удобрений значительное влияние оказывали Fe-содержащие соединения. В ЖМО почв исследованных вариантов опыта Ni относился к элементам Mn-группы. Несмотря на отсутствие статистически значимой положительной корреляционной связи между накоплением Ni и содержанием $C_{\text{общ}}$, в ЖМО почв вариантов опыта с внесением различных видов органических удобрений отмечена активизация Fe-содержащих фаз в накоплении Ni. Содержание и накопление Pb в ЖМО почв залежи определялось соединениями Mn, в ЖМО почв фитомелиоративного варианта совместным влиянием соединений Mn и Fe, в ЖМО почв варианта с длительным внесением органических удобрений Fe-содержащими соединениями и содержанием $C_{\text{общ}}$ в почвах.

Установлено совместное участие Fe-содержащих и органических соединений в накоплении всех изученных микроэлементов в ЖМО. Статистически значимая корреляционная связь между содержанием Fe_2O_3 и $C_{\text{общ}}$ отмечена в ЖМО почв с более длительным периодом трансформации органического вещества и формированием бóльшего количества стабильных Fe-органических соединений (залежь, вариант с длительным внесением органических удобрений).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда в рамках гранта № 23-24-00255, <https://rscf.ru/project/23-24-00255/>.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова Л.А.* Органическое вещество почв и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.
2. *Битюцкий Н.П.* Необходимые микроэлементы растений. СПб.: ДЕАН, 2005. 256 с.
3. *Водяницкий Ю.Н.* Соединения железа и их роль в охране почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2010. 282 с.
4. *Голов В.И.* Круговорот серы и микроэлементов в основных агроэкосистемах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2004. 315 с.
5. *Дмитриев Е.А.* Математическая статистика в почвоведении. М.: Либроком, 2009. 328 с.
6. *Зайдельман Ф.Р., Никифорова А.С.* Генезис и диагностическое значение новообразований почв лесной и лесостепной зон. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 216 с.
7. *Иванов Г.И.* Почвообразование на юге Дальнего Востока. М.: Наука, 1976. 198 с.
8. *Костенков Н.М.* Окислительно-восстановительные режимы в почвах периодического увлажнения. М.: Наука, 1987. 192 с.
9. *Лиштван И.И., Калуцкий Ф.Н., Абрамец А.М., Янута Ю.Г., Монич Г.С., Алейникова В.Н., Глухова Н.С.* Фракционирование гуминовых кислот как метод получения стандартизированных гуминовых материалов // Вестник БГУ. 2012. Сер. 2. № 2. С. 7–12.
10. М-02-0604-2007 Методика выполнения измерений массовой доли кремния, кальция, титана, ванадия, хрома, бария, марганца, железа, никеля, меди, цинка, мышьяка, стронция, свинца, циркония, молибдена, в порошковых пробах почв и донных отложений рентгеноспектральным методом с применением энергодисперсионных рентгенофлуоресцентных спектрометров типа EDX фирмы Shimadzu. СПб., 2007. 17 с.
11. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С.* Дополнительные показатели гумусного состояния почв и их генетических горизонтов // Почвоведение. 2004. № 8. С. 918–926.
12. *Орлов Д.С., Гришина Л.А.* Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. 287 с.
13. *Пуртова Л.Н., Тимофеева Я.О.* Характеристика мелкозема и ортштейнов агрогенных почв южной части Приморского края: физико-химические, оптические свойства, каталазная и каталитическая активность // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1481–1491.
14. *Пуртова Л.Н., Тимофеева Я.О.* Изучение некоторых свойств и активности каталазы агрогенно-гумусовых подбелов при различных видах агротехнического воздействия // Почвоведение. 2022. № 10. С. 1277–1289.
15. *Росликова В.И.* Марганцево-железистые новообразования в почвах равнинных ландшафтов гумидной зоны. Владивосток: Дальнаука, 1996. 291 с.
16. *Тимофеева Я.О.* Накопление и фракционирование микроэлементов в почвенных железо-марганцевых конкрециях различного размера // Геохимия. 2008. № 13. С. 293–301.

17. Тимофеева Я.О. Особенности круговорота микроэлементов в агроэкосистемах в условиях формирования почвенных конкреций // Аграрный вестник Урала. 2018. № 12. С. 14–21.
18. Тимофеева Я.О., Голов В.И. Железо-марганцевые конкреции как накопители тяжелых металлов в некоторых почвах Приморья // Почвоведение. 2007. № 12. С. 1463–1471.
19. Тимофеева Я.О., Голов В.И. Аккумуляция микроэлементов в оршштейнах почв (обзор литературы) // Почвоведение. 2010. № 4. С. 434–440.
20. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Яшин М.А., Лазарев В.И., Ильин Б.С., Филиппова О.И., Воликов А.Б., Иванов А.Л. Оптические характеристики экстрагируемых фракций органического вещества типичных черноземов в многолетних полевых опытах // Почвоведение. 2020. № 6. С. 691–702.
21. Angelova V.R., Akova V.I., Artinova N.S., Ivanov K.I. The effect of organic amendments on soil chemical characteristics // Bulgarian J. Agricultural Sci. 2013. V. 19(5). P. 958–971.
22. Bavaresco J., Fink J.R., Rodrigues M.L.K., Gianello C., Barron V., Torrent J. Chromium Adsorption in Different Mineralogical Fractions from Subtropical Soils // Pedosphere. 2017. V. 27(1). P. 106–111.
23. Brooks S.C., Herman J.S. Rate and extent of cobalt sorption to representative aquifer minerals in the presence of a moderately strong organic ligand // Appl. Geochem. 1998. V. 13(1). P. 77–88.
24. Cornu S., Cattle J.A., Samouelian A., Laveuf C., Guilherme L.R.G., Alberic P. Impact of redox cyclers on manganese, iron, cobalt, and lead in nodules // Soil Sci. Soc. Am. J. 2009. V. 73. P. 1231–1241. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0024>
25. Cornu S., Deschatrettes V., Salvador-Blanes S., Clozul B., Hardy M., Branchut S., Le Forestier L. Trace element accumulation in Mn-Fe-oxide nodules of a planosolic horizon // Geoderma. 2005. V. 125. P. 11–24.
26. Elberling B., Breuning-Madsen H., Knicker H. Carbon sequestration in iron-nodules in moist semi-deciduous tropical forest soil // Geoderma. 2013. V. 200–201. P. 202–207. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.001>
27. Ettler V., Chren M., Mihaljevic M., Drahotka P., Kribek B., Veselovsky F., Sracek O., Vanek A., Penizek V., Komarek M., Mapani B., Kamona F. Characterization of Fe–Mn concentric nodules from Luvisol irrigated by mine water in a semi-arid agricultural area // Geoderma. 2017. V. 299. P. 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.03.022>
28. Feng J.-L. Trace elements in ferromanganese concretions, gibbsite spots, and the surrounding terra rossa overlying dolomite: their mobilization, redistribution and fractionation // J. Geochem. Explor. 2011. V. 108. P. 99–111. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.10.010>
29. Gasparatos D. Sequestration of heavy metals from soil with Fe–Mn concretions and nodules // Environ. Chem. Lett. 2013. V. 11. P. 1–9. <https://doi.org/10.1007/s10311-012-0386-y>
30. Gasparatos D., Massas I., Godelitsas A. Fe–Mn concretions and nodules formation in redoximorphic soils and their role on soil phosphorus dynamics: Current knowledge and gaps // Catena. 2019. V. 182. P. 104106. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104106>
31. Gasparatos D. Fe–Mn concretions and nodules to sequester heavy metals in soils // Environmental chemistry for a sustainable world, volume 2: remediation of air and water pollution / Eds. Lichtfouse E. et al. Berlin: Springer, 2012. P. 443–474.
32. Huang L. Pedogenic ferromanganese nodules and their impacts on nutrient cycles and heavy metal sequestration // Earth-Sci. Rev. 2022. V. 232. P. 104147. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104147>
33. Huang L., Wang Y., Shao M. Micromorphology, mineralogy, and geochemistry of ferromanganese nodules in tropical soils and their impacts on heavy metal sequestration // J. Cleaner Production. 2023. V. 383. P. 135498. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135498>
34. Jin C.W., Zheng S.J., He Y.F. Lead contamination in the garden soils and factors affecting its bioavailability // Chemosphere. 2005. V. 59. P. 1151–1159.
35. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. N.Y.: CRC Press, 2011.
36. Kabata-Pendias A., Szteke B. Trace Elements in Abiotic and Biotic Environments. Boca Raton: CRC Press, 2021.
37. Kotas J., Stasicka Z. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation // Environ. Poll. 2000. V. 107. P. 263–283.
38. Lange B., Faucon M.-P., Meerts P., Shutcha M., Mahy G., Pourret O. Prediction of the edaphic factors influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt speciation in soils // Plant Soil. 2014. V. 379. P. 275–287.
39. Liu F., Colombo C., Adamo P., He J.Z., Violante A. Trace elements in manganese–iron nodules from a Chinese Alfisol // Soil Sci. Soc. Am. J. 2002. V. 66. P. 661–670. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.6610>
40. Manceau A., Tamura N., Celestre R., Macdowell A., Geoffery N., Sposito G., Padmore H.A. Molecular-scale speciation of Zn and Ni in soil ferromanganese nodules from loess soils of the Mississippi Basin // Environ. Sci. Technol. 2003. V. 37. P. 75–80. <https://doi.org/10.1021/es025748r>
41. Manceau A., Tamura N., Marcus M.A., MacDowell A.A., Celestre R.S., Sublett R.E., Sposito G., Padmore H.A. Deciphering Ni sequestration in soil ferromanganese nodules by combining x-ray fluorescence, absorption, and diffraction at micrometer scale resolution // Am. Mineral. 2002. V. 87. P. 1494–1499.

42. *Neaman A., Waller B., Mouele F., Trolard F., Bourrie G.* Improved methods for selective dissolution of manganese oxides from soils and rocks // *Eur. J. Soil Sci.* 2004. V. 55. P. 47–54.
<https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0545.x>
43. *Palumbo B., Bellanca A., Neri R., Roe M.J.* Trace metal partitioning in Fe–Mn nodules from Sicilian soils, Italy // *Chem. Geol.* 2001. V. 173. P. 257–269.
[https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(00\)00284-9](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(00)00284-9)
44. *Pansu M., Gautheyrou J.* Handbook of soil analysis mineralogical, organic and inorganic methods. Berlin: Springer-Verlag, 2006.
45. *Rennert T., Händelb M., Höschenc C., Lugmeierc J., Steffensc M., Totscheb K.U.* A NanoSIMS study on the distribution of soil organic matter, iron and manganese in a nodule from a Stagnosol // *Eur. J. Soil Sci.* 2014. V. 65. P. 684–692.
46. *Ruqia N., Khan M., Masab M., Ur Rehman H., Ur Rauf N., Shahab S., Ameer N., Sajed M., Ullah M., Rafeeq M., Shaheen Z.* Accumulation of Heavy Metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam kohat // *J. Pharm. Sci. Res.* 2015. V. 7(3). P. 89–97.
47. *Segvic B., Girardclos S., Zanoni G., Arbiol Gonzalez C., Steimer-Herbet T., Besse M.* Origin and paleoenvironmental significance of Fe–Mn nodules in the Holocene perialpine sediments of Geneva Basin, western Switzerland // *Appl. Clay Sci.* 2018. V. 160. P. 22–39.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.01.027>
48. *Silvetti M., Castaldi P., Holm P.E., Deiana S., Lombi E.* Leachability bioaccessibility and plant availability of trace elements in contaminated soils treated with industrial by-products and subjected to oxidative / reductive conditions // *Geoderma.* 2014. V. 214–215. P. 204–212.
49. *Sipos P., Balazs R., Bozso G., Nemeth T.* Changes in micro-fabric and redistribution of Fe and Mn with nodule formation in a floodplain soil // *J. Soils Sediments.* 2016. V. 16. P. 2105–2117.
<https://doi.org/10.1007/s11368-016-1393-6>
50. *Sun Z.-X., Jiang Y.-Y., Wang Q.-B., Owens P.R.* Fe–Mn nodules in a southern Indiana loess with a fragipan and their soil forming significance // *Geoderma.* 2018. V. 313. P. 92–111.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.025>
51. *Tan W.F., Liu F., Li Y.H., Hu H.Q., Huang Q.Y.* Elemental composition and geochemical characteristics of iron-manganese nodules in main soils of China // *Pedosphere.* 2006. V. 16. P. 72–81.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(06\)60028-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(06)60028-3)
52. *Timofeeva Y.O., Karabtsov A.A., Semal' V.A., Burdukovskii M.L., Bondarchuk N.V.* Iron-manganese nodules in Udepts: the dependence of the accumulation of the trace elements on nodule size // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2014. V. 78. P. 767–778.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2013.10.0444>
53. *Timofeeva Y., Karabtsov A., Ushkova M., Burdukovskii M., Semal V.* Variation of trace elements accumulation by iron-manganese nodules from Dystric Cambisols with and without contamination // *J. Soil Sedim.* 2021. V. 21. P. 1064–1078.
<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02814-w>
54. *Timofeeva Y., Purtova L., Emelyanov A., Burdukovskii M., Kiseleva I., Sidorenko M.* Contents, distribution, and fractionation of soil organic carbon and trace elements in soils under a green manure application // *Soil Water Res.* 2021. V. 16(1). P. 50–58.
<https://doi.org/10.17221/65/2020-SWR>
55. *Yu X., Fu Y., Brookes P.C., Lu S.* Insights into the formation process and environmental fingerprints of iron-manganese nodules in subtropical China // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2015. V. 79. P. 1101–1114.
56. *Yu X., Wang Y., Zhou G., Peng G., Brookes P.C., Lu S.* Paleoclimatic fingerprints of ferromanganese nodules in subtropical Chinese soils identified by synchrotron radiation-based microprobes // *Chem. Geology.* 2020. V. 531. P. 119357.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.119357>
57. World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO, 2015.
58. *Zhang M., Karathanasis A.D.* Characterization of iron manganese concretions in Kentucky Alfisols with perched water tables // *Clays Clay Miner.* 1997. V. 45. P. 428–439.
<https://doi.org/10.1346/CCMN.1997.0450312>

Influence of Organic Compounds on Ni, Co, Cu, Cr, and Pb Accumulation by Nodules in Agro-Dark-Humus Podbels (Planosols) in the South of Primorskii Region

Ya. O. Timofeeva^{1, *} and L. N. Purtova¹

¹*Federal Scientific Center of the East Asia Terrestrial Biodiversity, Far Eastern Branch of Russian Academy of Sciences, Vladivostok, 690022 Russia*

**e-mail: timofeeva@biosoil.ru*

The involving of organic compounds in accumulation of Ni, Co, Cu, Cr, and Pb by Fe–Mn nodules in agro-dark-humus podbels (Planosols (Aric)) under different types of long-term agrotechnical impact has been studied in the south of Primorskii region. The profile patterns of the level of SOC content in soils and in nodules indicate the active deposition of organic compounds in nodules in the lower parts of soil profiles in the of fallow and phytomeliorative variants of the experiment. Fulvic acids were noted to predominate in the composition of humus in the nodules in these variants. The long-term application of organic fertilizers contributed to the decrease of SOC incorporation into nodules and to the increase of the part of humic acids in nodules. Nodules were characterized by a high accumulation levels of Co and Pb in all variants of the experiment. Accumulation of Ni, Cr, and Cu was recorded in nodules from particular horizons of studied soils. The intensity of elements accumulation in nodules of different variants of the experiment varied. Accumulation of Ni was controlled by the content of Mn-containing compounds. The most active sorption phases of nodules from soils with a longer period of organic matter transformation (fallow variant and long-term addition of manure variant) were Fe-containing and organic compounds.

Keywords: Fe-Mn nodules, humus type, trace elements, agro-dark-humus podbels (Planosols)

ДЫХАНИЕ ПОЧВЫ В УСЛОВИЯХ КРАТКОВРЕМЕННОЙ ЗАСУХИ НА ПРИМЕРЕ ТИПИЧНЫХ БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ СРЕДНЕЙ ТАЙГИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

© 2024 г. А. В. Ниязова^{a,*} (<https://orcid.org/0009-0001-2438-4972>), Д. В. Ильясов^a,
М. В. Глаголев^{a,b,c}, Ю. В. Куприянова^a, А. А. Каверин^a, А. Ф. Сабреков^a, Т. А. Новикова^a,
А. В. Каверина^a, И. В. Филиппов^a, Е. Д. Лапшина^a

^aЮгорский государственный университет, ул. Чехова, 16, ХМАО-Югра, Ханты-Мансийск, 628012 Россия

^bМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

^cИнститут лесоведения РАН, Советская, 21, с. Успенское, Московская область, 143030 Россия

*e-mail: a_meshcheryakova@ugrasu.ru

Поступила в редакцию 26.04.2023 г.

После доработки 01.11.2023 г.

Принята к публикации 12.11.2023 г.

Представлены результаты оценки отклика почвенного дыхания (R_{soil}) на засуху на примере шести типичных для средней тайги Западной Сибири олиготрофных болотных биотопов: мочажин с доминированием *Eriophorum vaginatum* и *Scheuchzeria palustris* соответственно (мочажина Е, мочажина Ш), сфагнового болота с редкими низкими соснами (открытое болото), олиготрофных гряд, покрытых низкорослой сосной (гряда), и облесенного сосново-кустарничково-сфагнового болота (рослый рям и рям). Для этого была использована регрессионная модель связи R_{soil} с уровнем болотных вод, позволившая получить кумулятивное почвенное дыхание с июня по август 2021 и 2022 гг. В засушливом 2022 г. значение кумулятивного $R_{soil(кум)}$ возросло в ряду от увлажненных участков к более дренированным: мочажина Е, мочажина Ш, открытое болото, гряда, рослый рям и рям: 135 ± 2.3 , 139 ± 2.4 , 275 ± 7.8 , 279 ± 7.5 , 466 ± 16.4 , 510 ± 18.5 г С/(м² сезон) соответственно (среднее \pm стандартное отклонение). Экстремально малое количество осадков (6 мм), выпавших в июле 2022 г., привело к резкому уменьшению уровня болотных вод в августе и росту $R_{soil(кум)}$ в исследованных биотопах на 29–54% по сравнению с аналогичным периодом 2021 г. В то же время наиболее интенсивный рост R_{soil} при падении уровня болотных вод наблюдался на окраине болотного массива (участки рослый рям, рям и открытое болото) в отличие от его центральных участков.

Ключевые слова: поток CO₂, статический камерный метод, математическое моделирование, болота

DOI: 10.31857/S0032180X24040037, **EDN:** WSUFRS

ВВЕДЕНИЕ

Диоксид углерода (CO₂) является одним из основных атмосферных газов, определяющих тепловой баланс планеты [9]. Интерес к изучению бюджета CO₂ связан с ростом его содержания в атмосфере. Согласно прогнозам [41], к концу XXI в. это приведет к повышению средней температуры на 1.5–2°C. Глобальное потепление, в свою очередь, является причиной изменения биогеохимического цикла углерода, что способствует дальнейшему росту выбросов CO₂ из некоторых экосистем, усугубляя изменение климата [9, 33, 39, 46].

Согласно специальному докладу МГЭИК [41], в условиях потепления климата изменчивость количества выпадающих осадков будет все более ярко выражена, что может повысить вероятность возникновения засушливых периодов [42]. Изменение гидрологических условий будет оказывать первостепенное влияние на экосистемы, формирование, развитие и функционирование которых тесно связано с круговоротом атмосферной влаги, в частности – болота [47].

Болота в ненарушенном состоянии являются единственными экосистемами, способными обеспечивать практически неограниченное во времени изъятие углерода из дальнейшего круговорота

и долговременное запасание его в виде торфяной залежи [9, 10, 12, 54]: занимая лишь 3.5% суши [5], болота содержат в виде торфа более 500 Гт углерода [34].

Основным критерием функционирования болот как стока или источника углерода в рамках конкретной гидрометеорологической обстановки является баланс между процессами ассимиляции и эмиссии CO_2 [1, 3, 26]. Внутригодовая и межгодовая динамика CO_2 в болотах [22] определяется в значительной степени метеорологическими факторами: температурой, количеством осадков, фотосинтетически активной радиацией, уровнем залегания болотных вод (**УБВ**) и др.

В засушливые периоды замедляется сток CO_2 в процессе фотосинтеза, увеличивается аэрируемый слой, большая часть накопленного органического вещества подвергается анаэробному разложению, что способствует усилению наблюдаемого почвенного дыхания. При этом интенсифицируется выделение CO_2 подземными органами растений, а также в результате микробного разложения органического вещества почвы, включая подстилку. В особенно засушливые годы, когда уровень грунтовых вод может опускаться до экстремально низких значений (по сравнению со среднегодовыми значениями), торфяные болота могут превратиться из поглотителей углерода в его источники.

Не только факт засухи, но и длительность засушливого периода в сочетании с потеплением оказывают влияние на углеродный баланс болот. Кроме того, засушливые периоды могут иметь различный отклик в разных болотных биотопах [22, 53], а также микро- и нанотопах, поскольку вариабельность потоков определяется влиянием местных орографических и гидрологических особенностей, зависит от скорости продукции и деструкции растительного вещества представленных видов растений [8, 24, 40].

Таким образом, увеличение выбросов CO_2 в ответ на уменьшение количества осадков в болотах может иметь положительную обратную связь с потеплением климата [20, 35, 40, 52]. Однако различные болотные биотопы могут по-разному реагировать на засуху, поэтому оценка их индивидуально отклика на недостаточное увлажнение позволит улучшить понимание влияния засушливых периодов на болотные экосистемы в целом.

Натурные измерения потоков CO_2 в силу особенностей оборудования и применяемых методов (точечные в пространстве или во времени данные, неизбежные пропуски в рядах наблюдений [17, 18], привязка к конкретным гидрометеорологическим условиям) требуют интерпретации результатов при помощи методов математического моделирования [16, 17, 19, 21].

Цель настоящей работы — оценка отклика почвенного дыхания на засушливые условия на примере типичных болотных биотопов средней тайги Западной Сибири. Использование методов математического моделирования позволило сравнить кумулятивное дыхание почвы в условиях недостатка осадков с таковым при среднегодовом уровне увлажнения. Для достижения цели работы выполнен ряд измерений потоков CO_2 статическим камерным методом, а также получены непрерывные ряды наблюдений УБВ.

Исследование проводилось в рамках Важнейшего инновационного проекта государственного значения, направленного на создание единой национальной системы мониторинга климатически активных веществ. Измерения проводили на базе полевого стационара “Мухрино” (Югорский государственный университет), который входит в состав национальной системы мониторинга пучков и потоков углерода.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Выбор участков тестовых полигонов для оценки пространственно-временной изменчивости дыхания почвы осуществляли на основе комплекса имеющейся информации о свойствах болотных экосистем средней тайги Западной Сибири, а именно географической характеристики, климатических особенностей, преобладающего типа рельефа, почвообразующих пород и почвенного покрова, наиболее характерных типов болотных биотопов (для территории Ханты-Мансийского автономного округа), а также данных дистанционного зондирования, полевых рекогносцировочных маршрутов, транспортной доступности и имеющейся инфраструктуры (рис. 1).

Полевая станция Мухрино расположена в центральной части Западной Сибири в среднетаежной биоклиматической зоне, в 20 км к юго-западу от города Ханты-Мансийск (60.892135 N, 68.682330 E), на второй террасе левого берега р. Иртыш. Исследовательский район станции находится в северо-восточной части комплекса болотного массива Мухрино, который занимает общую площадь ~75 км². Обширная территория к юго-западу представлена торфяниками и озерными ландшафтами Кондинской низменности, перемежающимися лесами вдоль рек.

Комплекс Мухрино представляет собой олиготрофное верховое сфагновое болото [43]. Он занимает местный водораздел между двумя небольшими реками (Мухрина и Большая) и пополняет их бассейн. С восточной стороны окраина Мухринского болота образована уступом террасы, который возвышается на 2–6 м над долиной р. Мухрина. Форма уступа волнистая из-за

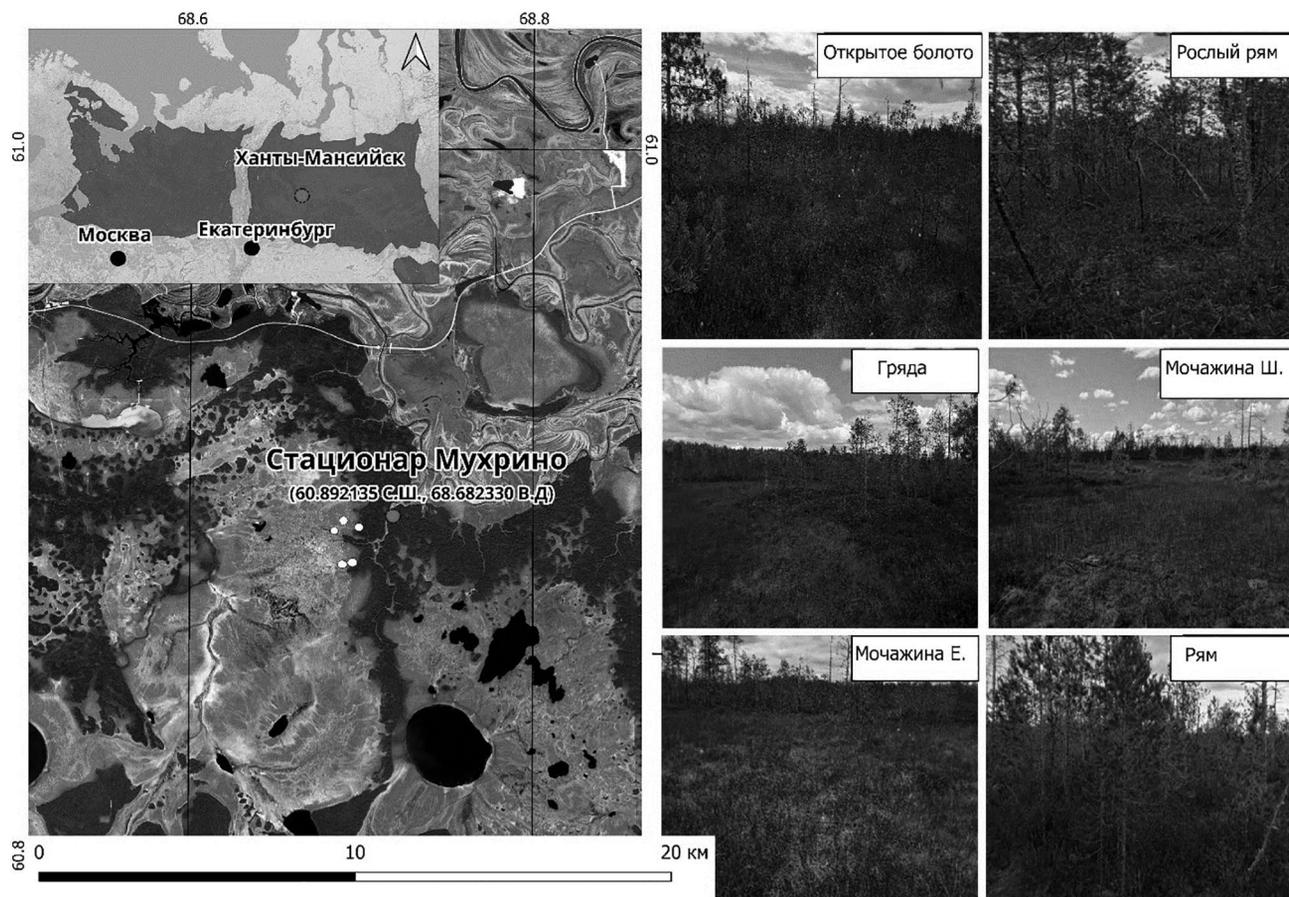


Рис. 1. Местоположение объектов проведения исследований: на врезке слева показана бореальная зона [41], справа – фотографии изученных биотопов.

активной регрессивной эрозии, сформированной несколькими истоками р. Мухрина [28].

Объектами исследования были выбраны типичные для средней тайги Западной Сибири болотные биотопы (после цифры следует название участка, далее – описание биотопа).

1. Открытое болото: сфагновое болото с редкими низкими соснами с *Pinus sylvestris*, *Chamaedaphne calyculata*, *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum angustifolium* и *Sph. divinum*. Ярус карликовой сосны очень разрежен или местами отсутствует. Такие болотные типы встречаются на границе между олиготрофным верховым болотом и минеральными возвышенностями. Эта переходная зона обычно имеет ширину от 100 до 200 м и редко бывает шире. Данные типы болот также могут развиваться в переходной (пограничной) зоне между верховыми болотами и минератрофными топами.

2. Рослый рям: облесенное сосново-кустарничково-сфагновое болото характеризуется хорошо выраженным древесным ярусом из сосны *Pinus sylvestris* (высотой 6–10 м), с густым кустарничковым ярусом из *Ledum palustris*, *Chamaedaphne calyculata*,

Vaccinium myrtillus, с преобладанием в напочвенном покрове *Sphagnum angustifolium* и *Sph. divinum*. Такие типы болот также встречаются в переходной зоне по окрайкам болотных массивов, постепенно сменяясь биотопами типичных рямов.

3. Грядово-мочажинные болотные комплексы. Этот тип болот является наиболее распространенным комплексом олиготрофных болот в Западной Сибири, который состоит из сосново-кустарничково-сфагновых гряд и сфагновых мочажин, в той или иной степени ориентированных поперек потока воды. Эти комплексы обычно расположены на очень слабо наклонных участках (уклон 0.0035–0.0040 км/км) земной поверхности. Конфигурация и расстояние между грядами и мочажинами связаны с уклоном поверхности торфяного болота, но в основном они имеют равную долю в комплексе. Микротопы гряд более сухие и расположены на 25–50 см выше, чем мочажины. В грядово-мочажинных комплексах были исследованы три наиболее распространенных в средней тайге Западной Сибири микротопа:

3а. Гряда: сфагновые гряды с *Pinus sylvestris*, *Ledum palustris*, *Chamaedaphne calyculata* и *Sphagnum fuscum*. Высота сосен обычно составляет 0.5–2.0 м при покрытии 3–10%.

3б. Мочажина Ш: мочажины, занятые *Scheuchzeria palustris*, моховой покров представлен *Sph. papillosum*, *Sph. jensenii*, *Sph. majus* и *Sph. lindbergii*

3с. Мочажина Е: мочажины, занятые *Eriophorum vaginatum*, в моховом ярусе доминирует *Sphagnum balticum*.

4. Рям: типичный рям с *Pinus sylvestris* (0.5–4 м высотой), *Ledum palustris*, *Chamaedaphne calyculata* и *Sphagnum fuscum*, омбротрофными карликовыми кустарниками и сфагновыми кочками, поросшими соснами. Этот тип болот очень распространен в Западной Сибири и охватывает большие однородные территории; также представлен в виде гряд в грядово-мочажинных болотных комплексах. Далее для характеристики биотопов использованы названия участков, приведенные без кавычек.

Метеорологические условия. Средние многолетние значения температуры воздуха и количества осадков за период с 1991 по 2022 гг., основанные на результатах измерений трех метеорологических станций: Ханты-Мансийск, Ивдель и Угут, показаны на рис. 2. Наиболее холодный месяц, с наименьшим среднемесячным значением температуры ($-19.2 \pm 4.4^\circ\text{C}$) – январь, а самый жаркий месяц, на который приходится пик вегетационной активности, с максимальной среднемесячной температурой $18.0 \pm 1.9^\circ\text{C}$ – июль. Средние температуры выше 5°C наблюдаются с мая по сентябрь, что

говорит о достаточно непродолжительном периоде вегетации. Годовое количество осадков сильно варьировало в отдельные годы в течение зимнего (ноябрь–февраль) и летнего (май–август) периодов: от 39 ± 6.8 до 24 ± 2.3 мм и от 54 ± 4.2 до 82 ± 4.5 мм соответственно. Наименьшее количество осадков приходится на февраль, а максимальное – на август. Средняя температура воздуха в мае 2022 г. составила $11.2 \pm 2.4^\circ\text{C}$, в июне – $13.6 \pm 2.3^\circ\text{C}$, в июле – $18.2 \pm 1.9^\circ\text{C}$, что с учетом стандартного отклонения совпадает со средними значениями многолетних наблюдений. В период проведения измерений сумма осадков в мае составила 69 ± 4.2 мм, в июне 57 ± 5.7 мм, что в среднем незначительно отличается от многолетних наблюдений. В июле сумма осадков составила катастрофически малые 6.0 мм, что в 11 раз меньше среднемесячного значения. Подобные anomalно засушливые месяцы периодически фиксируются на территории ХМАО: например, в июле 2013 г. на метеостанции Угут отмечено весьма незначительное количество осадков – 7.4 мм.

Медиана УБВ в течение сезона варьировала от 5 см в мочажине Ш до 45 см в ряме (IQR – Interquartile range) межквартальный размах 13 и 45 см соответственно. Медиана температуры поверхности почвы в разных типах биотопов изменялась от 17°C в ряме, до 20°C в мочажинах с доминированием *Eriophorum vaginatum* (табл. 1).

Почвенный покров. Изучаемые биотопы расположены в зоне почвообразующих пород различного генезиса, состава, свойств, служащих субстратом

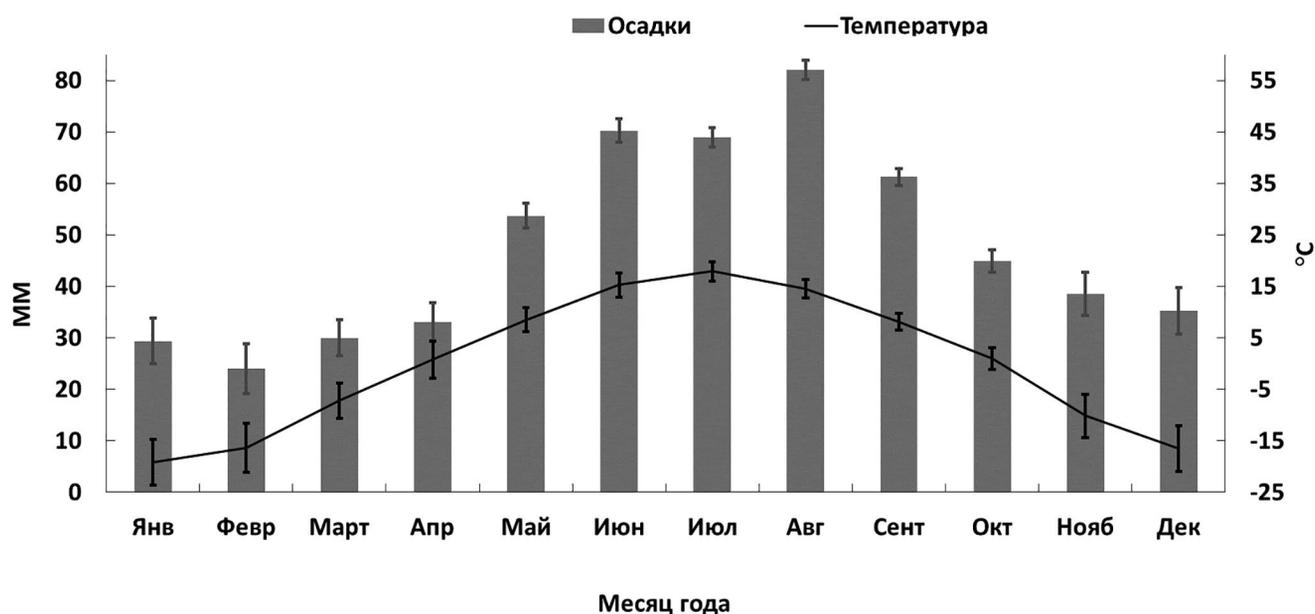


Рис. 2. Среднемесячные осадки и температура воздуха, усредненные на основе данных метеостанций (г. Ханты-Мансийск, Ивдель и Угут) за период с 1991 по 2022 г.

Таблица 1. Медианы потоков CO₂, УБВ и температуры почвы, рассчитанные на основе данных, полученных с мая по июль 2022 г.

Биотоп	R_{soil} , мг С/(м ² ч)	УБВ, см	T_0 , °С
Медиана/IQR/N/мин/макс (май, июнь, июль)			
Рослый рям	203/247/18/81/1316	38/50/18/20/70	18/2/18/9/16
Рям	107/132/18/73/309	45/45/18/21/72	17/0/18/4/16
Открытое болото	90/169/18/39/291	23/30/18/5/43	17/10/18/11/17
Гряды	66/30/17/28/242	30/15/17/20/45	18/10/17/7/19
Мочажина Е	51/99/18/21/186	12/23/18/–3/45	20/5/18/10/21
Мочажина Ш	24/70/18/8/150	5/13/18/0/13	18/10/18/18/22
Медиана/IQR/N/мин/макс (31 мая–1 июня)			
Рослый рям	98/15/6/81/121	20/0/6/20/20	18/0/6/18/18
Рям	84/7/6/76/103	21/0/6/21/21	17/0/6/17/17
Открытое болото	46/7/6/39/52	5/0/6/5/5	13/0/6/13/13
Гряды	65/38/6/43/122	30/0/6/30/30	11/0/6/11/11
Мочажина Е	23/3/6/21/28	–3/0/6/–3/–3	17/0/6/17/17
Мочажина Ш	20/3/6/8/24	0/0/6/0/0	15/0/6/15/15
Медиана/IQR/N/мин/макс (24–26 июня)			
Рослый рям	203/99/6/131/283	38/5/6/35/40	18/0/6/18/18
Рям	107/22/6/73/150	45/10/6/40/50	17/0/6/17/17
Открытое болото	131/157/6/1/5	30/10/6/25/35	17/0/6/17/17
Гряды	59/96/6/28/145	20/10/6/20/45	23/1/6/22/23
Мочажина Е	76/157/6/49/227	15/11/6/9/20	17/0/6/17/17
Мочажина Ш	20/9/6/15/28	5/0/6/5/5	20/1/6/21/25
Медиана/IQR/N/мин/макс (27–8 июля)			
Рослый рям	617/510/6/333/1316	70/0/6/70/70	19/0/6/19/19
Рям	226/48/6/216/309	69/5/6/65/72	0/0/0/0/0
Открытое болото	197/133/6/115/291	32/23/6/20/43	18/0/6/18/18
Гряды	130/128/6/63/242	45/0/6/45/45	18/1/6/18/19
Мочажина Е	123/94/6/72/186	30/30/6/15/45	–/–/–/–/–
Мочажина Ш	115/46/6/82/150	13/0/6/13/13	–/–/–/–/–

Примечание. IQR – межквартильный размах, N – общее количество измерений, мин – наименьшее значение измерений, макс – наибольшее значение измерений, УБВ – уровень болотных вод, T_0 – температура поверхности почвы.

для формирования различных типов растительности, типов и комплексов почв.

Согласно карте почвообразующих пород, изучаемая территория приурочена к области озерно-аллювиальных, озерных и аллювиальных отложений песчаного и супесчаного гранулометрического состава, а также органогенных торфяных верховых и переходных отложений (мощность торфяной залежи 2–3 м, местами более 3 м). Территория болотного массива Мухрино относится к подзоне светлоземов, подзолистых почв и подзолов средней тайги, Нижнеиртышской провинции глееземов, светлоземов, подзолов, подзолистых и торфяных болотных почв, и входит в состав двух округов: Приобского (аллювиально дерново-глеевых и иловато-торфяно-глеевых почв с участием аллювиальных оподзоленных почв) и Кондинского (торфяных верховых почв грядово-мочажинных, грядово-мочажинно-озерковых и сосново-сфагновых болот, подзолов иллювиально-гумусовых и подзолов глеевых песчаных на озерно-аллювиальных отложениях) [18, 43].

Торфяные верховые (олиготрофные) почвы Ов–ТО1–ТО2–ТО3–ТТ занимают плоские пространства, покрытые сосново-кустарничково-сфагновыми (*Sph. fuscum*) сообществами и грядово-мочажинными комплексами с чередованием олиготрофных шейхцериево-сфагновых мочажин и кустарничково (*Ledum palustre*, *Chamaedaphne calyculata*) сфагновых (*Sph. fuscum*) гряд. Данный тип почв характеризуется наличием олиготрофной торфяной толщи, залегающей под очесом мхов (мощность 10–70 см).

Торфяная залежь исследуемого участка представлена различными видами торфа. Наибольшую часть залежи составляют типичные малоразложившиеся верховые торфа, сложенные *Sphagnum balticum* и *Sphagnum fuscum* (степень разложения до 15%). Также представлен пушицевый торф со степенью разложения до 45%. Среднее значение содержания углерода для исследуемого торфа составляет $51 \pm 4\%$.

Камерный метод измерения потоков. Потоки диоксида углерода измеряли статическим камерным методом [39, 49] на шести типичных для средней тайги Западной Сибири участках болотных биотопов (открытое болото, рослый рям, гряда, мочажина Ш, мочажина Е, рям) поздней весной и летом 2022 г.: 31 мая–1 июня, 24–26 июня и 27–8 июля при помощи инфракрасного газоанализатора Li-850 (Li-COR Biogeosciences, США). Измерения проводили в дневное время, с 10 до 16 ч по местному времени. Камера, выполненная из оргстекла, с размером грани куба 0.4 м, имеет встроенный в верхней грани камеры вентилятор для перемешивания воздуха. Камеру устанавливали в желоб основания из нержавеющей стали аналогичного размера, заполненного отстоянной водой

(для обеспечения герметичности внутреннего пространства камеры во время измерений), которое врезали в почву на глубину 10–15 см. В каждом из шести биотопов устанавливали по две камеры (одну в понижении, другую на повышении), с целью охвата их естественной пространственной вариативности. Измерения выполняли в трехкратной временной повторности (между измерениями камера проветривалась не менее 1 мин), время экспозиции в рамках каждой повторности составляло 2–5 мин. Для затенения и во избежание избыточного нагрева камеры были укрыты чехлами из фольгированного пенопропилена и характеризовали эмиссию CO_2 в атмосферу, обусловленную гетеротрофным дыханием почвы и автотрофным дыханием подземных частей растений (надземные части растений были удалены).

Расчет удельных потоков CO_2 осуществляли в программном пакете MatLab (MathWorks, Inc., США) с использованием формулы:

$$\text{flux} = 2aPMb \frac{H}{(T + T_0)}$$

Оценку абсолютной погрешности рассчитанного потока выполняли по формуле:

$$\Delta \text{flux} = 2aPM \frac{1}{(T + T_0)} (\Delta bH + |b| \Delta H),$$

где f_{lux} – удельный поток диоксида углерода, $\text{мг С}/(\text{м}^2 \text{ч})$, $a = 0.12 \text{ мг моль К}/(\text{кг Дж млн}^{-1})$, P – общее давление газовой смеси (Па), M – молярная масса газа ($0.012 \text{ кг}/\text{моль}$ для выражения потока в $\text{мг С}/(\text{м}^2 \text{ч})$, b – скорость изменения концентрации газа в атмосфере камеры ($\text{млн}^{-1}/\text{ч}$; рассчитан как тангенс угла наклона прямой роста концентрации в камере на основе метода наименьших квадратов с весами, функция fitlm, MatLab), H – высота камеры (м), T – температура в камере в конце измерения (К), T_0 – температура в камере в начале измерения (К), Δb – погрешность определения параметра b ($\text{млн}^{-1}/\text{ч}$), ΔH – погрешность определения высоты камеры (м; принята равной 0.05 м – что обусловлено, главным образом, неточностью оценки высоты установки камеры из-за неровностей поверхности).

Методы отбора фитомассы. Отбор фитомассы травяно-мохового (-кустарничкового, при наличии) яруса осуществляли в каждом биотопе после измерения потоков диоксида углерода непосредственно на участке установки камер (в двукратной пространственной повторности) 31 мая–1 июня, 24–26 июня и 27–8 июля. На исследуемых участках проводили геоботанические описания травяно-кустарничкового и мохового ярусов с измерением высот растений, определением проективного покрытия, фенофазы и жизненности.

Надземную фитомассу отбирали методом укосов с площади $40 \times 40 \text{ см}$. Подземную фитомассу

отбирали методом монолитов размером 10×10 см, на глубинах 5–15 и 15–25 см. В лабораторных условиях образцы разделяли на следующие фракции:

1) надземная фитомасса – высшие растения (с разделением по видам), зеленые части мхов (с разделением на зеленые и сфагновые), опад и ветошь;

2) подземная фитомасса – живой очес сфагновых и зеленых мхов с глубины 0–5 см, живые корни и побеги, мертвые корни и побеги, иная морт-масса и неразложенный торф. Выбранные фракции надземной и подземной фитомассы высушивали до получения постоянного сухого веса в лабораторном сушильном шкафу при температуре 75–80°C.

Экологические факторы. Одновременно с измерениями потоков диоксида углерода (или сразу после этих измерений) регистрировали следующие экологические факторы: уровень болотных вод (УБВ, см), удельную электропроводность (ЕС, мк См/см), кислотность (рН) болотных вод и температуру почвы (на глубине 0 и 15 см, °C)

Кроме того, с мая по сентябрь в мочажине Ш и ряме производили долговременный мониторинг УБВ с 30-минутным шагом измерения при помощи автономного датчика Hobo – Rain Gauge RG3-M (Hobo, США).

Математическое моделирование. Для того, чтобы оценить связь дыхания почвы (R_s , мг С/(м² ч)) с УБВ использовали следующую регрессионную модель:

$$R_s = \alpha_1 \exp(\alpha_2 \text{УБВ}),$$

где УБВ (см) – уровень стояния болотных вод (0 соответствует поверхности, положительное направление – вглубь почвы, следовательно, если вода стоит выше поверхности, то УБВ < 0); α_1 (мг С/(м² ч)) – дыхание почвы при нулевом УБВ; α_2 (см⁻¹) – относительный коэффициент чувствительности почвенного дыхания к изменению уровня стояния воды.

Поскольку измерения не были равноточными, значения параметров модели искали методом наименьших квадратов с весами (обратно пропорциональными дисперсиям измерений) на основе данных, полученных для всех биотопов. Получены следующие значения: $\alpha_1 = (42.0 \pm 0.5)$ мг С/(м² ч); $\alpha_2 = (3.03 \pm 0.04) \times 10^{-2}$ см⁻¹. Стандартные отклонения для параметров моделей получены методом статистического моделирования, как описано в [31]: по экспериментальным данным и их дисперсиям генерировалось множество наборов (N) псевдоэкспериментальных данных; для каждого набора решалась задача идентификации параметров и, таким образом, для каждого параметра получался ряд, содержащий N значений; по полученным рядам вычисляли стандартные отклонения; в этом

алгоритме N задавалось в соответствии с указаниями [4]: $N = (N_p + 1)N_e$, где N_p – количество идентифицируемых параметров модели, N_e – количество экспериментальных измерений зависимой переменной.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Дыхание почвы и его сезонная динамика. Наименьшая медиана почвенного дыхания (R_{soil}) наблюдалась в мочажинах с доминированием *Scheuchzeria palustris* – 24 мг С/(м² ч) (IQR = 70 мг С/(м² ч)) и *Eriophorum vaginatum* – 51 мг С/(м² ч) (IQR = 99 мг С/(м² ч)), наибольшая – в рослом ряме 203 мг С/(м² ч) (IQR = 247 мг С/(м² ч)) (табл. 1). Медиана почвенного дыхания падала в ряду: рослый рям, рям, открытое болото, гряда, мочажина Е, мочажина Ш (203, 107, 90, 66, 51, 24 мг С/(м² ч)); медиана УБВ в этом же ряду, вероятно, возростала (коэффициент детерминации линейной регрессии между медианой почвенного дыхания и УБВ составил 0.54 при $p = 0.1$ $F = 0.09$). Подчеркнем, что исключением из этого правила стали два участка: рослый рям и открытое болото, где интенсивность R_{soil} была выше, несмотря на большее увлажнение в сравнении с участками рям и гряда соответственно. Предположительно, на рост величины R_{soil} также повлияло более активное корневое и микробное дыхание, ассоциированное с плотной структурой пушицевых кочек, в значительной степени формирующих микрорельеф участка: масса живых и мертвых корней здесь была наибольшей среди других биотопов и составила 2203 и 3313 г/м² соответственно. Прямая связь массы живых и мертвых корней с величиной составляющих R_{soil} компонентов (автотрофное дыхание растений и гетеротрофное дыхание микроорганизмов) показана ранее [11, 15].

Результаты математического моделирования почвенного дыхания в течение сезона (с июня по август), основанного на зависимости R_{soil} от УБВ, представлены на рис. 3. Наименьшее кумулятивное почвенное дыхание отмечено на наиболее увлажненных участках мочажина Ш и мочажина Е, наибольшее – на участках рям и рослый рям.

Почвенное дыхание росло в течение сезона во всех биотопах с июня по август по мере падения УБВ: в большей степени на участках рям, рослый рям и открытое болото. Гряда, мочажина Ш и мочажина Е характеризовались более стабильными условиями увлажнения и, соответственно, практически линейным изменением кумулятивной кривой дыхания почвы в течение сезона. Вероятно, близость к окраинным участкам болотного массива (где расположены рям, рослый рям и открытое болото) в условиях недостатка атмосферных осадков

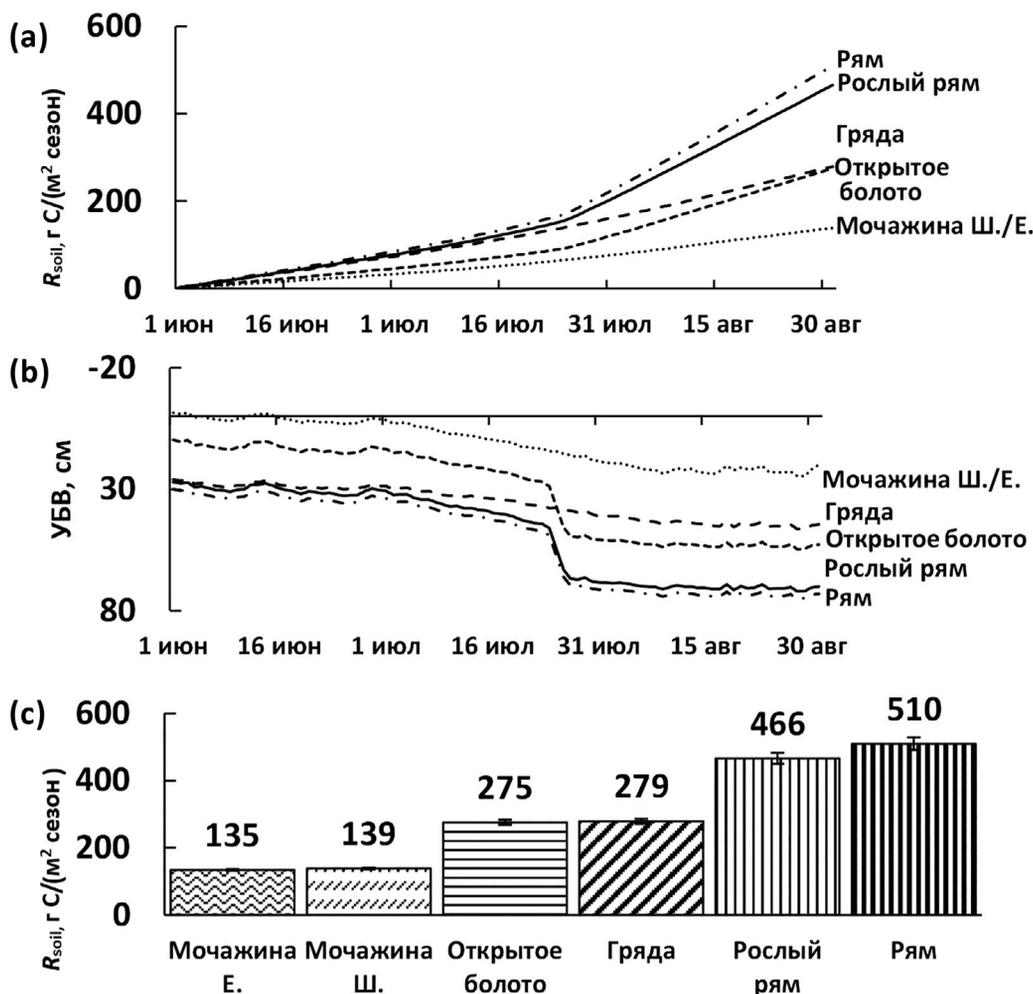


Рис. 3. Результаты моделирования почвенного дыхания на основе зависимости от уровня болотных вод: а – суммарное почвенное дыхание ($R_{soil(к\text{ум})}$), за период с июня по август 2022 г.; б – уровень болотных вод за этот же период; в – столбчатая диаграмма суммарного почвенного дыхания в шести биотопах.

обуславливает более резкое снижение УБВ, чем в его центральных частях.

Сумма смоделированных за июнь, июль и август 2022 г. величин почвенного дыхания оказалась несколько большей по сравнению с литературными данными (табл. 2). Например, участки мочажин на олиготрофных болотах характеризуются $R_{soil(к\text{ум})}$ в диапазоне от 36 до 116 $g\ C/(m^2\ season)$, гряд – от 58 до 240 [23, 27, 48]. Таким образом, полученные данные в грядово-мочажинном комплексе соответствуют верхней границе имеющихся оценок. С другой стороны, в отдельных случаях [6] наблюдались сопоставимые и даже существенно большие величины почвенного дыхания (обратим внимание, что они относятся к территории южной тайги европейской части России, отличающейся по своим климатическим характеристикам от средней тайги Западной Сибири): до 978–1062 на кочках и 822–1000 на грядах. Необходимо отметить, что

в [6] приведены годовые суммы почвенного дыхания; кроме того, рассчитан вклад летнего периода в годовую эмиссию, который составляет 48–62%. Следовательно, столь высокие значения из работы [6] при сравнении с полученными результатами должны быть уменьшены примерно вдвое – но даже при этом они почти вдвое выше, чем R_{soil} на участках открытого болота и гряды.

В настоящей работе обнаружили зависимость дыхания почвы от УБВ, однако расчет, выполненный для отдельно взятого года, отражает специфические метеорологические условия. Как отмечено выше, в июле 2022 г. установилась жаркая и лишенная осадков погода (в июле выпало всего 6 мм осадков при характерном среднегодовом значении 69 мм). Это привело к понижению УБВ до нетипичных значений, что безусловно сказалось на интенсивности процесса почвенного дыхания.

Таблица 2. Дыхание почвы в болотных экосистемах согласно литературным данным

Экосистема	Элемент микроландшафта или тип биотопа	Географическое положение	Дыхание почвы, г С/(м ² сезон)	Ссылка
Олиготрофное болото	Кочка	Онтарио, Канада	101–108	[23]
	Мочажина		36–62	
	Кочка	Альберта, Канада	58–73	[48]
	Мочажина		45–58	
	Кочка		66–109	
	Мочажина		99–116	
	N/A	Южная Финляндия	436–513 ¹	[51]
	N/A	Северная Англия	144–190 ²	[34]
	Мочажина	ХМАО, Россия (Мухрино)	108 ^{3,7}	[57]
	Гряда		210–240 ³	[28]
Мочажина	80–110 ³			
Гряда	Тверская область, Россия	194–242 ⁵	[6]	
Мочажина		632–766 ⁵		
Кочка		978–1062 ⁵		
Межкочие		822–1000 ⁵		
Понижение		90–370		
Заболоченный лес	Повышение	290–880	[30]	
	N/A	66–954 ³	[44]	
	Березовый лес с периодическим переувлажнением	Томская область, Россия	824 ⁶	[29]
Березово-сосновый лес на границе с болотом типа “рям”	740 ⁶			
Олиготрофное болото	Мочажина Е	ХМАО, Россия (Мухрино)	135 ± 2.3	Настоящая работа
	Мочажина Ш		139 ± 2.4	
	Открытое болото		275 ± 7.8	
	Гряда		279 ± 7.5	
	Рослый рям		466 ± 16.4	
	Рям		510 ± 18.5	

Примечание. ¹ г С/(м² год); ² рассчитано на основе потока 65–86 мг С/(м² ч) для периода с 1 июня по 31 августа; ³ представленный поток характеризует дыхание экосистемы (R_{eco}); ⁴ рассчитано на основе потока 30–432 мг С/(м² ч) для периода с 1 июня по 31 августа; ⁵ представленный поток характеризует дыхание экосистемы (R_{eco}) за год; ⁶ рассчитано на основе среднего арифметического измеренных удельных потоков для периода с 1 июня по 31 августа (представленный поток характеризует дыхание почвы и травяно-мохового яруса); представлен суммарный поток с 1 июня по 30 сентября.

Согласно использованной модели экспоненциальной зависимости R_{soil} от УБВ, увеличение аэрируемой зоны над УБВ приводит к интенсификации процессов дыхания и росту наблюдаемой эмиссии.

Подобные закономерности отмечены ранее для экосистем заболоченных лесов [30]: даже короткие периоды (до 2 недель) засух были способны привести к росту суммарного за сезон дыхания почвы на 9–45% для дренированных и увлажненных участков соответственно. Аналогичные результаты описаны в работе [25] для олиготрофных мочажин: снижение УБВ на 10 см приводило к росту эмиссии диоксида углерода примерно на 30%; в кочках зависимость была несколько иной: по мере снижения УБВ дыхание почвы сначала росло, а затем, при дальнейшем снижении, наоборот уменьшалось. Это весьма закономерно, так как следует закону оптимума и формализовано в виде простых зависимостей в других работах [21, 56].

Для того, чтобы оценить прирост дыхания почвы, который мог быть обусловлен снижением УБВ вследствие формирования засушливого периода в 2022 г., рассчитали сезонную динамику почвенного дыхания, основанную на мониторинге УБВ в 2021 г. Кумулятивное $R_{soil(кум)}$ за сезон 2021 г. оказалась ниже на 29, 31, 54, 27, 54 и 54% для ряда: мочажина Е., мочажина Ш., открытое болото, гряды, рослый рям и рям (результаты моделирования представлены на (рис. 4). Безусловно, использование экспоненциальной зависимости могло привести к завышению оценки R_{soil} в 2022 г., и таким образом переоценить влияние засушливых периодов; однако это позволяет оценить тенденцию влияния данного фактора.

Математическое моделирование суммарного за сезон 2021 г. дыхания почвы продемонстрировало результаты, в большей степени соответствующие литературным данным. Это иллюстрирует

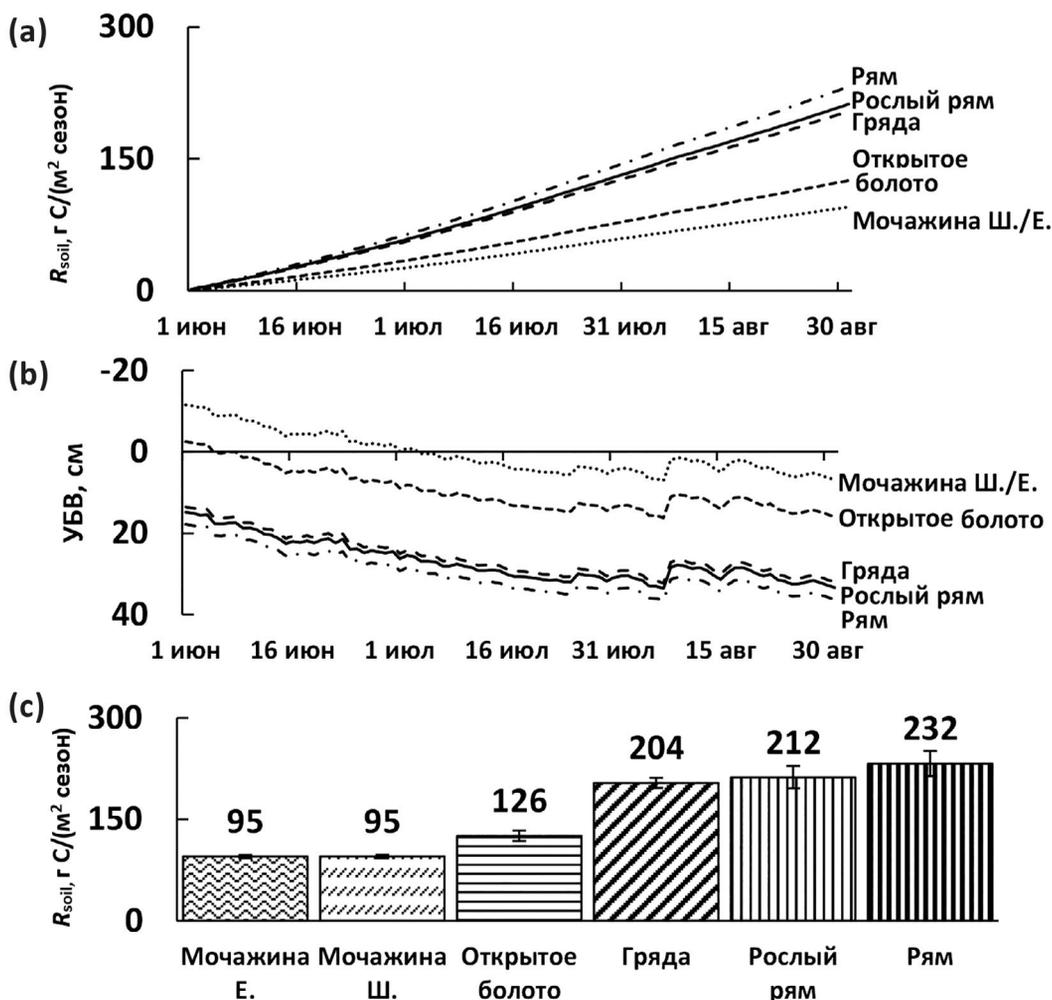


Рис. 4. Результаты моделирования почвенного дыхания на основе зависимости от уровня болотных вод: а – суммарное почвенное дыхание ($R_{soil(кум)}$), за период с июня по август 2021 г.; б – уровень болотных вод за этот же период; в – столбчатая диаграмма суммарного почвенного дыхания в шести биотопах.

необходимость проведения многолетних наблюдений в пространственно-различных экосистемах для получения адекватной оценки функционирования болотных экосистем как стоков или источников углерода.

Увеличение частоты неблагоприятных погодных явлений, в том числе засух, по некоторым оценкам являющееся следствием климатических изменений, будет способствовать изменению углеродного баланса суши, важную роль в котором может сыграть высвобождение углерода, запасенного болотами в последние тысячелетия, путем окисления органического вещества торфяной залежи. Дальнейшая работа будет направлена на накопление данных о динамике R_{soil} в рассмотренных типах болотных биотопах и учете других компонентов обмена диоксида углерода для последующей параметризации более сложных моделей, учитывающих природную изменчивость условий и отклик биологических процессов на них.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе данных полевых измерений была параметризована регрессионная модель, позволяющая оценить связь R_{soil} и УБВ. Отмечено, что почвенное дыхание зависит от УБВ не только в пространственном масштабе (примером служат изученные биотопы), но и во временном, что в значительной степени зависит от количества осадков. В сезоны, характеризующиеся наличием засушливых периодов, кумулятивное дыхание может увеличиться в 1.5–2 раза по сравнению со среднегодовыми условиями увлажнения.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Выражаем признательность А.А. Дмитриченко и В.А. Бодаш и всем инженерно-техническим работникам, которые обеспечивали логистику на лодках до ПС Мухрино, Е.А. Дюкареву за поддержку процесса измерений при помощи газоанализатора LI-850 и предоставление информации о развитии ПС Мухрино, А.Р. Ниязову за логистическую поддержку, Арине Биколовой за полевые работы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации по организации молодежной лаборатории в Югорском государственном университете (НИР 1022031100003-5-1.5.1) в рамках реализации национального проекта “Наука и университеты”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов. Спонсоры не играли никакой роли в разработке исследования; в сборе, анализе или интерпретации данных; в написании рукописи или в решении опубликовать результаты.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алферов А.М., Блинов В.Г., Гитарский М.Л., Грабар В.А., Замолодчиков Д.Г., Зинченко А.В., Иванова Н.П. и др. Мониторинг потоков парниковых газов в природных экосистемах. Саратов: Амирит, 2017. 279 с.
2. Бирюкова О.Н., Орлов Д.С. Запасы углерода органических соединений в почвах Российской Федерации // Почвоведение. 1995. № 1. С. 21–32.
3. Ваганов Е.А., Ведрова Э.Ф., Верховец С.В., Ефремов С.П., Ефремова Т.Т., Круглов В.Б., Шибистова О.Б. Леса и болота Сибири в глобальном цикле углерода // Сибирский экологический журнал. 2005. Т. 12. № 4. С. 631–649.
4. Варфоломеев С.Д., Гуревич К.Г. Биокинетика: Практический курс. М.: ФАИР-ПРЕСС, 1999. 720 с.
5. Вомперский С.Э. Роль болот в круговороте углерода // Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. XI Биогеоэкологические особенности болот и их рациональное использование. М.: Наука, 1994. 37 с.
6. Вомперский С.Э., Сиринов А.А., Сальников А.А., Цыганова О.П., Валяева Н.А. Облесенность болот и заболоченных земель России // Лесоведение. 2011. № 5. С. 3–11.
7. Вомперский С.Э., Сиринов А.А., Цыганова О.П., Валяева Н.А., Майков Д.А. Болота и заболоченные земли России: попытка анализа пространственного распределения и разнообразия // Известия РАН. Сер. Географическая. 2005. № 5. С. 39–50.
8. Глухова Т.В., Вомперский С.Э., Ковалев А.Г. Эмиссия CO_2 с поверхности олиготрофных болот южно-таежной зоны европейской территории России с учетом микрорельефа // Почвоведение. 2014. № 1. С. 48–57.
9. Головацкая Е.А., Дюкарев Е.А. Влияние факторов среды на эмиссию CO_2 с поверхности олиготрофных торфяных почв Западной Сибири // Почвоведение. 2012. № 6. С. 658–667.
10. Головацкая Е.А., Дюкарев Е.А., Веретенникова Е.Э., Никонова Л.Г., Смирнов С.В. Оценка динамики баланса углерода в болотах южнотаежной подзоны Западной Сибири (Томская область) // Почвы и окружающая среда. 2022. Т. 5. № 4. С. 194–212.
11. Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Бобрик А.А., Тимофеева М.В., Сефилян А.Р. Оценка вклада корневого и микробного дыхания в общий поток CO_2 из торфяных почв и подзолов севера

- Западной Сибири методом интеграции компонентов // Почвоведение. 2019. № 2. С. 234–245. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19020059>
12. Ефремов С.П., Ефремова Т.Т., Мелентьева Н.В. Запасы углерода в экосистемах болот // Углерод в экосистемах лесов и болот России. Красноярск: ВЦ СО РАН, 1994. С. 128–139.
 13. Заварзин Г.А. Цикл углерода в природных экосистемах России // Природа. 1994. № 7. С. 15–18.
 14. Земцов А.А. Болота Западной Сибири – их роль в биосфере. Томск: ТГУ, СибНИИТ, 2000. 72 с.
 15. Икконен Е.Н. Интенсивность дыхания корней *Eriophorum vaginatum* (Cyperaceae) // Ботанический журнал. 2007. Т. 92. № 4. С. 524–531.
 16. Лавров С.А., Курбатова Ю.А. Математическое моделирование тепловлагообмена и потоков CO₂ на поверхности верхового болота // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2005. Т. 41. № 5. С. 63–645.
 17. Молчанов А.Г., Ольчев А.В. Модель газообмена CO₂ сфагнового верхового болота // Компьютерные исследования и моделирование. 2016. Т. 8. № 2. С. 369–377. <https://doi.org/10.20537/2076-7633-2016-8-2-369-377>
 18. Национальный атлас почв Российской Федерации / Под ред. Шобы С.А. М.: Астрель, 2011. 632 с.
 19. Ольчев А.В., Курбатова Ю.А., Варлагин А.В., Выгодкая Н.Н. Модельный подход для описания переноса CO₂ между лесными экосистемами и атмосферой // Лесоведение. 2008. № 3. С. 3–13.
 20. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России М.: Наука, 2007. 315 с.
 21. Соколов А.В., Мамкин В.В., Авилов В.К., Тарасов Д.Л., Курбатова Ю.А., Ольчев А.В. Применение метода сбалансированной идентификации для заполнения пропусков в рядах наблюдений за потоками CO₂ на сфагновом верховом болоте // Компьютерные исследования и моделирование. 2019. Т. 11. № 1. С. 153–171. <https://doi.org/10.20537/2076-7633-2019-11-1-153-171>
 22. Amaral J.A., Knowles R. Methane metabolism in a temperate swamp // Appl. Environ. Microbiol. 1994. V. 60. № 11. P. 3945–3951. <https://doi.org/10.1128/aem.60.11.3945-3951.1994>
 23. Alekseychik P., Mammarella I., Karpov D., Dengel S., Terentieva I., Sabrekov A., Glagolev M., Lapshina E. Net ecosystem exchange and energy fluxes measured with the eddy covariance technique in a western Siberian bog // Atmospheric Chem. Phys. 2017. V. 17. № 15. P. 9333–9345. <https://doi.org/10.5194/acp-17-9333-2017>
 24. Chimner R.A., Cooper D.J. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study // Soil Biol. Biochem. 2003. V. 35. № 3. P. 345–351. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00284-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00284-5)
 25. Crow S.E., Wieder R.K. Sources of CO₂ emission from a northern peatland: root respiration, exudation, and decomposition // Ecology. 2005. V. 86. № 7. P. 1825–1834. <https://doi.org/10.1890/04-1575>
 26. Davydov D.K., Dyachkova A.V., Simonenkov D.V., Fononov A.V., Maksutov S.S. Application of the automated chamber method for longterm measurements CO₂ and CH₄ fluxes from wetland ecosystems of the West Siberia // Environmental Dynamics and Global Climate Change. 2021. V. 12. № 1. P. 5–14. <https://doi.org/10.17816/edgcc48700>
 27. Dimitrov D.D., Grant R.F., Laflour P.M., Humphreys E.R. Modeling the effects of hydrology on ecosystem respiration at Mer Bleue bog // J. Geophys. Research: Biogeosciences. 2010. V. 115. № G4. P. G04043. <https://doi.org/10.1029/2010JG001312>
 28. Dyukarev E., Zarov E., Alekseychik P., Nijp J., Filippova N., Mammarella I., Filippov I., Bleuten W., Khoro-shavin V., Ganasevich G., Meshcheryakova A., Vesala T., Lapshina E. The Multiscale Monitoring of Peatland Ecosystem Carbon Cycling in the Middle Taiga Zone of Western Siberia: The Mukhrino Bog Case Study // Land. 2021. V. 10. № 8. P. 824. <https://doi.org/10.3390/land10080824>
 29. Dyukarev E., Filippova N., Karpov D., Shnyrev N., Zarov E., Filippov I., Voropay N., Avilov V., Artamonov A., Lapshina E. Hydrometeorological dataset of West Siberian boreal peatland: A 10-year records from the Mukhrino field station // Earth System Science Data. 2021. V. 13. № 6. P. 2595–2605. <https://doi.org/10.5194/essd-13-2595-2021>
 30. Glagolev M.V., Ilyasov D.V., Terentieva I.E., Sabrekov A.F., Mochenov S.Yu., Maksutov S.S. Methane and carbon dioxide fluxes in the waterlogged forests of south and middle taiga of Western Siberia // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2018. V. 138. P. 012005. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/138/1/012005>
 31. Glagolev M.V., Sabrekov A.F. On several ill-posed and ill-conditioned mathematical problems of soil physics // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2019. V. 368. P. 012011. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012011>
 32. Glagolev M.V., Sabrekov A.F., Kleptsova I.E., Filippov I.V., Lapshina E.D., Machida T., Maksyutov Sh.Sh. Methane Emission from Bogs in the Subtaiga of Western Siberia: The Development of Standard Model // Eurasian Soil Science. 2012. V. 45. № 10. P. 947–957. <https://doi.org/10.1134/S106422931210002X>
 33. Glukhova T.V., Ilyasov D.V., Vompersky S.E., Golovchenko A.V., Manucharova N.A., Stepanov A. L. Soil respiration in alder swamp (*Alnus glutinosa*) in southern taiga of European Russia depending on microrelief // Forests. 2021. V. 12. № 4. P. 496. <https://doi.org/10.3390/f12040496>
 34. Gorham E. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming //

- Ecological Applications. 1991. V. 1. № 2. P. 182–195. <https://doi.org/10.2307/1941811>
35. Goulden M.L., Munger J.W., Fan S.M., Daube B.C., Wofsy S.C. Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: methods and a critical evaluation of accuracy // *Global change biology*. 1996. V. 2. № 3. P. 169–182. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1996.tb00070.x>
 36. Hamilton J.G., DeLucia E.H., Naidu S.L., Finzi A.C., Schlesinger W.H. Forest carbon balance under elevated CO₂ // *Oecologia*. 2002. V. 131. P. 250–260. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0884-x>
 37. Harriss R.C., Sebacher D.I. Methane flux in forested freshwater swamps of the southeastern United States // *Geophys. Research Lett.* 1981. V. 8. № 9. P. 1002–1004. <https://doi.org/10.1029/GL008i009p01002>
 38. Heinemeyer A., Di Bene C., Lloyd A.R., Tortorella D., Baxter R., Huntley B. et al. Soil respiration: Implications of the plant–soil continuum and respiration chamber collar–insertion depth on measurement and modelling of soil CO₂ efflux rates in three ecosystems // *Eur. J. Soil Sci.* 2011. V. 62. № 1. P. 82–94.
 39. Hutchinson G.L., Mosier A.R. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1981. V. 45. P. 311–316.
 40. Ilyasov D.V., Meshcheryakova A.V., Glagolev M.V., Kupriianova I.V., Kaverin A.A., Sabrekov A.F., Lapshina E.D. Field-Layer Vegetation and Water Table Level as a Proxy of CO₂ Exchange in the West Siberian Boreal Bog // *Land*. 2023. V. 12. № 3. P. 566. <https://doi.org/10.3390/land12030566>
 41. IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2022. 3056 p. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>.
 42. Ivanov K.E., Novikov S. Mires of Western Siberia, Their Structure and Hydrological Regime. Hydrometeoizdat, Leningrad. 1976. 448 p.
 43. Kupriianova I.V., Kaverin A.A., Filippov I.V., Ilyasov D.V., Lapshina E.D., Logunova E.V., Kulyabin M.F. The main physical and geographical characteristics of the Mukhrino field station area and its surroundings // *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 2022. V. 13. № 4. P. 215–252. <https://doi.org/10.18822/edgcc240049>
 44. Kurbatova J., Tatarinov F., Molchanov A., Varlagin A. Partitioning of ecosystem respiration in a paludified shallow-peat spruce forest in the southern taiga of European Russia // *Environ. Res. Lett.* 2013. V. 8. № 4. P. 045028. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/045028>
 45. Lavigne M.B., Ryan M.G., Anderson L. Comparing nocturnal eddy covariance measurements to estimates of ecosystem respiration made by sealing chamber measurements // *J. Geophys. Research Atmospheres*. 1997. V. 102. № D24. P. 28977–28985. <https://doi.org/10.1029/97JD01173>
 46. Law B.E., Ryan M.G., Anthoni P.M. Seasonal and annual respiration of a ponderosa pine ecosystem // *Global Change Biology*. 1999. V. 5. P. 169–182. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00214.x>
 47. Moore T.R., Knowles R. Methane emissions from fen, bog and swamp peatlands in Quebec // *Biogeochemistry*. 1990. V. 11. № 1. P. 45–61. <https://doi.org/10.1007/BF00000851>
 48. Munir T.M., Khadka B., Xu B., Strack M. Partitioning forest-floor respiration into source based emissions in a boreal forested bog: Responses to experimental drought // *Forests*. 2017. V. 8. № 3. P. 75. <https://doi.org/10.3390/f8030075>
 49. Nozhevnikova A., Glagolev M., Nekrasova V., Einola J., Sormunen K., Rintala J. The analysis of methods for measurement of methane oxidation in landfills // *Water Sci. Technol.* 2003. V. 48. № 4. P. 45–52.
 50. Ojanen P., Minkkinen K., Lohila A., Badorek T., Penttilä T. Chamber measured soil respiration: A useful tool for estimating the carbon balance of peatland forest soils? // *Forest Ecology and Management*. 2012. V. 277. P. 132–140.
 51. Titlyanova A.A., Bulavko G.I., Kudryashova S.Ya., Naumov A.V., Smirnov V.V., Tanasienko A.A. The Reserves and Losses of Organic Carbon in the Soils of Siberia // *Eurasian Soil Science*. 1998. V. 31. № 1. P. 45–53.
 52. Wang K.Y., Kellomaki S., Zha T.S., Peltola H. Component carbon fluxes and their contribution to ecosystem carbon exchange in a pine forest: an assessment based on eddy covariance measurements and an integrated model // *Tree Physiology*. 2004. V. 24. № 1. P. 19–34. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.1.19>
 53. Yurova A., Wolf A., Sagerfors J., Nilsson M. Variations in net ecosystem exchange of carbon dioxide in a boreal mire: Modeling mechanisms linked to water table position // *J. Geophysical Res.* 2007. V. 112. P. G02025. <https://doi.org/10.1029/2006JG000342>
 54. Zarov E.A., Jacotot A., Kulik A.A., Gogo S.S., Lapshina E.D., Dyukarev E.A. The carbon dioxide fluxes at the open-top chambers experiment on the ombrotrophic bog (Mukhrino field station) // *Environmental Dynamics and Global Climate Change*. 2022. V. 13. № 4. P. 194–201. <https://doi.org/10.18822/edgcc168830>

Soil Respiration Under a Short–Term Drought on the Example of Typical West Siberian Bogs (Middle Taiga)

A. V. Niyazova^{1,*} (<https://orcid.org/0000-0002-8480-9557>), D. V. Ilyasov¹,
M. V. Glagolev^{1,2,3}, I. V. Kupriianova¹, A. A. Kaverin¹, A. F. Sabrekov¹,
T. A. Novikova¹, A. V. Kaverina¹, I. V. Filippov¹, and E. D. Lapshina¹

¹*Yugra State University, Khanty-Mansiysk, 628012 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³*Institute of Forest Science, Russian Academy of Sciences, Uspenskoye, Moscow Region, 143030 Russia*

*e-mail: a_meshcheryakova@ugrasu.ru

Cumulative (June–August) soil respiration ($R_{\text{soil(cum)}}$), obtained based on field measurements and mathematical modeling, increased from wet areas of the oligotrophic bog to drained ones – “Hollow E.”, “Hollow Sh.” (hollows, dominated by *Eriophorum vaginatum* and *Scheuchzeria palustris*, respectively), “Open bog” (sphagnum bog with sparse low pine trees), “Ridge” (oligotrophic ridges covered with low pine trees), “Tall ryam” and “Ryam” (forested pine-shrub-sphagnum bog): 135 ± 2.3 , 139 ± 2.4 , 275 ± 7.8 , 279 ± 7.5 , 466 ± 16.4 , 510 ± 18.5 g C/ (m² season), respectively (mean \pm std). An important factor of seasonal and annual variability of R_{soil} was the water table level (WTL): the extremely low amount of precipitation (6 mm) that fell in July 2022 led to a sharp drop of WTL in August, an increase of the aerated soil zone. As result, total $R_{\text{soil(cum)}}$ over the summer in the studied biotopes increases by 29–54% compared to the same period in 2021. At the same time, the most intensive growth of R_{soil} during the drop of the WTL was on the edge of the bog (“Tall ryam”, “Ryam” and “Open Bog”), in contrast to its central area.

Keywords: Mukhrino field station, CO₂ flux, static chamber method, mathematical modeling, bog ecosystems

МИКРОБИОМ СУПРАГЛЯЦИАЛЬНЫХ СИСТЕМ НА ЛЕДНИКАХ АЛЬДЕГОНДА И БЕРТЕЛЬ (О. ЗАПАДНЫЙ ШПИЦБЕРГЕН)

© 2024 г. Д. А. Никитин^{a, b, *} (<http://orcid.org/0000-0002-8533-6536>), Л. В. Лысак^c,
Э. П. Зазовская^{b, d}, Н. С. Мергелов^b, С. В. Горячкин^b

^aПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7 стр. 2, Москва, 119017 Россия

^bИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, стр. 4, Москва, 119017 Россия

^cМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, стр.12, Москва, 119991 Россия

^dЦентр прикладных изотопных исследований, Университет штата Джорджия-Атенс,
Ривербенд роэд, 120, Атенс, GA3060 США

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Поступила в редакцию 18.07.2023 г.

После доработки 30.10.2023 г.

Принята к публикации 31.10.2023 г.

Изучена микробная биомасса, разнообразие культивируемых бактерий и микромицетов, а также численность функциональных генов цикла азота в супрагляциальных системах ледников Альдегонда и Бертель. Биомасса микроорганизмов варьировала от 2.54 до 722 мкг/г субстрата. Впервые показано, что большая часть (78.7–99.8%) микробной биомассы супрагляциальных объектов представлена грибами, а не прокариотами. Основную часть (от 70 до 90%) биомассы грибов составлял мицелий, длина которого изменялась от 6.70 до 537.51 м/г субстрата. Численность прокариот варьировала от 2.4×10^8 до 1.95×10^9 кл./г субстрата. Длина мицелия актиномицетов изменялась от 2.6 до 62.61 м/г субстрата. Численность культивируемых бактерий и актиномицетов варьировала от 3.3×10^4 до 1.2×10^6 КОЕ/г субстрата, а микромицетов — от 2.2×10^1 до 1.7×10^4 КОЕ/г субстрата. Доминировали бактерии родов *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus* и *Streptomyces*, а также микромицеты родов *Antarctomyces*, *Cadophora*, *Hyphozyma*, *Teberdinia*, *Thelebolus*. Микромицеты *Antarctomyces psychrotrophicus*, *Hyphozyma variabilis* и *Teberdinia hygrophila* обнаружены на Шпицбергене впервые. Численность генов *amoA* окисляющих аммоний бактерий варьировала от 5.33×10^6 до 4.86×10^9 ; генов азотфиксации *nifH* — от 9.89×10^7 до 9.81×10^{10} ; генов денитрификации *nirK* — от 4.82×10^7 до 3.34×10^{10} копий генов/г субстрата. Полученные результаты косвенно свидетельствуют о ведущей роли грибов в микробиоме супрагляциальных объектов Шпицбергена и значительном вкладе прокариот в эмиссию из них парниковых газов.

Ключевые слова: Высокая Арктика, биомасса микроорганизмов, численность КОЕ, микроскопические грибы, бактерии, актиномицеты, функциональные гены цикла азота

DOI: 10.31857/S0032180X24040048, **EDN:** WSPTSG

ВВЕДЕНИЕ

Высокая Арктика — территория с чрезвычайно хрупкими экосистемами, где в наибольшей степени проявляются последствия глобального изменения климата [75]. Это в полной мере относится к ледникам, которые рассматривают как отдельный сложноорганизованный биом [35]. На Шпицбергене ежегодная потеря массы ледников ускоряется [62, 92] и за период 2000–2019 гг. составила 8 ± 6 Гт в год [79]. Этот процесс оказывает сильное влияние на перигляциальные и супрагляциальную экосистему отступающих ледников, в которой доминируют микробные сообщества [18].

Среди образований супрагляциальной зоны особое место занимают криокониты — тонкодисперсные органо-минеральные седименты, часто микробно-преобразованные, обогащенные органическим веществом (ОВ), имеющие гранулярную структуру и ускоряющие абляцию за счет темного цвета [18, 67, 77, 80, 86]. Благодаря высокому содержанию биогенных элементов, разнообразному составу минеральных компонентов, их тесному взаимодействию и биогенной агрегации криоконитовый материал приобретает признаки почвоподобного тела, а при сходе с ледника и переотложении в перигляциальной зоне может создавать

благоприятные условия для почвообразования [4, 5, 7, 18, 33, 69, 71]. Другая группа супрагляциальных объектов – метастабильные шарообразные подушки мхов, так называемые “ледниковые мышки” [1], которые прикрепляются к скоплениям криоконита или материалу абляционной морены и при взаимодействии с мелкоземом образуют почвы с микропрофилем [18].

Информация о микробиоме органо-минеральных тел супрагляциальной зоны продолжает накапливаться. Пока по данным объектам выполнено мало исследований молекулярно-биологическими методами секвенирования рДНК [56, 80, 96], а изучение экологии микробиомов развивается [96].

Основными первичными продуцентами ОБ супрагляциальной зоны являются водоросли [56, 85], функционирование которых в снегу и льду подробно изучено [50]. Гораздо меньше информации по биомассе и структуре гетеротрофного гидролитического блока микроорганизмов супрагляциальных тел, которые участвуют как в минерализации, так и стабилизации трансформированного ОБ [71], а также поддерживают сбалансированное функционирование биокосных систем на ледниках. Считается, что среди микробных гетеротрофов в криоконитах преобладают бактерии [40, 45, 70]. Микобиота данных объектов изучена в меньшей степени [45, 46, 56, 82], хотя известно, что в криоконитах доминируют дрожжи, а не мицелиальные грибы [82]. На примере ледника Мидре-Ловенбрен (о. Западный Шпицберген) было показано, что большая часть штаммов грибов в криоконите психрофильна и продуцирует гидролазы, активные при температурах около нуля [82]. Это доказывает, что микобиота может активно участвовать в разложении ОБ на ледниках. Для почв известно, что грибы выступают основными деструкторами ОБ [97], а их биомасса (особенно мицелия) преобладает над биомассой прокариот [19, 23, 27, 29, 72]. Сведения о соотношении биомассы микобиоты и прокариот в органо-минеральных телах на ледниках, а также о вкладе в биомассу мицелиальных форм грибов и актинобактерий фрагментарны и практически не систематизированы. В целом для различных компонентов экосистем Высокой Арктики пока мало работ по оценке микробной биомассы, в том числе на Шпицбергене [12, 36, 59]. Практически все такие исследования выполнены с использованием не прямых методов люминесцентной микроскопии, а методами флуориметрии-экстракции [36] или профилей PLFA [59].

В последнее время появились данные о пространственной стратификации микробных сообществ в супрагляциальном материале даже на микроуровне [80], что влияет на различные этапы цикла азота при преобразовании ОБ на ледниках. Для лучшего понимания этого процесса необходима оценка числа генов, кодирующих

ферментативный комплекс для азотфиксации (*nifH* – нитрогеназа), нитрификации (*amoA* – аммоний оксигеназа) и денитрификации (*nirK* – нитритредуктаза). Маловероятно, что условия на самом леднике позволяют процессам трансформации N-содержащих соединений достичь оптимальной интенсивности, однако численность функциональных генов цикла азота в криоконите может иметь важное значение при переотложении материала в более теплых почвах перигляциальной зоны [40].

Цель работы – исследование структуры микробной биомассы, численности и таксономического разнообразия культивируемых бактерий и микромицетов, а также числа функциональных генов цикла азота в супрагляциальных и перигляциальных органо-минеральных системах ледников Альдегонда и Бертель на о. Западный Шпицберген.

Выдвинули следующие рабочие гипотезы:

- структура сообщества микроорганизмов существенно меняется в зависимости от условий формирования и стабильности субстрата в ряду от инситу криоконита в стаканах протаивания до переотложенного криоконита на леднике и за его пределами;
- мицелиальные микроорганизмы (грибы и актиномицеты) занимают доминирующие позиции в составе гидролитического блока микробиома в переотложенном аэрируемом криоконите и перигляциальных почвах, а одноклеточные прокариоты – в инситу криоконите в стаканах протаивания с талой водой. Эта гипотеза основана на том, что гифальная организация позволяет микроорганизмам более успешно колонизировать гетерогенные субстраты с множеством микрон (например, почву и почвоподобные тела), по сравнению с одноклеточными про- и эукариотами, которые лучше адаптированы к гомогенной среде локусов, богатых водой [43].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Полевые исследования и отбор образцов проводили в 2019 и 2020 гг. Объекты исследования расположены на ледниках Альдегонда и Бертель о. Западный Шпицберген, ключевые точки которых представлены на рис. 1.

Образцы в полевых условиях отбирали методом усреднения пяти единичных проб. Предназначенные для микробиологических исследований образцы хранили в стерильных емкостях при температуре –18°C сначала в морозильной камере, а затем в лаборатории.

Содержание углерода и азота определяли методом сухого сжигания на CNSH-анализаторе Vario Isotope (Германия).

Координаты ключевых точек, описание и некоторые физико-химические свойства исследованных образцов представлены в табл. 1.

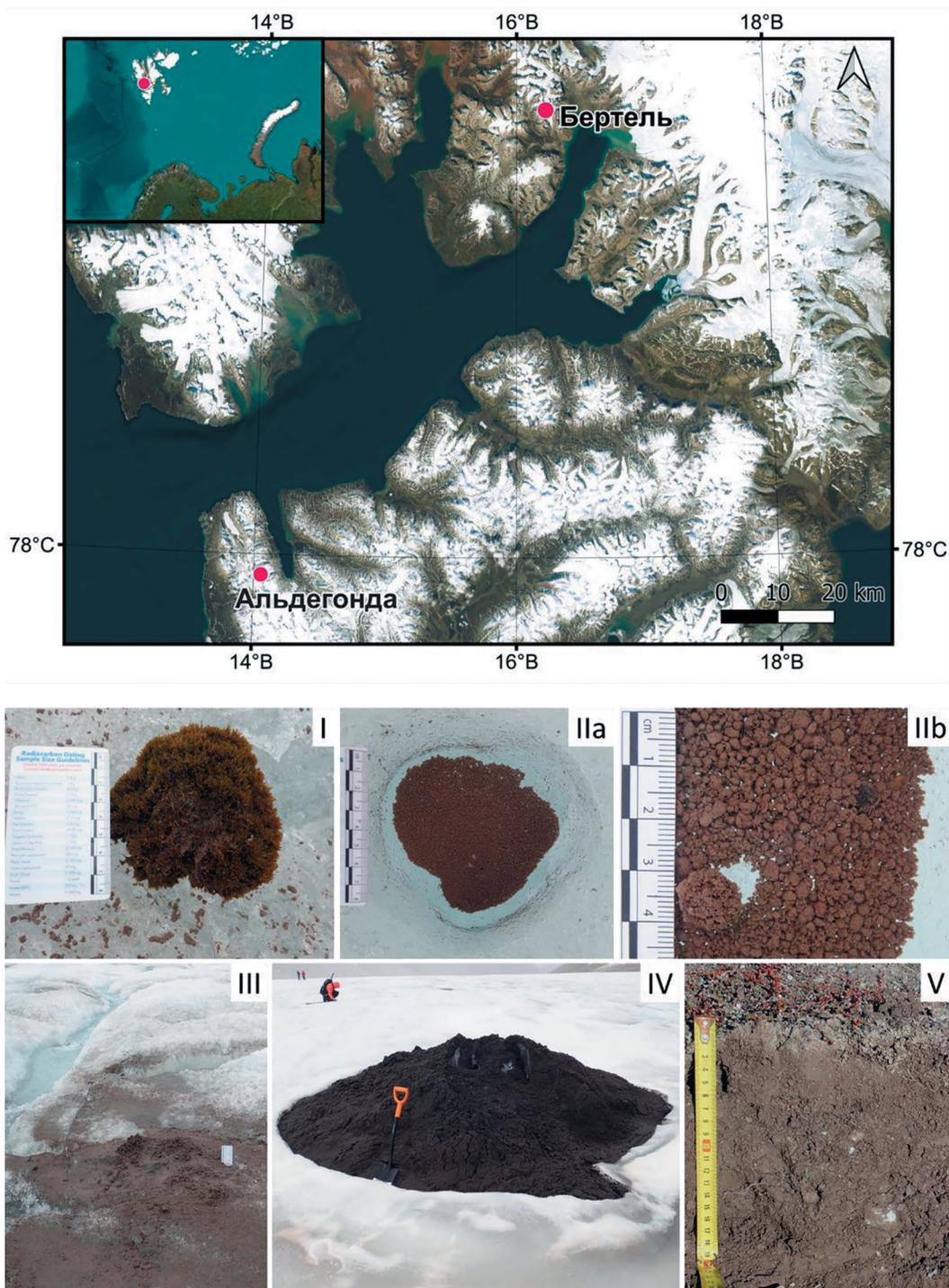


Рис. 1. Расположение ледников Бертель и Альдегонда на о. Западный Шпицберген, а также основные группы объектов исследования в супрагляциальной и ближней перигляциальной зонах ледников: I – шарообразная подушка мха на леднике (“ледниковая мышка”) с микропрофилем почвы; IIa – инзитный криоконит в стаканах протаивания; IIb – биогенные гранулы криоконита на дне стакана протаивания; III – переотложенный дисперсный криоконит, структура биогенных гранул частично утрачена; IV – переотложенный криоконит, коническая форма с ледяным ядром, структура биогенных гранул сильно деградирована или утрачена; V – слаборазвитая почва (пелозем) на молодой морене с участием материала криоконита.

Таблица 1. Свойства исследованных криоконитов в ледниках Альдегонд и Бертель архипелага Шпицберген

Индекс образца	Ледник	Группа	Описание	C _{орг} , %	N _{общ} , %	C/N	
Супрагляциальная зона							
Pr2	Бертель	I. Почва с микропрофилем на леднике	Шарообразная подушка мха с микропрофилем первичной почвы (“ледниковая мышка”), присутствуют гранулы криоконита	11.34	0.70	19	
Pr5	Бертель	II. Инситный криоконит в стаканах протаивания	Биогенные гранулы из нескольких стаканов протаивания на краю водотока	2.56	0.19	16	
Pr6	Бертель		Биогенные гранулы из нескольких стаканов протаивания	2.68	0.18	17	
Pr7	Бертель		Биогенные гранулы из нескольких стаканов протаивания на краю водотока	3.11	0.10	36	
Pr13	Бертель		Хорошо оформленные биогенные гранулы на дне стакана протаивания	3.98	0.03	155	
A19-7	Альдегонда	III. Переотложенный дисперсный криоконит	Скопление хорошо оформленных биогенных гранул	2.73	0.15	21	
A19-8	Альдегонда		Биогенные гранулы в стакане протаивания с большим количеством минерального окисленного материала	2.67	0.15	21	
Pr4	Бертель		Криоконит локально перемещен вследствие недавнего разрушения стаканов протаивания и формирования талого водотока, структура биогенных гранул частично сохранена	1.87	0.12	18	
Pr8	Бертель		Крупное скопление криоконитового материала, в том числе вытаявшего из нескольких мелких стаканов, структура биогенных гранул частично утрачена	1.56	0.11	17	
Pr9	Бертель		Крупное скопление криоконита, структура биогенных гранул частично утрачена	1.86	0.16	14	
A19-1	Альдегонда		Полоса вытаявшего криоконита, основной материал крупнозернистый песок, есть признаки оструктурирования тонкодисперсного материала	1.1	0.10	13	
A19-2	Альдегонда		Центральная часть ледника, скопление криоконита по трещине, структура биогенных гранул частично утрачена	1.73	0.19	11	
Pr12	Бертель		IV. Переотложенный криоконит, коническая форма с ледяным ядром	Крупное скопление криоконита, структура биогенных гранул сильно деградирована или утрачена	2.63	0.17	18
Ближняя перигляциальная зона							
Pr28	Бертель		V. Слаборазвитая почва на морене с участием материала криоконита	Пелозем на молодой морене со значительным участием материала переотложенного криоконита, глубина отбора 0–10 см, присутствуют сосудистые растения	1.13	0.04	33
A19-11	Альдегонда			Пелозем на 20-летней морене со значительным участием материала переотложенного криоконита, глубина отбора 5–10 см	1.48	0.13	13

Биомасса прокариот. Общая численность прокариот определена с помощью метода прямой микроскопии с использованием люминесцентного микроскопа Zeiss Axioskop 2 plus (Carl Zeiss, Германия) (объектив $\times 100$, масляная иммерсия). Данный метод сводится к тому, что приготовленные из почвенной суспензии препараты окрашиваются красителем акридином оранжевым [8]. Пробу почвы (растительного материала) массой 1 г помещали в колбу со 100 мл стерильной воды. Для десорбции клеток с поверхности почвенных частиц почвенную суспензию обрабатывали ультразвуком, используя ультразвуковой диспергатор УДНЗ-1 (2 мин, 22 кГц, 0,44 А) (Россия). Последующую окраску препаратов акридином оранжевым проводилась по следующей методике [8]: на стекло наносили 10 мкл суспензии и распределяли по площади 2×2 см², затем стекло фиксировали в пламени горелки и окрашивали акридином оранжевым (в соотношении красителя и воды 1 : 10 000, 2–4 мин) непосредственно перед просмотром под микроскопом с УФ-источником света. Из каждого образца готовили 6 препаратов, на каждом из которых подсчитывали клетки в 30 полях зрения. Расчет количества бактериальных клеток на 1 г субстрата производили по формуле:

$$N = S_1 a n / V S_2 C,$$

где N – число клеток на 1 г субстрата; S_1 – площадь препарата (мкм²); a – количество клеток в одном поле зрения (усреднение производится по всем препаратам); n – показатель разведения бактериальной смеси (мл); V – объем капли, наносимой на стекло (мл); S_2 – площадь поля зрения микроскопа (мкм²); C – навеска субстрата (1 г). Длину актиномицетного мицелия в 1 г образца (NMA) определяли по формуле:

$$NMA = S_1 a n / v S_2 c \times 10^6,$$

где S_1 – площадь препарата (мкм²); a – средняя длина фрагментов актиномицетного мицелия в поле зрения (мкм); n – показатель разведения суспензии (мл); v – объем капли, наносимой на стекло (мл); S_2 – площадь поля зрения микроскопа (мкм²); c – навеска образца (г).

Биомасса грибов. Численность грибных пропагул и длину грибного мицелия определяли методом люминесцентной микроскопии на микроскопе Zeiss Axioskop 2 plus (Германия) при увеличении 400. Препараты почвенной суспензии (разведение 1 : 100) окрашивали флуоресцентным красителем калькофлуором белым [8]. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи вортекса MSV-3500 (Латвия) при скорости 3500 об./мин в течение 10 мин. На стекло наносили 10 мкл суспензии и распределяли по площади 2×2 см², затем стекло фиксировали в пламени горелки и окрашивали калькофлуором белым (в соотношении красителя

и воды 1 : 10000, 15–20 мин) непосредственно перед просмотром под микроскопом с УФ-источником света. Из каждого образца готовили 3 препарата, на каждом из которых подсчитывали клетки в 90 полях зрения. Расчет количества грибных клеток на 1 г субстрата производили по формуле:

$$M = ((4a n) / p) \times 10^{10},$$

где M – количество клеток в 1 г почвы; a – среднее число клеток в поле зрения; p – площадь поля зрения (мкм²); n – показатель разведения. Длину грибного мицелия в 1 г образца (NMA) определяли по формуле:

$$NMA = S_1 a n / v S_2 c \times 10^6,$$

где S_1 – площадь препарата (мкм²); a – средняя длина фрагментов мицелия в поле зрения (мкм); n – показатель разведения суспензии (мл); v – объем капли, наносимой на стекло (мл); S_2 – площадь поля зрения микроскопа (мкм²); c – навеска образца (г). Расчет грибной биомассы (мг/г почвы) проводили, полагая, что плотность спор равна 0,837 г/см³, а плотность мицелия – 0,628 г/см³ [27].

Определение численности и таксономической структуры комплекса культивируемых сапротрофных бактерий проводили на агаризованной глюкозо-пептонно-дрожжевой среде с нистатином [16]. Посев для учета численности бактерий и актиномицетов проводили из разведений 1 : 100, 1 : 1000 в трехкратной повторности после обработки почвенной суспензии на приборе УЗДН1 (22 кГц, 0,44А, 2 мин) (Россия) для десорбции клеток с поверхности почвенных частиц [8]. Посевы для учета численности бактерий и актиномицетов инкубировали при комнатной температуре. Учет бактерий осуществляли на 10–14 сут, а для актиномицетов – на 14–21 сут. Представителей основных морфотипов изолировали на скошенный агар и идентифицировали по общепринятым определителям [16, 30]. Выделяли следующие группы по относительному обилию родов [15]: доминанты (>30%), субдоминанты (20–30%), группа среднего обилия (10–20%) и минорные компоненты (<10%).

Численность и таксономический состав культивируемых микромицетов определяли методом глубинного микробиологического посева [8], при котором высокая температура среды стимулирует развитие покоящихся пропагул, тем самым увеличивая разнообразие культивируемых форм [14]. Для этого почвенную суспензию перед посевом обрабатывали с помощью шейкера Vortex (Латвия) в течение 5 мин при 3500 об./мин. Аликвоту 100 мкл суспензии почвы с разведением 1 : 100 помещали на дно стерильных чашек Петри, в которые заливали расплавленную и охлажденную до +50°C среду Чапека с добавлением стрептомицина

(100 мг/л) для предотвращения роста бактерий. Инкубацию посевов проводили в термостатах при температуре +25°C в течение 2–3 недель, а также при +5°C в течение 3–4 недель, чтобы дополнительно выделить психротолерантные виды микроорганизмов и дрожжей [49]. Посев осуществляли в пятикратной повторности для каждого образца при каждой температуре инкубации. По прошествии вышеуказанного времени инкубации производили учет общего числа колоний мицелиальных грибов и дрожжей, а также их первичную идентификацию по макро- и микрокультуральным признакам (микроскоп Биомед-5 (Россия)) с помощью определителей [44, 81].

Для изолятов микроскопических грибов неясного таксономического положения и стерильного мицелия идентификацию проводили на основании анализа участков ITS1–ITS2 гена рДНК. Выделение ДНК из чистых культур микроорганизмов осуществляли по методике [6]: биомассу 5–6-суточной культуры переносили в 2 мл эппендорфы, добавляли 400 мкл стеклянных шариков (300–500 мкм диаметром) и 500 мкл лизирующего буфера (TrisBase 50 мМ, NaCl 250 мМ, ЭДТА 50 мМ, SDS 0.3%, pH 8). Приготовленную смесь взбалтывали на вортексе на скорости 3500 об./мин в течение 15 мин, затем инкубировали 1 ч при температуре +65°C, после снова использовали шейкер 15 мин и центрифугировали (13.4 об./мин) 10 мин, отбирали надосадочную жидкость. Для амплификации региона рДНК, содержащего D1/D2 домена региона 26S рДНК, использовали праймеры ITS1f (5' CTTGGTCATTTAGAGGAAGTA) и NL4 (5' GGTCCGTGTTTCAAGACGG) и смеси для ПЦР ScreenMix (ЗАО “Евроген”, Москва). Амплификатор использовали по следующей программе: начальная денатурация – 2 мин при температуре +96°C; затем 35 циклов: денатурация – 20 с при температуре +96°C, отжиг праймеров – 50 с при температуре +52°C, синтез ДНК – 1.5 мин при температуре +72°C; конечная достройка 7 мин при температуре +72°C. Очистку ПЦР-продукта проводили с использованием набора BigDye X Terminator Purification Kit (Applied Biosystems, USA). Для секвенирования использовали праймер NL4. Секвенирование ДНК проводили с помощью набора реактивов BigDye Terminator V3.1 Cycle Sequencing Kit (Applied Biosystem, USA) с последующим анализом продуктов реакции на секвенаторе Applied Biosystems 3130xl Genetic Analyzer в Научно-производственной компании Синтол (Москва). Идентификацию по полученным хроматограммам проводили, используя данные генбанка NCBI и SABI Bioscience Database Index Fungorum.

Общее α -разнообразие грибных сообществ оценивали по индексу Шеннона. Статистическую обработку данных проводили с помощью программ Microsoft Office Excel 2019 и Statistica 10.0.

Выделение ДНК для анализа на присутствие генов целевых ферментов из супрагляциальных систем проводили, не допуская размораживания образцов, выполняя все манипуляции на льду. Препарат ДНК из образца массой 0.5 г выделяли в соответствии с методикой производителя при помощи набора реактивов (FastDNA spin kit for soil, Qbiogene, Канада). Выделенный препарат ДНК растворяли в 50 мкл дистиллированной воды. Дальнейшую очистку производили с помощью коммерческого набора реактивов (UltraClean 15 DNA purification Kit, MoBio, Канада).

Количественный анализ ПЦР-продуктов проводили для количественной оценки численности генов цикла азота. Определяли численность генов, кодирующих ключевые ферменты процессов *nifH*, *amoA*, *nirK* согласно протоколу [41, 98]. Использовали наборы праймеров, описанные в табл. 2. Все реакции проводили в амплификаторе C1000 с системой реального времени CFX96 (Bio-Rad Laboratories, США). Смесь для количественной ПЦР содержала 10 мкл 2X концентрированного мастермикса для количественной ПЦР BioMaster HS-qPCR SYBR Blue (BioLabs, Россия), 0.5–0.8 мкМ каждого праймера и 1 мкл экстрагированной почвенной ДНК-матрицы в общем объеме 20 мкл. Оценку количества копий исходного гена проводили в CFX Manager. Программа работы амплификатора следующая: 3 мин при 95°C, затем 40 циклов при 95°C в течение 20 с, 54°C в течение 20 с и 72°C в течение 20 с. Для обеспечения количественной специфичности ПЦР проводили анализ кривой плавления (от 65 до 95°C с шагом 0.5°C). Стандартные кривые в трех экземплярах варьировали от 10^3 до 10^8 число копий гена/мкл. Стандарты были получены путем очистки продуктов ПЦР и количественного определения концентрации с помощью флуорометра Qubit 2 (Thermo Fisher Scientific, США). Контрольные организмы (за исключением гена *amoA*) для построения стандартных кривых для продуктов ПЦР описаны в табл. 2. Эффективность количественной ПЦР составляла 82–101%, а коэффициенты детерминации были $R^2 > 0.90$ для всех стандартных кривых.

Анализ продуктов ПЦР проводили в 1.0%-ном агарозном геле, окрашенном бромистым этидием до концентрации 1 мкг/мл. Электрофорез в денатурирующем геле (ДГГЭ). ДГГЭ-анализ состава сообщества аммонийокисляющих архей выполняли в соответствии с методом [91]. Сообщество аммонийокисляющих бактерий было охарактеризовано с помощью ДГГЭ анализа фрагментов гена *amoA* в соответствии с методикой [48]. Продукты амплификации фрагментов гена *amoA* аммонийокисляющих бактерий содержали GC кламп на нуклеотидных последовательностях праймера *amoA-1F* (*amoA-1F-GC*) и *amoA-2R-GG*. Поскольку ДГГЭ анализ функционального гена *amoA* аммонийокисляющих архей возможен без наличия GC клампа,

Таблица 2. Информация о праймерах и стандартах для количественной ПЦР [97]

Целевая группа или процесс	Целевой ген	Название праймера	Сиквенс праймера	Чистая культура микроорганизма – источник целевого гена
Бактерии	16S рPHK	Eub358 Eub518	ACTCCTACGGGAGGCAGCAG ATTACCGCGGCTGCTGG	<i>Escherichia coli</i>
Археи	16S рPHK	915f 1059r	AGGAA TTGGC GGGGG AGCAC GCCAT GCACC WCCTC T	Штамм FG-07 <i>Halobacterium salinarum</i>
Грибы	ITS	ITS1f 5.8s	TCC GTA GGT GAA CCT GCG G CGC TGC GTT GTT CAT CG	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> Meyen 1B-D1606
Азотфиксация	<i>nifH</i>	PolF PolR	TGC GAY CCS AAR GCB GAC TC ATS GCC ATC ATY TCR CCG GA	<i>Sinorhizobium meliloti</i>
Нитрификация	Бактериальный <i>amoA</i>	amoA-1F amoA-2R	GGGGTTTCTACTGGTGGT CCCCTCKGSAAGCCTTCTTC	Стандарты, синтезированные с помощью ПЦР амплификации из гена <i>amoA</i> , экстрагированного из тотальной почвенной ДНК
Денитрификация	<i>nirK</i>	nirK876 nirK1040	ATY GGC GGV CAY GGC GA GCC TCG ATC AGR TTR TGG TT	<i>Sinorhizobium meliloti</i>

использовали ПЦР продукты, полученные непосредственно после амплификации с праймерами CrenamoA23f и CrenamoA616r.

ДГГЭ анализ выполняли с использованием приборов DCode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad, Hertfordshire, Великобритания) в соответствии с [91]. Для ДГГЭ анализа использовали гели, содержащие 8% (масса/объем) полиакриламида при разных значениях линейного градиента денатуранта (40–60% для фрагментов гена *amoA* аммоний окисляющих бактерий и 15–60% для фрагмента гена *amoA* аммоний окисляющих архей). Были заданы следующие условия проведения анализа ДГГЭ: электрофорез в 6.5 л буфера TAE при температуре 60°C в течение 900 мин и напряжении 100 В. Дальнейшее окрашивание нитратом серебра выполняли согласно [91], сканирование производили с использованием сканера Epson GT9600. Количество Rf и плотность ДГГЭ полос определяли с помощью программы Quantity one (Version 4.5.0, Bio-Rad production) и Форетикс (Phoretix International, Newcastle-Upon-Tyne, UK).

Статистическую обработку данных (определение среднего арифметического, дисперсии, моды и медианы) проводили с помощью программ Microsoft Office Excel 2019 и Statistica 10.0. Количество повторностей составляет: 90 полей зрения для каждого из трех препаратов на один образец для метода люминесцентной микроскопии; три чашки Петри на образец для метода микробиологического посева; трехкратная для выделения ДНК и количественной ПЦР.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Суммарная биомасса микроорганизмов (грибов и бактерий) составляла от 2.54 мкг/г субстрата в слаборазвитой почве, сформированной на морене с участием криоконитового материала (образец Pr28), до 722.0 мкг/г субстрата в образце инситного криоконита в стакане протаивания (образец Pr7) (рис. 2). Для образцов инситного (Pr4, Pr5, A19-1, A19-2 и A19-8) биомасса микроорганизмов составляла десятки мкг/г субстрата, а для образцов Pr6, Pr7, Pr8, Pr9, Pr12, Pr13, A19-7 и A19-11 – сотни мкг/г субстрата. В целом наблюдалась тенденция уменьшения суммарной микробной биомассы в ряду: группа I почва с микропрофилем на леднике > группа V слаборазвитая почва на морене > группа IV переотложенный криоконит конической формы > группа III переотложенный дисперсный криоконит > группа II инситный криоконит в стаканах протаивания.

Доля микобиоты в общей микробной биомассе варьировала от 78.7 до 99.8%. Минимальная доля грибов (78.7–92.0%) выявлена в образцах Pr2, Pr4, Pr5, Pr28 и A19-9, а максимальная (97.2–99.8%) – в образцах Pr6, Pr7, Pr8, Pr9, Pr12, Pr13, A19-1, A19-2, A19-7 и A19-11.

Структура биомассы грибов. Значения биомассы микобиоты в исследованных криоконитах варьировали от сотых долей мг/г субстрата в Pr7, Pr9, Pr13, Pr28, A19-1, A19-2, A19-8 до десятых долей мг/г субстрата в Pr2, Pr4, Pr5, Pr6, Pr8, Pr12, A19-7, A19-11. Минимум грибов (0.020 мг/г субстрата) обнару-

жен в почве на криоконитовом материале с растительностью (образец Pr28), а максимум микобиоты (0.719 мг/г субстрата) — на материале на границе водораздела ледника и грязной зоны (табл. 3).

Доля мицелия в изученных образцах изменялась в широких пределах: от 31.3% в переотложенном дисперсном криоконите с ледника Альдегонда (образец A19-1) до 94.4% в образце инситного криоконита в стакане протаивания (образец Pr7). Однако для большинства образцов доля грибного

мицелия была относительно высока — от 70 до 90%. Минимум мицелия (6.70 м/г субстрата) обнаружен в криоконите из стакана (образец Pr13), а максимум — в материале на границе водораздела ледника и грязной зоны, где длина гиф достигает 537.51 м/г субстрата. Образцы Pr2, Pr4, Pr5, Pr6, Pr7, Pr12, A19-11 содержали сотни метров мицелия в грамме субстрата; образцы Pr8, A19-1, A19-2 и A19-7 — десятки метров мицелия в грамме субстрата; а образцы Pr9, Pr13, Pr28, A19-8 — единицы метров

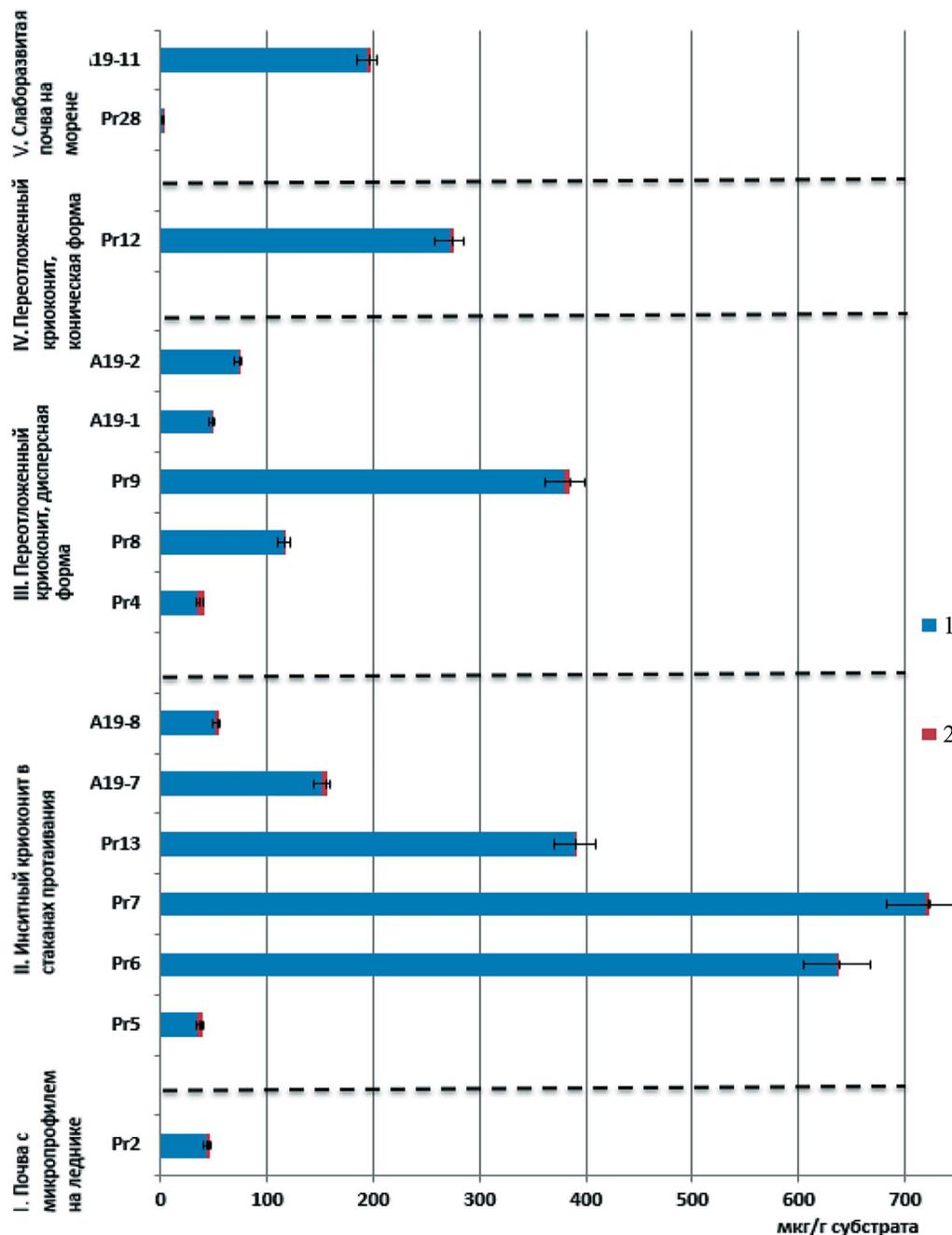


Рис. 2. Общая биомасса микроорганизмов: 1 — микобиоты, 2 — прокариот.

Таблица 3. Структура биомассы грибов

Индекс образца	Ледник	Группа	Мицелий (d = 3 мкм)			Споры (диаметр, мкм)						Общая биомасса спор, мг/г субстрата	Доля мелких (2-3 мкм) спор по массе, %	Суммарная биомасса грибов, мкг/г субстрата		
			биомасса, мг/г	длина, м	доля мицелия в общей биомассе, %	2		3		5					7	
						численность, шт./г × 10 ⁴	масса, мг/г	численность, шт./г × 10 ⁴	масса, мг/г	численность, шт./г × 10 ³	масса, мг/г				численность, шт./г × 10 ³	масса, мг/г
Рг2	Бертель	I. Почва с микропрофилем на леднике	0.299 ± 0.034	236.74 ± 15.8	70.4	6.47 ± 0.89	0.022 ± 0.005	0.97 ± 0.13	0.011 ± 0.002	Нет	Нет	0.87 ± 0.14	0.093 ± 0.015	0.126 ± 0.022	26.2	0.425 ± 0.073
Рг5	Бертель	II. Инситный криоконит в стаканах протаивания	0.307 ± 0.035	243.07 ± 16.22	88.2	1.91 ± 0.26	0.007 ± 0.001	2.10 ± 0.29	0.024 ± 0.005	1.04 ± 0.18	0.010 ± 0.002	Нет	—	0.041 ± 0.008	75.6	0.348 ± 0.060
Рг6	Бертель		0.558 ± 0.064	441.85 ± 29.49	87.7	1.11 ± 0.15	0.004	6.47 ± 0.89	0.075 ± 0.013	Нет	—	Нет	—	0.079 ±	100	0.636 ± 0.109
Рг7	Бертель		0.679 ± 0.078	537.51 ± 35.87	94.4	1.71 ± 0.23	0.006	2.91 ± 0.40	0.034 ± 0.007	Нет	—	Нет	—	0.040 ± 0.008	100	0.719 ± 0.124
Рг13	Бертель		0.008 ± 0.001	6.70 ± 0.45	20.5	1.62 ± 0.22	0.005	2.27 ± 0.31	0.026 ± 0.005	Нет	—	Нет	—	0.031 ± 0.006	100	0.039 ± 0.007
А19-7	Альдегонда		0.105 ± 0.012	83.41 ± 5.57	69.1	1.11 ± 0.15	0.004	2.27 ± 0.31	0.026 ± 0.005	1.75 ± 0.30	0.017 ± 0.003	Нет	—	0.047 ± 0.009	63.8	0.152 ± 0.026
А19-8	Альдегонда		—	Нет	—	0.51 ± 0.07	0.002	4.21 ± 0.57	0.049 ± 0.007	Нет	—	Нет	—	0.051 ± 0.010	100	0.051 ± 0.010
Рг4	Бертель	III. Переохлажденный дисперсный криоконит	0.305 ± 0.035	241.21 ± 16.10	86.4	3.02 ± 0.41	0.010 ± 0.002	3.24 ± 0.45	0.038 ± 0.006	Нет	—	Нет	—	0.048 ± 0.009	100	0.353 ± 0.061
Рг8	Бертель		0.101 ± 0.012	79.66 ± 5.32	87.1	2.26 ± 0.31	0.007 ± 0.002	0.65 ± 0.089	0.008 ± 0.001	Нет	—	Нет	—	0.015 ± 0.003	100	0.116 ± 0.020
Рг9	Бертель		—	Нет	—	1.31 ± 0.18	0.004	2.92 ± 0.40	0.034 ± 0.007	Нет	—	Нет	—	0.038 ± 0.007	100	0.038 ± 0.007
А19-1	Альдегонда		0.015 ± 0.002	11.73 ± 0.78	31.3	0.61 ± 0.84	0.002	1.94 ± 0.27	0.023 ± 0.004	0.88 ± 0.15	0.008 ± 0.001	Нет	—	0.033 ± 0.006	75.8	0.048 ± 0.009
А19-2	Альдегонда		0.067 ±	53.25 ± 3.55	91.8	1.32 ± 0.18	0.004	0.15 ± 0.02	0.002	Нет	—	Нет	—	0.006 ± 0.001	100	0.073 ± 0.014
Рг12	Бертель	IV. Переохлажденный криоконит, коническая форма с ледяным ядром	0.202 ± 0.024	159.99 ± 10.7	72.7	1.01 ± 0.14	0.003	4.86 ± 0.67	0.056 ± 0.008	1.75 ± 0.30	0.017 ± 0.003	Нет	—	0.076 ± 0.014	77.6	0.278 ± 0.048
Рг28	Бертель	V. Слаборазвитая почва на морене с участием материка криоконита	—	Нет	—	1.42 ± 0.20	0.005	1.30 ± 0.18	0.015 ± 0.003	Нет	—	Нет	—	0.020 ± 0.004	100	0.020 ± 0.004
А19-11	Альдегонда		0.140 ± 0.017	110.96 ± 7.41	72.2	0.82 ± 0.11	0.003	4.21 ± 0.57	0.049 ± 0.007	0.35 ± 0.06	0.003	Нет	—	0.054 ± 0.010	96.3	0.194 ±

Примечание. Для каждого образца число повторностей (полей зрения) составляло 270. После знака ± указано стандартное отклонение.

мицелия в грамме субстрата или гифы грибов вовсе не были выявлены.

Численность одноклеточных грибных спор (спор и дрожжей) в изученных объектах составляла 10^3 – 10^4 кл./г субстрата. Пропагулы представлены 4 размерными группами – 2, 3, 5 и 7 мкм в диаметре. Доля мелких пропагул (2 и 3 мкм) изменялась от 26.2% в Pr2 до 96.3% в A19-11. В шести образцах (Pr4, Pr6, Pr7, Pr8, Pr9, Pr13, Pr28, A19-2, A19-8) доля мелких пропагул доходила до 100%. Крупные пропагулы диаметром 5 и 7 мкм выявлены в Pr2, Pr5, Pr12, A19-1, A19-7, A19-11, а их численность мала – 10^2 – 10^3 кл./г субстрата. Пропагулы диаметром 7 мкм отмечены лишь в Pr2. Около 86% пропагул округлой формы с гладкой поверхностью; 9% – округлы и шероховаты; 4% – овальные с гладкой поверхностью; 1% – имели овальную форму с неровностями.

Структура биомассы прокариот. Численность одноклеточных прокариот в исследованных объектах колебалась от сотен миллионов до миллиардов клеток в грамме субстрата (табл. 4). Наименьшие значения (2.4×10^8 кл./г субстрата) выявлены в образце A19-1, а наибольшие (1.95×10^9 и 1.96×10^9 кл./г субстрата) – в образцах A19-7 и A19-8 соответственно. Большая часть образцов характеризовалась количеством прокариот порядка 10^9 на грамм субстрата. Биомасса одноклеточных прокариот исследованных образцов составляла от 0.52 до 4.23 мкг/г субстрата. Наименьшие значения выявлены в группе V (слаборазвитая почва на морене с участием материала криоконита, образцы Pr28 и A19-1). Наибольшие показатели биомассы прокариот отмечены в группе II (инситный криоконит в стаканах протаивания, образцы A19-7 и A19-9). Биомасса прокариот в большинстве образцов представлена преимущественно (от 51.8 до 96.8%) одноклеточными формами.

Длина мицелия актиномицетов составляла от 2.6 до 62.61 м/г субстрата. Образцы Pr4, Pr5, Pr6, Pr7 (инситный криоконит в стаканах протаивания) содержали десятки метров актиномицетного мицелия на грамм субстрата; образцы Pr8, Pr9, Pr12, A19-7, A19-8 и A19-11 (переотложенный криоконит) – единицы метров актиномицетного мицелия на грамм субстрата; в некоторых образцах (Pr13, Pr28, A19-1 и A19-2) мицелий актиномицетов обнаружен не был.

В целом содержание биомассы прокариот было выше в образцах почвы с микропрофилем (Pr2, A9) и инситных криоконитах в стаканах протаивания (Pr5, Pr9, Pr12, A19-7).

Численность комплекса культивируемых сапротрофных бактерий в исследованных объектах Шпицбергена варьировала от 1.1×10^3 до 1.3×10^5 КОЕ/г субстрата (табл. 5). Минимальные показатели численности бактерий (около

10^3 КОЕ/г субстрата) зафиксированы в образцах ледника Альдегонда A19-1 и A19-11. Максимальное содержание бактерий выявлено в образце почвы с микропрофилем на леднике Pr2 (ледника Бертель). В целом численность культивируемых сапротрофных бактерий была выше в почве с микропрофилем на леднике Pr2 и биогенных гранулах из криоконитовых стаканов ледника Бертель (Pr5, Pr6, Pr7, Pr13).

Выделено 94 штамма сапротрофных прокариот, отнесенных к 17 родам бактерий. Грамположительные бактерии представлены 6 родами: *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Micromonospora*, *Rhodococcus*, *Streptomyces*. Грамотрицательные бактерии представлены 11-ю родами: *Alcaligenes*, *Aquaspirillum*, *Caulobacter*, *Comamonas*, *Cytophaga*, *Mycococcus*, *Polyangium*, *Pseudomonas*, *Sporocytophaga*, *Xanthomonas*, *Xanthobacter*. В большинстве образцов доминировали бактерии рода *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus* и *Streptomyces*. В качестве субдоминантов выступали бактерии родов *Cytophaga*, *Mycococcus* и *Polyangium*. Группа среднего обилия и минорные компоненты представлены в основном грамотрицательными бактериями родов *Alcaligenes*, *Aquaspirillum*, *Caulobacter*, *Comamonas*, *Pseudomonas*, *Sporocytophaga*, *Xanthomonas*, *Xanthobacter*, а также грамположительными бактериями родов *Micrococcus*, *Micromonospora*, *Xanthomonas* и *Xanthobacter*. В образцах, относительно богатых органическим углеродом (Pr2 и Pr13), выявлено высокое разнообразие активных гидролитиков – *Cytophaga*, *Mycococcus*, *Polyangium*, *Sporocytophaga* и копитрофов – *Alcaligenes*, *Comamonas*, *Pseudomonas*, *Xanthobacter* и *Xanthomonas*. В образцах с относительно низким содержанием органического углерода (Pr28, A19-1 и A19-11) преобладали олиготрофы *Caulobacter*. В почве с микропрофилем на леднике доминировали бактерии *Arthrobacter* и актиномицеты *Streptomyces*; в инситном криоконите в стаканах протаивания – бактерии *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus* и актиномицеты *Streptomyces*; в переотложенном дисперсном криоконите – бактерии *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus*; в переотложенном криоконите конической формы – бактерии *Bacillus*; в слаборазвитой почве на морене – бактерии *Arthrobacter*, *Bacillus* и актиномицеты рода *Streptomyces*. В основном бактериальные доминанты представлены типичными почвенными родами: субдоминанты – гидролитиками, а группы среднего обилия и минорные компоненты – протеобактериями.

Численность и таксономический состав сообществ культивируемых микромицетов. Суммарная численность почвенных микромицетов на образец составляла от 2.2×10^1 до 1.7×10^4 КОЕ/г почвы (рис. 3). Наименьшие значения (порядка 10^1 КОЕ/г почвы) выявлены в образцах ледника Бертель – инситных криоконитах в стаканах протаивания; переотложенных дисперсных криоконитах; слаборазвитой

Таблица 4. Структура биомассы прокариот

Индекс образца	Ледник	Группа	Численность клеток прокариот, $\times 10^9$ кл./г	Биомасса одноклеточных прокариот, мкг/г субстрата	Длина актиномицетного мицелия, м/г	Биомасса актиномицетного мицелия, мкг/г	Доля мицелия в общей биомассе, %	Общая биомасса прокариот, мкг/г субстрата
Pr2	Бертель	I. Почва с микропрофилем на леднике	1.13 \pm 0.21	2.39 \pm 0.46	43.64 \pm 8.72	1.61 \pm 0.40	40.3	4.00 \pm 0.10
Pr5	Бертель	II. Инситный криоконит в стаканах протаивания	1.17 \pm 0.22	2.48 \pm 0.48	62.61 \pm 12.53	2.31 \pm 0.58	48.2	4.79 \pm 1.19
Pr6	Бертель		0.68 \pm 0.13	1.44 \pm 0.28	32.13 \pm 6.44	1.19 \pm 0.30	45.3	2.63 \pm 0.65
Pr7	Бертель		1.51 \pm 0.28	3.20 \pm 0.62	19.93 \pm 4.01	0.74 \pm 0.19	18.8	3.94 \pm 0.97
Pr13	Бертель		0.54 \pm 0.10	1.15 \pm 0.22	Нет	–	–	1.15 \pm 0.22
A19-7	Альдегонда		1.96 \pm 0.37	4.23 \pm 0.81	3.80 \pm 0.84	0.14 \pm 0.03	3.2	4.37 \pm 0.84
A19-8	Альдегонда	1.95 \pm 0.37	4.21 \pm 0.81	5.29 \pm 1.11	0.20 \pm 0.04	4.5	4.41 \pm 0.85	
Pr4	Бертель	III. Переотложенный дисперсный криоконит	1.68 \pm 0.31	3.57 \pm 0.69	54.44 \pm 10.91	2.01 \pm 0.50	36.0	5.58 \pm 1.39
Pr8	Бертель		0.64 \pm 0.12	1.36 \pm 0.26	2.60 \pm 0.51	0.10 \pm 0.02	6.9	1.46 \pm 0.36
Pr9	Бертель		1.74 \pm 0.33	3.69 \pm 0.71	44.53 \pm 8.96	1.64 \pm 0.41	30.8	5.33 \pm 1.31
A19-1	Альдегонда		0.24 \pm 0.05	0.52 \pm 0.10	Нет	–	–	0.52 \pm 0.10
A19-2	Альдегонда		0.79 \pm 0.15	1.71 \pm 0.33	Нет	–	–	1.71 \pm 0.33
Pr12	Бертель	IV. Переотложенный криоконит, коническая форма с ледяным ядром	1.38 \pm 0.26	2.93 \pm 0.56	6.40 \pm 1.32	0.24 \pm 0.06	7.6	3.17 \pm 0.78
Pr28	Бертель	V. Слаборазвитая почва на морене с участием материала криоконита	0.25 \pm 0.05	0.54 \pm 0.10	Нет	–	–	0.54 \pm 0.10
A19-11	Альдегонда		1.36 \pm 0.26	2.94 \pm 0.57	9.39 \pm 1.92	0.35 \pm 0.08	10.6	3.29 \pm 0.63

Примечание. Для каждого образца число повторностей (полей зрения) составляло 270. После знака \pm указано стандартное отклонение.

почве на морене с участием материала криоконита (образцы Pr5, Pr7, Pr8, Pr13, Pr28 соответственно). Гораздо больше микромицетов (порядка 10^3 КОЕ/г почвы) в образцах инситного криоконита в стаканах протаивания и слаборазвитой почве на морене с участием материала криоконита ледника Альдегонда (образцы A19-8, A19-11 соответственно). Максимум культивируемых микромицетов (1.7×10^4 КОЕ/г почвы) обнаружен также в образцах инситного криоконита в стаканах протаивания ледника Альдегонда (образец A19-7). Однако для большей части исследованных образцов Шпицбергена численность микромицетов не превышала 10^2 КОЕ/г почвы. Численность культивируемых

микромицетов уменьшалась в ряду: группа IV переотложенный криоконит конической формы > группа I почва с микропрофилем на леднике > группа III переотложенный дисперсный криоконит > V слаборазвитая почва на морене > группа II инситный криоконит в стаканах протаивания.

Из проанализированных объектов Шпицбергена выделено 25 видов микроскопических грибов, которые относятся к 19 родам из 2 отделов (табл. 6). Отдел Ascomycota представлен тремя телеоморфными (*Antarctomyces*, *Pseudogymnoascus* и *Thelebolus*) и 10 анаморфными родами (*Alternaria*, *Aspergillus*, *Aureobasidium*, *Cadophora*, *Cladosporium*, *Epicoccum*,

Таблица 5. Структура сообществ культивируемых почвенных гетеротрофных бактерий и актиномицетов

Индекс образца	Ледник	Группа	Численность бактерий, $10^4 \times \text{КОЕ/г}$	Доминанты	Субдоминанты	Группа родов среднего обилия и минорные компоненты
Pr2	Бертель	I. Почва с микропрофилем на леднике	13.00 ± 3.23	<i>Arthrobacter</i> , <i>Streptomyces</i>	<i>Cytophaga</i> , <i>Мухосoccus</i> , <i>Polyangium</i>	<i>Alcaligenes</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr5	Бертель	II. Инситный криоконит в стаканах протаивания	6.84 ± 1.21	<i>Arthrobacter</i>	<i>Cytophaga</i> , <i>Polyangium</i>	<i>Alcaligenes</i> , <i>Aquaspirillum</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr6	Бертель		5.95 ± 1.05	<i>Arthrobacter</i>	<i>Polyangium</i>	<i>Alcaligenes</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> ,
Pr7	Бертель		8.57 ± 1.51	<i>Arthrobacter</i>	<i>Cytophaga</i> , <i>Мухосoccus</i> , <i>Polyangium</i>	<i>Alcaligenes</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr13	Бертель		11.18 ± 2.38	<i>Bacillus</i> , <i>Streptomyces</i>	<i>Cytophaga</i> , <i>Мухосoccus</i> , <i>Polyangium</i>	<i>Alcaligenes</i> , <i>Aquaspirillum</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
A19-7	Альдегонда		0.80 ± 0.15	<i>Arthrobacter</i>	<i>Мухосoccus</i> ,	<i>Alcaligenes</i> , <i>Aquaspirillum</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
A19-8	Альдегонда		1.03 ± 0.19	<i>Bacillus</i> , <i>Rhodococcus</i>	<i>Cytophaga</i> , <i>Мухосoccus</i> ,	<i>Alcaligenes</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr4	Бертель	III. Переотложенный дисперсный криоконит	0.63 ± 0.14	<i>Arthrobacter</i> , <i>Rhodococcus</i> ,	<i>Cytophaga</i> , <i>Polyangium</i>	<i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr8	Бертель		0.53 ± 0.11	<i>Arthrobacter</i>	<i>Мухосoccus</i> ,	<i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr9	Бертель		0.70 ± 0.15	<i>Arthrobacter</i> , <i>Rhodococcus</i> ,	<i>Мухосoccus</i> ,	<i>Alcaligenes</i> , <i>Aquaspirillum</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
A19-1	Альдегонда		0.11 ± 0.02	<i>Arthrobacter</i> , <i>Bacillus</i>	<i>Polyangium</i>	<i>Aquaspirillum</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
A19-2	Альдегонда		0.39 ± 0.07	<i>Arthrobacter</i>	<i>Мухосoccus</i> ,	<i>Alcaligenes</i> , <i>Aquaspirillum</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr12	Бертель	IV. Переотложенный криоконит, коническая форма с ледяным ядром	7.65 ± 1.63	<i>Bacillus</i>	<i>Мухосoccus</i> ,	<i>Alcaligenes</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Sporocytophaga</i>
Pr28	Бертель	V. Слаборазвитая почва на морене с участием материала криоконита	0.21 ± 0.04	<i>Arthrobacter</i>	<i>Cytophaga</i> ,	<i>Aquaspirillum</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i> ,
A19-11	Альдегонда		0.12 ± 0.02	<i>Bacillus</i> , <i>Streptomyces</i>	<i>Polyangium</i>	<i>Aquaspirillum</i> , <i>Caulobacter</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Pseudomonas</i>

Примечание. Для каждого образца число повторностей (количество чашек Петри в которые произведен микробиологический посев) составляло 6. После знака \pm указано стандартное отклонение.

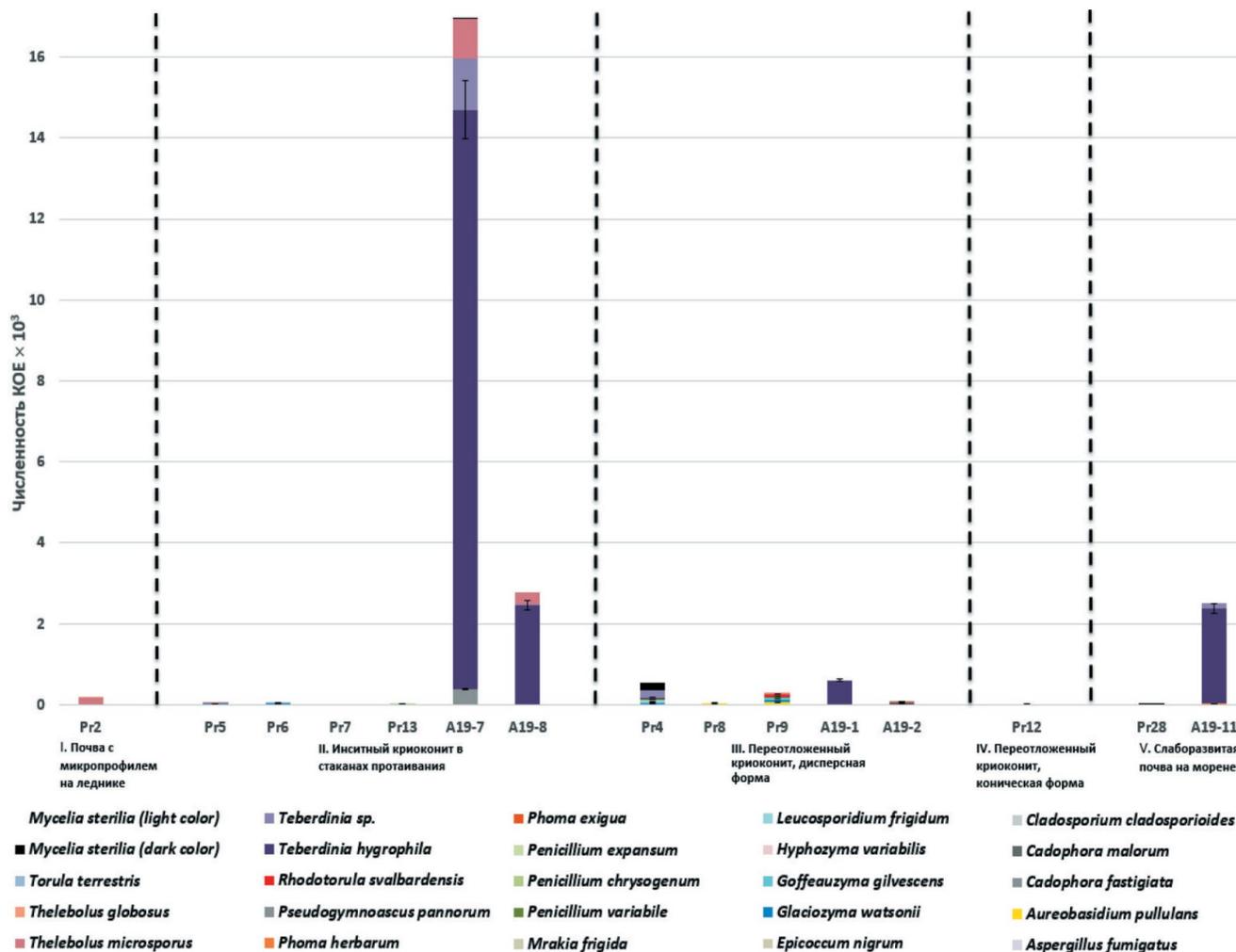


Рис. 3. Численность и таксономическое разнообразие микроскопических грибов.

Hyphozyma, *Penicillium*, *Phoma*, *Teberdinia*). Отдел Basidiomycota представлен только дрожжами — *Glaciozyma*, *Goffeauzyma*, *Leucosporidium*, *Mrakia* и *Rhodotorula*. Представители отдела Mucoromycota не были зафиксированы в изученных образцах. Выделенные микромицеты относятся к 12 порядкам: Pleosporales (роды *Alternaria*, *Epicoccum*, *Phoma*); Eurotiales (роды *Aspergillus*, *Penicillium*); Dothideales (*Aureobasidium*); Helotiales (роды *Cadophora*, *Pseudogymnoascus*); Carnodiales (род *Cladosporium*); Leotiomyces (роды *Hyphozyma*); Kriegeriales (роды *Glaciozyma*); Tremellales (род *Goffeauzyma*, *Mrakia*); Leucosporidiales (роды *Leucosporidium*); Saccharomycetales (род *Torula*); Dothideomycetes (роды *Teberdinia*); Thelebolales (роды *Thelebolus*); Sporidiobolales (род *Rhodotorula*). Кроме того, было выделено два типа стерильного пигментированного (*Mycelia sterilia* (dark color)) и гиалинового мицелия (*Mycelia sterilia* (light color)), который не удалось идентифицировать.

Для выявления психрофильной микобиоты инкубирование посевов было проведено не только при стандартной (+25°C), но и при пониженной температуре (+5°C). Одни штаммы в посевах были обнаружены только при +5°C (штаммы видов: *Antarctomyces psychrotrophicus*, *Glaciozyma watsonii*, *Goffeauzyma gilvescens*, *Leucosporidium frigidum*, *Mrakia frigida*, *Rhodotorula svalbardensis*, *Thelebolus microsporus*), другие — исключительно при +25°C (штаммы видов: *Alternaria alternata*, *Aspergillus fumigatus*, *Cadophora fastigiata*, *Cadophora malorum*, *Cladosporium cladosporioides*, *Hyphozyma variabilis*, *Penicillium chrysogenum*, *Penicillium variabile*, *Phoma herbarum*), а третьи (*Aureobasidium pullulans*, *Phoma exigua*, *Pseudogymnoascus pannorum*, *Teberdinia hygrophila*, *Teberdinia sp.*, *Thelebolus globosus*, *Mycelia sterilia* (dark color), *Mycelia sterilia* (light color)) — отмечены в посевах при обеих температурах. Большинство штаммов выявлено лишь при повышенной температуре.

Таблица 6. Структура сообществ культивируемых почвенных микромицетов

Род/вид	Вариант														
	Pr2	Pr5	Pr6	Pr7	Pr13	A19-7	A19-8	Pr4	Pr8	Pr9	A19-1	A19-2	Pr12	Pr28	A19-11
<i>Alternaria alternata</i> * ^{a,c,d,e} (Fr.) Keissl.															+
<i>Antarctomyces psychrotrophicus</i> * ^{a,f} Stehigel & Guarro	V		V												
<i>Aspergillus fumigatus</i> ^{a,c} Fresen.		+	+					+				+			
<i>Aureobasidium pullulans</i> ^{a,b,c} (de Bary & Löwenthal) G. Arnaud									+	+	V				
<i>Cadophora fastigiata</i> * ^{c,f} (J. F. H. Beyma) T. C. Harr. et McNew			+												
<i>Cadophora malorum</i> * ^{c,d,f} (Kidd & Beaumont) W. Gams				+		+									
<i>Cladosporium cladosporioides</i> ^{a,c,d,e} (Fresen) G.A. de Vries											+				
<i>Epicoccum nigrum</i> ^{a,b,c} Link					+										
<i>Glaciozyma watsonii</i> * ^f Turchetti, L.B. Connell, Thomas-Hall & Boekhout		V	V					V		V					
<i>Goffeauzyma gilvescens</i> * ^f (Chernov & Babeva) Xin Zhan Liu, F.Y. Bai, M. Groenew. & Boekhout								V		V					
<i>Hyphozyma variabilis</i> * ^f de Hoog & M.T. Sm.			+												
<i>Leucosporidium frigidum</i> * ^f Fell, Statzell, I.L. Hunter & Phaff								V							
<i>Mrakia frigida</i> * ^f (Fell, Statzell, I.L. Hunter & Phaff) Y. Yamada & Komag.								V							
<i>Penicillium chrysogenum</i> ^a Thom					+								+		
<i>Penicillium expansum</i> ^a Link					+										
<i>Penicillium variabile</i> ^a Sopp		+						+		+					
<i>Phoma exigua</i> ^{a,c,d} Desm.														V	+
<i>Phoma herbarum</i> ^{a,c,d} Westend.															+
<i>Pseudogymnoascus pannorum</i> ^{a,e,f} (Link) Minnis & D.L. Lindner						V+	V								
<i>Rhodotorula svalbardensis</i> * ^{b,f} (A. Jörg.) Purnima Singh, Shiv M. Singh, M. Tsuji, G.S. Prasad & Tam. Hoshino										V					
<i>Teberdinia hygrophila</i> * ^f Sogonov, W. Gams, Summerb. & Schroers						V+	V	V+			V+		V	V	V

Род/вид	Вариант														
	Pr2	Pr5	Pr6	Pr7	Pr13	A19-7	A19-8	Pr4	Pr8	Pr9	A19-1	A19-2	Pr12	Pr28	A19-11
<i>Teberdinia</i> sp. ^f						V+	V	V							V
<i>Thelebolus microsporus</i> ^{a,f} (Berk. et Broome) Kimbr.	V	V				V				V					
<i>Thelebolus globosus</i> ^{*,a,f} Brumm. & de Hoog	+		V							+					
<i>Torula terrestris</i> ^{*,f} P.C. Misra				+											
<i>Mycelia sterilia</i> (dark color)				V+		V+									
<i>Mycelia sterilia</i> (light color)		V	V+	V	V			V							

Примечание. * – виды, определенные по анализу участков ITS рДНК; ^a – сапротрофы; ^b – эпифиты/эндофиты/эксрисотрофы; ^c – потенциальные патогены растений; ^d – целлюлолитики; ^e – условные патогены животных и человека; ^f – виды характерные для холодных экосистем. V – рост отмечен при +5°C; + – рост отмечен при +25°C.

Культивируемые микромицеты относились к различным эколого-трофическим и функциональным группам – сапротрофы, эпифиты/эндофиты/эксрисотрофы, потенциальные патогены растений, целлюлолитики, условные патогены животных и человека, виды, характерные для холодных экосистем.

Сапротрофные микромицеты выявлены из всех исследуемых образцов и представлены как типичными почвенными родами [44, 81] – *Alternaria*, *Aspergillus*, *Aureobasidium*, *Cladosporium*, *Epicoccum*, *Penicillium*, *Phoma*, *Pseudogymnoascus*, *Thelebolus*, так и видами, характерными для холодных экосистем, – *Antarctomyces psychrotrophicus*, *Cadophora fastigiata*, *Cadophora malorum*, *Glaciozyma watsonii*, *Goffeauzyma gilvescens*, *Hyphozyma variabilis*, *Leucosporidium frigidum*, *Mrakia frigida*, *Pseudogymnoascus pannorum*, *Rhodotorula svalbardensis*, *Teberdinia hygrophila*, *Teberdinia* sp., *Thelebolus microsporus*, *Thelebolus globosus*.

Пятая часть (20%) выявленных видов (*Alternaria alternata*, *Aspergillus fumigatus*, *Aureobasidium pullulans*, *Cladosporium cladosporioides*, *Pseudogymnoascus pannorum*) входит в базу данных BSL патогенных для человека и животных видов [42].

Среди выделенных микромицетов было мало видов, экологически связанных с растениями, – эпифитов, эндофитов или эксрисотрофов – *Aureobasidium pullulans*, *Epicoccum nigrum* и *Rhodotorula svalbardensis*. Однако 20% видов являлись целлюлолитиками, практически все из которых одновременно и фитопатогены [44, 81], – *Alternaria alternata*, *Cadophora malorum*, *Cladosporium cladosporioides*, *Phoma exigua*, *Phoma herbarum*.

Наибольшим видовым разнообразием характеризовались роды: *Penicillium* (3 вида), а также *Cadophora*, *Teberdinia* и *Thelebolus* (по 2 вида).

По численности (от 1.43×10^3 до 2.0×10^4 КОЕ/г почвы) и обилию (от 32 до 94%) доминировали представители сапротрофных и характерных для холодных экосистем видов – *Teberdinia hygrophila*, *Teberdinia* sp. и *Thelebolus microsporus*. Субдоминантами по численности (от 2.10×10^2 до 4.1×10^2 КОЕ/г почвы) и обилию (от 10 до 19%) являлись *Pseudogymnoascus pannorum*, *Mycelia sterilia* (dark color) и *Mycelia sterilia* (light color). Численность остальных выявленных микромицетов была мизерна – от 1.40×10^1 до 8.1×10^1 КОЕ/г почвы.

В первичной почве на леднике доминировали микромицеты *Thelebolus microsporus* и *Thelebolus globosus*; впервые показано, что в инситу криоконите в стаканах протаивания преобладает *Teberdinia hygrophila*; в переотложенном дисперсном криоконите – дрожжи *Aureobasidium pullulans*, *Glaciozyma watsonii* и *Goffeauzyma gilvescens*; в переотложенном криоконите конической формы – *Teberdinia hygrophila*; в слаборазвитой почве на морене – *Teberdinia hygrophila* и *Thelebolus microsporus*.

Численность копий функциональных генов цикла азота. Количество генов азотфиксации у бактерий *nifH* варьировало от 9.89×10^7 копий генов/г субстрата (слаборазвитая почва на морене с участием материала криоконита ледника Альдегонда, образец A19-11) до 9.81×10^{10} копий генов/г субстрата (переотложенный дисперсный криоконит с ледника Бертель, образец Pr8) (рис. 4). Большинство образцов (8 из 15) характеризовалось высокими значениями численности гена (около 10^{10} копий гена/г субстрата) и 10^9 копий гена/г субстрата (6 шт. из 15 или 40%). В среднем для образцов с ледника Бертель (группа Pr) средние значения численности гена *nifH* были выше (2.38×10^{10} копий гена/г почвы), чем для образцов с ледника Альдегонда (группа A19) – 2.09×10^{10} копий гена/г почвы. Из этих групп выделяются образцы Pr8 и A19-2

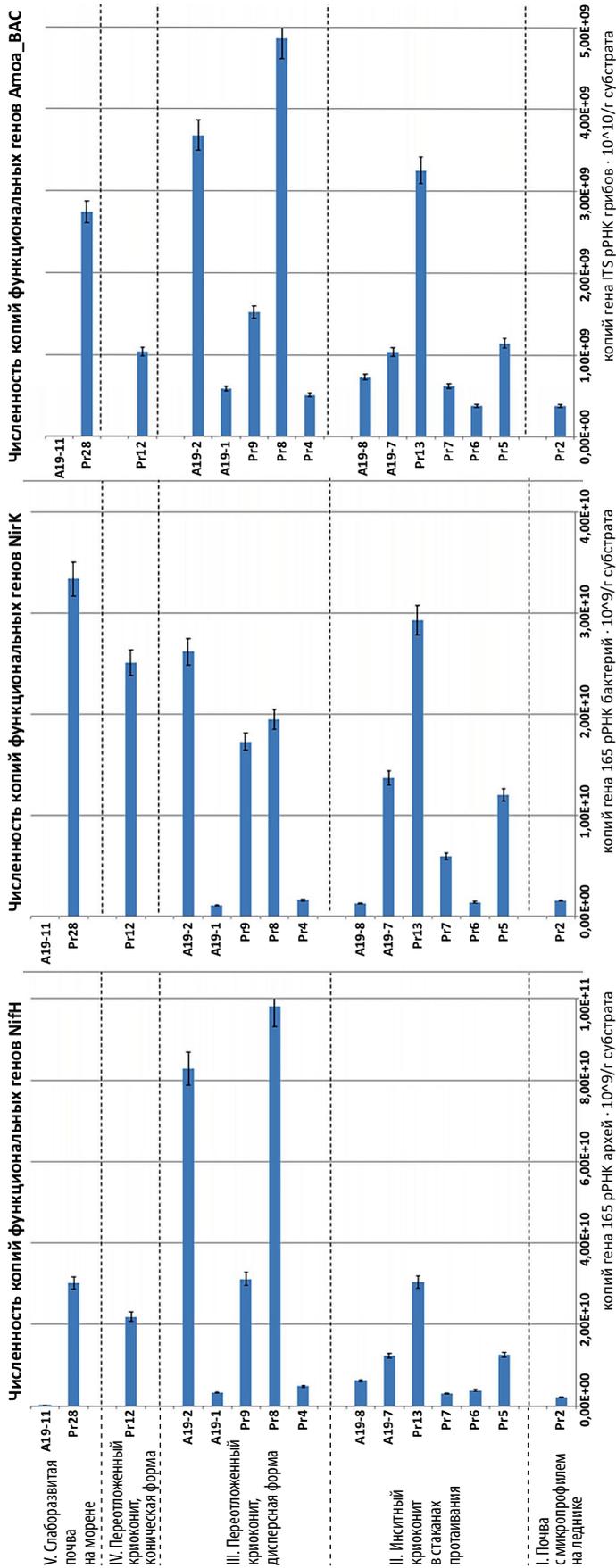


Рис. 4. Численность копий функциональных генов amoA, nifH бактерий и nifK.

с максимальной численностью генов — 9.81×10^{10} и 3.26×10^9 копий гена/г почвы соответственно. На фоне остальных проанализированных криоконитов образец A19-11 характеризовался относительно низкой численностью функциональных генов *nifH* — 9.89×10^7 копий генов/г почвы.

Количество генов нитрификации гена *amoA* у аммонийоксиляющих бактерий варьировало от 5.33×10^6 копий гена/г субстрата в слабообразованной почве на морене с участием материала криоконита ледника Альдегонда (образец A19-11) до 4.86×10^9 копий гена/г почвы в переотложенном дисперсном криоконите (ледник Бертель, образец Pr8). Большинство образцов характеризовалось значениями около 10^9 (8 из 15 или 53%) и 10^6 копий гена/г субстрата (6 из 15 или 40%). Для ледника Бертель (группа Pr) средние значения гена *amoA* выше (1.64×10^9 копий гена/г субстрата), чем для Альдегонда (группа A19) — 1.21×10^9 копий гена/г почвы. Из этих групп выделяются образцы Pr8 и A19-2 (группа III, переотложенный дисперсный криоконит) с максимальной численностью аммонийоксиляющих бактерий — 4.86×10^9 и 3.68×10^9 копий гена/г субстрата соответственно. На фоне остальных проанализированных образцов A19-11 характеризовался низкой численностью *amoA* — 5.33×10^6 копий гена/г субстрата. Количество генов денитрификации у бактерий *nirK* варьировало от 4.82×10^7 копий гена/г субстрата в слабообразованной почве на морене с участием материала криоконита ледника Альдегонда (образец A19-11) до 3.34×10^{10} копий гена/г почвы в слабообразованной почве на морене с участием материала криоконита ледника Бертель (образец Pr28). Большинство образцов (14 из 21 или 67%) характеризовалось значениями около 10^9 копий гена/г почвы. Также многие образцы (8 из 15 или 53%) имели значения около 10^{10} копий гена/г почвы и 10^9 копий гена/г субстрата (6 из 15 или 40%). В среднем для образцов ледника Бертель (группа Pr) средние значения количества функционального гена *nirK* были выше (1.47×10^{10} копий гена/г субстрата) по сравнению с результатами для ледника Альдегонда (группа A19) — 8.46×10^9 копий гена/г почвы. На фоне остальных проанализированных органо-минеральных систем образец A19-11 характеризовался относительно низкой численностью гена *nirK* — 4.82×10^7 копий гена/г почвы.

В целом численность копий всех проанализированных генов цикла азота (*amoA*, *nifH* и *nirK*) имела тенденцию к уменьшению в ряду: группа I почва с микропрофилем на леднике > группа IV переотложенный криоконит конической формы > группа V слабообразованная почва на морене > группа II инзитный криоконит в стаканах протаивания > группа III переотложенный дисперсный криоконит.

ОБСУЖДЕНИЕ

Общая биомасса микроорганизмов. В известных работах микробную биомассу в почвах и криоконитах Шпицбергена определяли лишь с помощью оценки содержания фосфолипидов жирных кислот (метод PLFA) [59], измерения субстрат-индуцированного дыхания в лаборатории [59, 94], а также посредством измерения концентрации аденозин-5-трифосфата (АТФ; индекс живой микробной биомассы) [68]. Однако данные методы, в отличие от люминесцентной микроскопии, не являются прямыми, поэтому не могут дать достоверную информацию о численности и биомассе микроорганизмов в почве [63]. Использованный метод прямой люминесцентной микроскопии позволил визуализировать клетки микроорганизмов и провести расчеты содержания грибной и прокариотной биомассы, а также определить их соотношение.

Впервые показано, что значительная часть микробной биомассы супрагляциальных объектов представлена грибами, что более характерно для почв, а не криоконитов [53, 63]. Полученные значения содержания биомассы микроорганизмов сопоставимы с таковыми для почв северных территорий архипелага Новая Земля [21]. Минимальные значения биомассы в проанализированных образцах сходны, а максимальные — примерно в 8 раз меньше по сравнению с таковыми для почв Земли Франца-Иосифа [26, 23]. Для существенной доли грибов исследованных образцов свойственно преобладание одноклеточных пропагул, по-видимому, по большей части представленных дрожжами, — чрезвычайно устойчивых к негативным абиотическим факторам жизненными формами микобиоты [95]. Объекты ледника Бертель (группа образцов Pr) имеют несколько большие запасы биомассы грибов, численность прокариот, а также длину грибного и актиномицетного мицелия по сравнению с ледником Альдегонда (группа образцов A19).

Структура биомассы грибов. В большинстве исследованных образцов содержание биомассы микобиоты сопоставимо с таковым для почв северных территорий архипелага Новая Земля [21]. Минимальные значения биомассы в проанализированных объектах Шпицбергена сходны, а максимальные примерно в 8 раз меньше, чем для почв Земли Франца-Иосифа [20, 23, 26]. В то же время в инзитных криоконитах в стаканах протаивания (образцы Pr6 и Pr7) биомасса грибов в 2–5.5 выше по сравнению с остальными изученными образцами архипелага Шпицбергена. По-видимому, это может быть обусловлено повышенным содержанием в них органического углерода (2.56 и 2.68% соответственно).

Для большинства органогенных и органо-минеральных горизонтов почв и почвоподобных тел

характерно преобладание мицелия в биомассе микобиоты [24, 72]. Тем не менее ряд исследованных образцов не содержал гиф. Это свидетельствует об угнетенном состоянии грибов в данных локусах, по-видимому, из-за низкого содержания органического вещества и малой активности воды. Такие выводы подтверждаются рядом работ [55, 90]. Около трех четвертей мицелия грибов представлено тонкими формами до 3 мкм в диаметре, что характерно для полярных регионов и, вероятно, является адаптацией к олиготрофным условиям. Не выявлено пряжковых гиф, что косвенно свидетельствует о низком содержании в этих арктических субстратах мицелиальных представителей отдела Basidiomycota [2, 89, 90].

В образцах Pr2 и Pr28, A19-7, A19-8, A19-11 среди одноклеточных пропагул обнаружено много округлых и овальных клеток, которые, судя по морфологическим критериям и наличию у них почкования, можно отнести к дрожжам – одной их характерных жизненных форм микобиоты в экстремально холодных экосистемах [39]. Дрожжи в основном одноклеточны, поэтому их трудно отличить от покоящихся грибных пропагул (спор, конидий и др.) [25].

Объекты на леднике Бертель (группа образцов Pr) имеют несколько большие запасы биомассы грибов, численность одноклеточных пропагул и длину грибного мицелия по сравнению с ледником Альдегонда (группа образцов A19). Однако значения для отдельных образцов Бертель меньше, чем для Альдегонда, и наоборот. Поэтому можно заключить, что условия развития микобиоты зависят не от географической широты, а от локальных условий (экологических факторов), в которых находится объект исследования [95].

Структура биомассы прокариот. Численность одноклеточных прокариот в исследованных объектах архипелага Шпицберген на порядок больше по сравнению со значениями для почв северных территорий архипелага Новая Земля [21] и сопоставима с количеством прокариот для территорий Земли Франца-Иосифа [23, 26] и Восточной Антарктиды [16, 24].

Длина мицелия актиномицетов в проанализированных объектах Шпицбергена в 2–3 раза больше по сравнению с таковой для почв севера Новой Земли [21] и в 4–6 раз меньше, чем для Земли Франца-Иосифа [23].

Практически все объекты на леднике Бертель имеют несколько большую численность прокариот и длину актиномицетного мицелия по сравнению с ледником Альдегонда. Исключением являются лишь образцы A19-7 и A19-8 группы II инзитных криоконитов в стаканах протаивания, где количество одноклеточных прокариот максимально по сравнению со значениями по всей выборке

образцов. Это может быть связано с высокой градулированностью данных объектов, которая обычно обуславливается аккумуляцией полисахаридных слизей в результате активного развития нитчатых цианобактерий [80].

Численность и таксономическая структура комплекса культивируемых сапротрофных бактерий и актиномицетов в исследованных криоконитах Шпицбергена сравнима с таковыми для почв архипелага [82, 83] и севера Новой Земли [22]. Однако численность сапротрофных культивируемых бактерий и число таксонов в проанализированных образцах значительно ниже по сравнению с грунтами Восточной Антарктиды [16, 60]. Такие различия могут быть связаны с климатическим фактором [51].

В проанализированных органо-минеральных системах доминировали грамположительные бактерии, представленные таксонами, устойчивыми к экстремальным условиям, что типично для высоких широт [61, 65]. Субдоминантами в образцах с относительно высоким обилием органического углерода являлись представители родов *Bacillus*, *Cytophaga*, *Mycococcus*, *Polyangium* и *Streptomyces* – активные деструкторы растительных полимеров [13, 47]. В образцах с относительно низким содержанием органического углерода субдоминанты представлены родами *Bacillus* и *Streptomyces*. Группа среднего обилия и минорные компоненты включали грамотрицательные бактерии, доля которых обычно невелика в полярных почвах [65]. Определенного интереса заслуживает выделение из образцов с низким содержанием органического углерода родов *Caulobacter* и *Aquaspirillum* – типичных представителей олиготрофных и обводненных экосистем [78]. Такой перечень таксонов может свидетельствовать о переносе минеральных и органических частиц супрагляциальных объектов с других территорий [32].

Численность и таксономический состав комплексов культивируемых микромицетов изученных объектов Шпицбергена по порядку значений и списку видов в общих чертах соответствовали данным, ранее полученным как для других районов архипелага [9, 10, 12], так и для иных территорий полярных областей: Земли Франца-Иосифа [11, 26] и Восточной Антарктиды [3, 17, 20, 57].

Выявлены специфические черты структуры сообществ микромицетов, свойственные исследованным образцам. Так, *Teberdinia hygrophila*, *Antarctomyces psychrotrophicus* и *Hyphozyma variabilis* обнаружены на территории Шпицбергена впервые. Род *Teberdinia* с единственным видом *T. hygrophila* впервые описан совсем недавно (2005 г.) и выделен из высокогорных почв Теберды (Карачаево-Черкесская Республика, Россия) [84]. В 2010 г. *T. hygrophila* обнаружена в донных отложениях

Карского моря [38]; в 2014 г. — в вечномерзлых грунтах Антарктиды [58]; в 2016 г. — в многолетнем льду пещеры Румынии и в высокогорных почвах Кореи [34]. *Antarctomyces psychrotrophicus* и *Hyphozyma variabilis* также выявляют лишь в полярных экосистемах и высокогорьях [3, 16, 20, 22, 42]. Таким образом, данные таксоны обнаруживаются в мире достаточно редко и в чрезвычайно удаленных друг от друга регионах, характеризующихся экстремально холодным климатом. Такая необычная встречаемость (в Арктике, Антарктике, высокогорьях и дне морей) показана и для других таксонов микроскопических грибов и названа “биополным эндемизмом” [89].

Отметим, что представители рода *Teberdinia* являлись доминантами для части образцов — численность доходила до 2.0×10^4 КОЕ/г почвы, а относительное обилие возрастало до 94%. Поэтому представляется странным, как данный микромицет оставался невыявленным на Шпицбергене до настоящего времени. Возможно, физиологические особенности рода *Teberdinia* таковы, что его развитие возможно лишь в специфических экологических нишах [84].

Исследованные объекты Шпицбергена отличаются между собой по структуре сообществ микромицетов, однако *Teberdinia hygrophila*, *Thelebolus microsporus* и *Mycelia sterilia* (light color) характерны для большинства образцов.

Отличительной чертой образцов с ледника Альдегонда являлось наличие выраженных доминантов *Teberdinia hygrophila*, *Teberdinia* sp. и *Thelebolus microsporus* и чрезвычайно низкого разнообразия культивируемых микроскопических грибов. Численность практически всех микромицетов для Альдегонда относительно велика. Образцы данной локации отличаются от образцов ледника Бертель отсутствием ряда видов — *Antarctomyces psychrotrophicus*, *Aspergillus fumigatus*, *Aureobasidium pullulans*, *Cadophora fastigiata*, *Cadophora malorum*, *Epicoccum nigrum*, *Glaciozyma watsonii*, *Goffeaulyzma gilvescens*, *Hyphozyma variabilis*, *Leucosporidium frigidum*, *Mrakia frigida*, *Penicillium variabile*, *Penicillium chrysogenum*, *Penicillium expansum*, *Rhodotorula svalbardensis*, *Thelebolus globosus*, *Torula terrestris*, а также *Mycelia sterilia* (light color). В образце A19-2 переотложенного дисперсного криоконита микромицеты не выявлены. Важно отметить, что в леднике Альдегонда не обнаружены дрожжи, что может указывать на меньшее содержание доступного ОВ и более суровые климатические условия [31]. Странным кажется отсутствие в образцах Альдегонды представителей эвритонового рода *Penicillium*, который обнаружен в леднике Бертель. Ввиду того, что *Penicillium* — типичный почвенный сапротроф и умеренный ксерофил [43], это может свидетельствовать о большем сходстве объектов ледника Бертель с почвами по структуре

организации, количеству ОВ и условиям увлажнения.

Ледник Бертель характеризовался отсутствием доминантов, но большим по сравнению с Альдегондом разнообразием культивируемых микроскопических грибов. Численность всех микромицетов данных образцов мала; выявлены дрожжи нескольких родов. В образцах ледника Бертель нет некоторых видов, которые отмечены в Альдегонде — эвритонов *Alternaria alternata* и *Cladosporium cladosporioides*, а также типичных видов для холодных экосистем — *Phoma herbarum* и *Pseudogymnoascus pannorum*.

Численность функциональных генов цикла азота.

Численность копий ключевого гена азотфиксации у бактерий *nifH* в исследованных почвах сопоставима со значениями для почв севера Новой Земли [20] и выше значений, полученных для почв тундр Ненецкого автономного округа [98]. Обилие гена *nifH*, ответственного за фиксацию атмосферного азота, коррелирует с содержанием общего почвенного азота, нитратов и аммонийсодержащих соединений, как и в других почвенно-экологических исследованиях [64, 76], в том числе для Арктических территорий [87, 94].

Число копий гена *amoA* в проанализированных криоконитах Шпицбергена на два порядка выше значений, известных для криоконитов ледника Урумчи в горах Тянь-Шаня (Китай) [80], тундровых почв Ненецкого автономного округа [98] и почв севера Новой Земли [20]. Гены аммониймонооксигеназы (*amoA*) имеют большое распространение в почвах и природных водах [88]. В связи с этим предполагаем, что высокую численность данной группы можно связать с интенсивным преобразованием фиксируемого диазотрофами азота в нитратную форму [74]. Наименьшая численность бактериальных генов *amoA* среди всех рассмотренных функциональных генов может быть объяснена низким содержанием органического азота во всех проанализированных почвах [94]. Известно, что обилие бактериального гена *amoA* в почве коррелирует с количеством аммонийсодержащих соединений [73].

Численность функционального гена денитрификации бактерий *nirK* в изученных криоконитах Шпицбергена сопоставима со значениями для почв севера Новой Земли [20] и на порядок меньше, чем для тундровых почв Ненецкого автономного округа [98]. Оценивая процессы денитрификации, обычно рассматривают 2 функциональных гена: *nirK* и *nirS*. Согласно некоторым исследованиям, *nirK* (ген, кодирующий нитритредуктазу меди) более распространен в наземных экосистемах, тогда как *nirS* (ген, кодирующий цитохром cd1-нитритредуктаза) более распространен в морских экосистемах [37, 54, 93].

В целом, численность всех проанализированных функциональных генов, связанных с трансформацией азота (*amoA*, *nifH* и *nirK*), выше для образцов ледника Бертель (группа Pr), чем для образцов ледника Альдегонда (группа A19). Полагаем, это может быть связано с гораздо более высоким отношением C/N в образцах Бертель по сравнению с образцами ледника Альдегонда. Отношение C/N обычно обуславливает интенсивность протекания всех процессов цикла азота в экосистеме [66].

Численность функциональных генов *nifH* и *amoA* максимальна для образцов A19-2 и Pr8, в то время как наибольшие значения гена *nirK* выявлены для образца Pr28. Вероятно, это можно объяснить низким содержанием азота во всех этих криоконитах (особенно для Pr28).

Минимальная численность всех проанализированных функциональных генов, связанных с трансформацией азота (*amoA*, *nifH* и *nirK*), отмечена для образца A19-11. Данный факт, в первую очередь, может быть обусловлен относительно низким соотношением C/N, при котором активно идут процессы иммобилизации азота в биомассу микроорганизмов [28].

Известно, что наличие того или иного функционального гена у микроорганизма не всегда говорит, что такой ген реально работает в природных условиях [52]. Поэтому высокая численность рассмотренных функциональных генов цикла азота еще не доказывает, что в криоконитах Шпицбергена интенсивность процессов выше, чем в более южных регионах с менее суровым климатом.

В исследованных криоконита Шпицбергена наибольшей численностью обладали гены азотфиксации *nifH* (почти до 10^{10} копий гена/г почвы). Это опровергает работы, где выявлено преобладание генов, связанных с денитрификацией (*nirK* и *nirS*) по сравнению с *nifH* и *amoA* [76, 98]. Полагаем, такая закономерность может быть связана с экстремальными климатическими условиями в арктических олиготрофных (обедненных питательными элементами) экосистемах, где развитие жизни, в первую очередь, лимитируется содержанием доступных форм азота [66, 94].

Значительная численность функциональных генов микроорганизмов свидетельствует об интенсивном протекании процессов трансформации азота в супрагляциальных образцах Шпицбергена и заметном вкладе прокариот в продукцию парниковых газов, по крайней мере, в теплый период года.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подтверждена первая выдвинутая рабочая гипотеза. Показано существенное изменение структуры сообщества микроорганизмов (численность, таксономическое разнообразие, соотношение

эколого-трофических групп) в ряду супрагляциальных тел острова Западный Шпицберген по выделенным группам образцов. Количественные показатели микробиома исследованных объектов варьируют в широких пределах, нижние значения которых соответствуют высокоарктическим пустошам, а высшие — ландшафтам умеренного климата. Поэтому, несмотря на общность названия (криоконит), их биологические параметры могут существенно отличаться.

Частично подтверждена вторая предложенная рабочая гипотеза. Впервые показано, что доминирующим (до 99% по массе) компонентом микробиома супрагляциальных объектов (как в аэрируемых криоконитах, так и в стаканах протаивания с талой водой) могут являться грибы, большая часть биомассы которых представлена мицелием, что свидетельствует о высокой активности микробиоты в супрагляциальных объектах архипелага. Микроскопические грибы *Teberdinia hygrophila*, *Antarctomyces psychrotrophicus* и *Hyphozyma variabilis* обнаружены на территории Шпицбергена впервые, что представляет значительный интерес в плане изучения микробного разнообразия экстремально холодных биотопов Арктики. Впервые оценена биомасса микроорганизмов, а также количество функциональных генов цикла азота в криоконитовом материале ледников Альдегонда и Бертель архипелага Шпицберген. Почти три четверти всех выявленных микроорганизмов представлены мелкими формами, что характерно для экстремальных экосистем.

Сопоставляя совокупность проанализированных микробиологических параметров в исследованных супрагляциальных объектах и почвах (почвоподобных телах) других высокоширотных территорий, можно выстроить следующий ряд по увеличению биологической активности субстратов: оазисы Восточной Антарктиды < север Новой Земли = Шпицберген < Земля Франца-Иосифа. Можно предположить, что на рост и активность микроорганизмов, в первую очередь, будут влиять параметры конкретной экологической ниши, а не глобальные географические условия региона. Например, в криоконитах складываются относительно благоприятные условия для развития жизни — защищенность от ветра, повышенная инсоляция и более высокая температура, высокое содержание питательных элементов, достаточная влажность и др. В то же время архипелаг Шпицберген находится в высокоарктической природной зоне с экстремальным климатом, а также имеет мощный ледниковый покров, оказывающий иссушающее и охлаждающее действие.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФ в рамках научного проекта № 20-17-00212: блок микробиологических исследований и определение содержания углерода и азота в криоконите и почвах. Полевые работы проводились при поддержке темы государственного задания Института географии РАН по Шпицбергену.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белкина О.А., Мавлюдов Б.Р. Мхи на ледниках Шпицбергена. // Ботанический журнал. 2011. № 96(5). С. 582–596.
2. Бубнова Е.Н., Никитин Д.А. Грибы в донных грунтах Баренцева и Карского морей // Биология моря. 2017. № 43(5). С. 366–371.
3. Власов Д.Ю., Кирицели И.Ю., Абакумов Е.В., Новожилков Ю.К., Зеленская М.С., Баранцевич Е.П. Антропогенная инвазия микромицетов в ненарушенные экосистемы оазиса Холмы Ларсеманн (Восточная Антарктида) // Российский журнал биологических инвазий. 2020. № 13(2). С. 23–34.
4. Глазовская М.А. Эоловые мелкоземистые накопления на ледниках хребта Терской Ала-Тау // Тр. Ин-та географии АН СССР. 1952. Вып. 49. С. 55–69.
5. Глазовская М.А. Эоловые отложения на ледниках Тянь-Шаня // Природа. 1954. № 2. С. 90–92.
6. Глушакова А.М., Качалкин А.В., Чернов И.Ю. Особенности динамики эпифитных и почвенных дрожжевых сообществ в зарослях недотроги железконосной на перегнойно-глеевой почве // Почвоведение. 2011. № 8. С. 966–972.
7. Зазовская Э.П., Мергелов Н.С., Шишков В.А., Долгих А.В., Добрянский А.С., Лебедева М.П., Турчинская С.М., Горячкин С.В. Криокониты как факторы развития почв в условиях быстрого отступления ледника Альдегонда, Западный Шпицберген // Почвоведение. 2022. № 3. С. 281–295. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22030157>
8. Звягинцев Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. С. 60.
9. Кирицели И.Ю. Микромицеты из почв и грунтов Северо-восточной Земли (архипелаг Шпицберген) // Микология и фитопатология. 2010. № 44(2). С. 116–125.
10. Кирицели И.Ю. Микроскопические грибы в почвах и грунтах арктических горных систем // Биосфера. 2016. № 8(1). С. 63–78.
11. Кирицели И.Ю. Микроскопические грибы в почвах острова Хейса (Земля Франца-Иосифа) // Новости систематики низших растений. 2015. № 49. С. 151–160.
12. Кирицели И.Ю., Власов Д.Ю., Зеленская М.С., Ильюшин В.А., Новожилков Ю.К., Чуркина И.В., Баранцевич Е.П. Оценка антропогенной инвазии микроскопических грибов в арктические экосистемы (архипелаг Шпицберген) // Гигиена и санитария. 2020. № 99(2). С. 145–151.
13. Корнейкова М.В., Редькина В.В., Мязин В.А., Фокина Н.В., Шальгина Р.Р. Микроорганизмы почв полуострова Рыбачий // Тр. Кольского научного центра РАН. 2019. № 10. С. 108–122. <https://doi.org/10.25702/KSC.2307-5252.2019.4.108-122>
14. Кочкина Г.А., Иванушкина Н.Е., Карасев С.Г., Гавриш Е.Ю., Гурина Л.И., Евтушенко Л.И., Спирина Е.В., Воробьева Е.А., Гиличинский Д.А., Озерская С.М. Микромицеты и актинобактерии в условиях многолетней естественной криоконсервации // Микробиология. 2001. Т. 70. № 3. С. 412–420.
15. Лысак Л.В., Максимова И.А., Никитин Д.А., Иванова А.Е., Кудинова А.Г., Соина В.С., Марфенина О.Е. Микробные сообщества почв российских полярных станций Восточной Антарктиды // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16, биология. 2018. № 3. С. 132–140.
16. Лысак Л.В., Скворцова И.Н., Добровольская Т.Г. Методы оценки бактериального разнообразия почв и идентификации почвенных бактерий. 2003. М.: Макс-пресс, 120 с.
17. Марфенина О.Е., Никитин Д.А., Иванова А.Е. Структура грибной биомассы и разнообразие культивируемых микромицетов в почвах Антарктиды (станции Прогресс и Русская) // Почвоведение. 2016. № 8. С. 991–999. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16080074>
18. Мергелов Н.С., Горячкин С.В., Зазовская Э.П., Карелин Д.В., Никитин Д.А., Курузов С.С. Супрагляциальные почвы и почвоподобные тела: разнообразие, генезис, функционирование (обзор) // Почвоведение. 2023. № 12. С. 1522–1539. <https://doi.org/10.31857/S0032180X230601494>
19. Мигунова В.Д., Кураков А.В. Структура микробной биомассы и трофические группы нематод в дерново-подзолистых почвах постагрогенной сукцессии в южной тайге (Тверская область) // Почвоведение. 2014. № 5. С. 584–584. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14050165>
20. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Бадмадашиев Д.В. Молекулярно-биологическая характеристика почвенного микробиома северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2022. № 8. С. 1035–1045.
21. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Бадмадашиев Д.В., Холод С.С., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Горячкин С.В. Биологическая активность почв в условиях покровного оледенения в северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1207–1230. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21100087>

22. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Кутовая О.В., Грачева Т.А. Эколого-трофическая структура и таксономическая характеристика сообществ микроорганизмов почв северной части архипелага Новая Земля // Почвоведение. 2021. № 11. С. 1346–1362. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21110101>
23. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Заовская Э.П., Горячкин С.В. Микробная биомасса, запасы углерода и эмиссия CO₂ в почвах Земли Франца-Иосифа: высокоарктические тундры или полярные пустыни? // Почвоведение. 2020. № 4. С. 1–19. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20040115>
24. Никитин Д.А., Марфенина О.Е., Кудинова А.Г., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Лупачев А.В. Микробная биомасса и биологическая активность почв и почвоподобных тел береговых оазисов Антарктиды // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1122–1133. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17070073>
25. Никитин Д.А., Марфенина О.Е., Максимова И.А. Использование сукцессионного подхода при изучении видового состава микроскопических грибов и содержания грибной биомассы в антарктических почвах // Микология и фитопатология. 2017. № 51(4). С. 211–219.
26. Никитин Д.А., Семенов М.В., Семиколенных А.А., Максимова И.А., Качалкин А.В., Иванова А.Е. Биомасса грибов и видовое разнообразие культивируемой микобиоты почв и субстратов о. Нортбрук (Земля Франца-Иосифа) // Микология и фитопатология. 2019. Т. 53. № 4. С. 210–222. <https://doi.org/10.1134/S002636481904010X>
27. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатели экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706–714.
28. Семенов В.М. Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве // Агрохимия. 2020. № 6. С. 78–96. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060101>
29. Хабибуллина Ф.М., Кузнецова Е.Г., Васенева И.З. Микробиоты подзолистых и болотно-подзолистых почв в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1228–1228. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14100049>
30. Хоулт Дж., Круга Н., Снита П., Стейли Дж., Уилльямса С. Определитель бактерий Берджи (в 2 томах) // Пер. с англ. под ред. Заварзина Г.А. М.: Мир, 1997. 800 с.
31. Чернов И.Ю. Широтно-зональные и пространственно-сукцессионные тренды в распределении дрожжевых грибов // Журнал общей биологии. 2005. № 66(2). С. 123–135.
32. Aalto J., Scherrer D., Lenoir J., Guisan A., Luoto M. Biogeophysical controls on soil-atmosphere thermal differences: implications on warming Arctic ecosystems // Environ. Res. Lett. 2018. V. 13(7). P. 074003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac83e>
33. Abakumov E., Nizamutdinov T., Polyakov V. Analysis of the polydispersity of soil-like bodies in glacier environments by the laser light scattering (diffraction) method // Biol. Comm. 2021. V. 66(3). P. 198–209. <https://doi.org/10.21638/spbu03.2021.302>
34. Adhikari K., Hartemink A.E. Linking soils to ecosystem services—A global review // Geoderma. 2016. V. 262. P. 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
35. Anesio A.M., Laybourn-Parry J. Glaciers and ice sheets as a biome // TREE. 2012. V. 27(4). P. 219–225. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.09.012>
36. Bekku Y.S., Nakatsubo T., Kume A., Koizumi H. Soil microbial biomass, respiration rate, and temperature dependence on a successional glacier foreland in Ny-Ålesund, Svalbard // Arct. Antarct. Alp. Res. 2004. V. 36(4). P. 395–399. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2004\)036\[0395:SMBRRA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2004)036[0395:SMBRRA]2.0.CO;2)
37. Braker G., Fesefeldt A., Witzel K.P. Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (nirK and nirS) to detect denitrifying bacteria in environmental samples // Appl. Environ. Microbiol. 1998. V. 64. P. 3769–3775.
38. Bubnova E.N. Fungal diversity in bottom sediments of the Kara Sea // Botanica marina. 2010. V. 53(6). P. 595–600. <https://doi.org/10.1515/BOT.2010.063>
39. Buzzini P., Turchetti B., Yurkov A. Extremophilic yeasts: the toughest yeasts around? // Yeast. 2018. V. 35(8). P. 487–497. <https://doi.org/10.1002/yea.3314>
40. Cameron K., Hodson A.J., Osborn M. Carbon and nitrogen biogeochemical cycling potentials of supraglacial cryoconite communities // Polar Biology. 2012. V. 35. P. 1375–1393. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1178-3>
41. Chapin F.S., Matson P.A., Vitousek P.M. Nutrient cycling // Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. 2011. P. 259–296. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>
42. De Hoog G.S., Gottlich E., Platas G., Genilloud O., Leotta G., Van Brummelen J. Evolution, taxonomy and ecology of the genus *Thelebolus* in Antarctica // Studies in Mycology. 2004. V. 51. P. 33.
43. Dix N.J., Webster J. Fungal ecology. Springer Science & Business Media, 2012. P. 376.
44. Domsch K.H., Gams W., Anderson T. Compendium of soil fungi. Eching: IHW-Verlag, 2007.
45. Edwards A., Anesio A.M., Rassner S.M., Sattler B., Hubbard B., Perkins W.T., Youn M., Gareth W.G. Possible interactions between bacterial diversity, microbial activity and supraglacial hydrology of cryoconite holes in Svalbard // ISME J. 2011. V. 51(1). P. 150–160. <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.100>
46. Edwards A., Douglas B., Anesio A., Rassner S.M., Irvine-Fynn T.D., Sattler B., Griffith G.W. A distinctive fungal community inhabiting cryoconite holes on glaciers in Svalbard // Fungal Ecology. 2013. V. 6. P. 168–176. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.11.001>

47. *Flimban S., Oh S.E., Joo J.H., Hussein K.A.* Characterization and identification of cellulose-degrading bacteria isolated from a microbial fuel cell reactor // *Biotechnology and Bioprocess Engineering*. 2019. V. 24(4). P. 622–631. <https://doi.org/10.1007/s12257-019-0089-3>
48. *Freitag T.E., Chang L., Prosser J.I.* Changes in the community structure and activity of betaproteobacterial ammonia-oxidizing sediment bacteria along a freshwater-marine gradient // *Environ. Microbiol.* 2006. V. 8(4). P. 684–696.
49. *Hassan N., Rafiq M., Hayat M., Shah A.A., Hasan F.* Psychrophilic and psychrotrophic fungi: a comprehensive review // *Rev. Environ. Sci.* 2016. V. 15. P. 147–172. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9395-9>
50. *Hoham R.W., Remias D.* Snow and glacial algae: a review // *J. Phycol.* 2020. V. 56(2). P. 264–282. <https://doi.org/10.1111/jpy.12952>
51. *Hutchins D.A., Jansson J.K., Remais J.V., Rich V.I., Singh B.K., Trivedi P.* Climate change microbiology—problems and perspectives // *Nat. Rev. Microbiol.* 2019. V. 17(6). P. 391–396. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0178-5>
52. *Imhoff J.F.* New dimensions in microbial ecology—functional genes in studies to unravel the biodiversity and role of functional microbial groups in the environment // *Microorganisms*. 2016. V. 4(2). P. 19. <https://doi.org/10.3390/microorganisms4020019>
53. *Joergensen R.G., Emmerling C.* Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils // *JPNSS*. 2006. V. 169(3). P. 295–309. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521941>
54. *Jones C.M., Hallin S.* Ecological and evolutionary factors under lying global and local assembly of denitrifier communities. *ISMEJ*. Nature Publishing Group. 2010. V. 4. P. 633–641. PMID: 2009078549. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.152>
55. *Joshi S., Bajpai A., Johri B.N.* Extremophilic fungi at the interface of climate change // *Fungi Bio-Prospect in Sustainable Agriculture, Environment and Nano-technology*. P. 1–22. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821925-6.00001-0>
56. *Kaczmarek L., Jakubowska N., Sofia C.G. et al.* The microorganisms of cryoconite holes (algae, Archaea, bacteria, cyanobacteria, fungi, and protista): a review // *Polar Record*. 2015. V. 52(2). P. 176–203. <https://doi.org/10.1017/S0032247415000637>
57. *Kochkina G.A., Ivanushkina N.E., Lupachev A.V., Starodumova I.P., Vasilenko O.V., Ozerskaya S.M.* Diversity of mycelial fungi in natural and human-affected Antarctic soils // *Polar Biol.* 2019. V. 42(1). P. 47–64. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2398-y>
58. *Kochkina G.A., Ozerskaya S.M., Ivanushkina N.E., Chigineva N.I., Vasilenko O.V., Spirina E.V., Gili-chinskii D.A.* Fungal diversity in the Antarctic active layer // *J. Microbiol.* 2014. V. 83(1). P. 94–101. <https://doi.org/10.1134/S002626171402012X>
59. *Kotas P., Šantrůčková H., Elster J., Kaštovská E.* Soil microbial biomass, activity and community composition along altitudinal gradients in the High Arctic (Billefjorden, Svalbard) // *Biogeosciences*. 2018. V. 15(6). P. 1879. <https://doi.org/10.5194/bg-15-1879-2018>
60. *Kudinova A.G., Petrova M.A., Dolgikh A.V., Soina V.S., Lysak L.V., Maslova O.A.* Taxonomic Diversity of Bacteria and Their Filterable Forms in the Soils of Eastern Antarctica (Larsemann Hills and Bunger Hills) // *J. Microbiol.* 2020. V. 89(5). P. 574–584. <https://doi.org/10.1134/S0026261720050136>
61. *Kumar S., Suyal D.C., Yadav A., Shouche Y., Goel R.* Microbial diversity and soil physicochemical characteristic of higher altitude // *PLoS One*. 2019. V. 14(3). P. e0213844. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213844>
62. *Lang C., Fettweis X., Ericum M.* Stable climate and surface mass balance in Svalbard over 1979–2013 despite the Arctic warming // *The Cryosphere*. 2015. V. 9(1). P. 83–101. <https://doi.org/10.5194/tc-9-83-2015>
63. *Li Y., Dick W.A., Tuovinen O.H.* Fluorescence microscopy for visualization of soil microorganisms—a review // *Biol. Fertil. Soils*. 2004. V. 39(5). P. 301–311. <https://doi.org/10.1007/s00374-004-0722-x>
64. *Ma W., Jiang S., Assemien F., Qin M., Ma B., Xie Z.* Response of microbial functional groups involved in soil N cycle to P and N fertilization in Tibetan pine meadows // *Soil Biol. Biochem.* 2016. V. 101. P. 195–206. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.023>
65. *Malcheva B., Nustorova M., Zhiyanski M., Sokolovska M., Yaneva R., Abakumov E.* Diversity and activity of microorganisms in Antarctic polar soils // *One Ecosystem*. 2020. V. 5. P. e51816. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51816>
66. *Martínez-Espinosa R.M.* Microorganisms and their metabolic capabilities in the context of the biogeochemical nitrogen cycle at extreme environments // *Int. J. Mol. Sci.* 2020. V. 21(12). P. 4228. <https://doi.org/10.3390/ijms21124228>
67. *Musilova M., Tranter M., Bamber J.L., Takeuchi N., Anesio A.M.* Experimental evidence that microbial activity lowers the albedo of glaciers // *Geochem. Perspect. Lett.* 2016. V. 2. P. 106–116. <https://doi.org/10.7185/geochemlet.1611>
68. *Nakatsubo T., Yoshitake S., Uchida M., Uchida M., Shibata Y., Koizumi H.* Organic carbon and microbial biomass in a raised beach deposit under terrestrial vegetation in the High Arctic, Ny-Ålesund, Svalbard // *Polar Res.* 2008. V. 27(1). P. 23–27. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2008.00037.x>
69. *Nizamutdinov T., Mavlyudov B., Polyakov V., Abakumov E.* Sediments from cryoconite holes and dirt cones on the surface of Svalbard glaciers: main chemical and physicochemical properties // *Acta Geochimica*. 2023. V. 42(2). P. 346–359. <https://doi.org/10.1007/s11631-022-00586-3>

70. Pittino F., Maglio M., Gandolfi I., Azzoni R.S., Diolaiti G., Ambrosini R., Franzetti A. Bacterial communities of cryoconite holes of a temperate alpine glacier show both seasonal trends and year-to-year variability // *Ann. Glaciol.* 2018. V. 59(77). P. 1–9. <https://doi.org/10.1017/aog.2018.16>
71. Polyakov V., Zazovskaya E., Abakumov E. Molecular composition of humic substances isolated from selected soils and cryconite of the Grønffjorden area, Spitsbergen // *Pol. Polar Res.* 2019. V. 40(2). P. 105–120. <https://doi.org/10.24425/ppr.2019.128369>
72. Polyanskaya L.M., Yumakov D.D., Tyugay Z.N., Stepanov A.L. Fungi and Bacteria in the Dark-Humus Forest Soil // *Eurasian Soil Sci.* 2020. V. 53(9). P. 1255–1259. <https://doi.org/10.1134/S1064229320090124>
73. Prosser J.I., Nicol G.W. Prosser J.I., Nicol G.W. Archaeal and bacterial ammonia-oxidisers in soil: the quest for niche specialisation and differentiation // *Trends in Microbiol.* 2012. V. 20. P. 523–531. PMID: 22959489. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2012.08.001>
74. Purkhold U., Pommerening-Röser A., Juretschko S., Schmid M.C., Koops H.P., Wagner M. Phylogeny of all recognized species of ammonia oxidizers based on comparative 16S rRNA and amoA sequence analysis: implications for molecular diversity surveys // *Appl. Environ. Microbiol.* 2000. V. 66(12). P. 5368. <https://doi.org/10.1128/aem.66.12.5368-5382.2000>
75. Ravolainen V., Soininen E.M., Jónsdóttir I.S., Eischeid I., Forchhammer M., van der Wal R., Pedersen Å.Ø. High Arctic ecosystem states: Conceptual models of vegetation change to guide long-term monitoring and research // *Ambio.* 2020. V. 49(3). P. 666–677. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01310-x>
76. Regan K., Stempfhuber B., Schloter M., Rasche F., Prati D., Philippot L., Boeddinghaus R.S., Kandeler E., Marhan S. Spatial and temporal dynamics of nitrogen fixing, nitrifying and denitrifying microbes in an unfertilized grassland soil // *Soil Biol. Biochem.* 2017. V. 109. P. 214–226. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.01145>
77. Rozwalak P., Podkowa P., Buda J., Niedzielski P., Kawecki S., Ambrosini R., Azzoni R.S. et al. Cryoconite—From minerals and organic matter to bioengineered sediments on glacier’s surfaces // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 807. P. 150874. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150874>
78. Salcher M.M. Isolation and cultivation of planktonic freshwater microbes is essential for a comprehensive understanding of their ecology // *Aquat. Microb. Ecol.* 2016. V. 77(3). P. 183–196. <https://doi.org/10.3354/ame01796>
79. Schuler T.V., Kohler J., Elagina N., Hagen J.O.M., Hodson A.J., Jania J.A., et al. Reconciling Svalbard glacier mass balance // *Front. Earth Sci.* 2020. V. 9. P. 156. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00156>
80. Segawa T., Takeuchi N., Mori H., Rathnayake R.M., Li Z., Akiyoshi A., Satoh H., Ishii S. Redox stratification within cryoconite granules influences the nitrogen cycle on glaciers // *FEMS microbiology ecol.* 2020. V. 96(11). P. fiae199. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae199>
81. Seifert K.A., Gams W. The genera of Hyphomycetes—2011 update // *Persoonia: Mol. Phylogeny Evol. of Fungi.* 2011. V. 27(1). P. 119–129. <https://doi.org/10.3767/003158511X617435>
82. Singh P., Singh S.M. Characterisation of yeasts and filamentous fungi isolated from cryoconite holes of Svalbard, Arctic // *Polar Biol.* 2012. V. 35. P. 575–583. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1103-1>
83. Singh P., Singh S.M., Singh R.N., Naik S., Roy U., Srivastava A., Bölter M. Bacterial communities in ancient permafrost profiles of Svalbard, Arctic // *J. basic microbiol.* 2017. V. 57(12). P. 1018–1036. <https://doi.org/10.1002/jobm.201700061>
84. Sogonov M.V., Schroers H.J., Gams W., Dijksterhuis J., Summerbell R. C. The hyphomycete *Teberdinia hygrophila* gen. nov., sp. nov. and related anamorphs of *Pseudeurotium* species // *Mycologia.* 2005. V. 97(3). P. 695–709. <https://doi.org/10.1080/15572536.2006.11832799>
85. Stibal M., Sabacka M., Kastova K. Microbial communities on glacier surfaces in Svalbard: impact of physical and chemical properties on abundance and structure of cyanobacteria and algae // *Microb. Ecol.* 2006. V. 52(4). P. 644–654. <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9083-3>
86. Takeuchi N. Optical characteristics of cryoconite (surface dust) on glaciers: the relationship between light absorbency and the property of organic matter contained in the cryoconite // *Ann. Glaciol.* 2002. V. 34. P. 409–414.
87. Taş N., Prestat E., Wang S., Wu Y., Ulrich C., Kneafsey T., et al. Landscape topography structures the soil microbiome in arctic polygonal tundra // *Nat Commun.* 2018. V. 9. P. 777. PMID: 29472560. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03089-z>
88. Tourna M., Stieglmeier M., Spang A., Könneke M., Schintlmeister A., Urich T., Engel M., Schloter M., Wagner M., Richter A., Schleper C. Nitrososphaera viennensis, an ammonia oxidizing archaeon from soil // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 2011. V. 108(20). P. 8420–8425. <https://doi.org/10.1073/pnas.1013488108>
89. Wang M., Jiang X., Wu W., Hao Y., Su Y., Cai L., Xiang M., Liu X. Psychrophilic fungi from the world’s roof. *Persoonia* // *Mol. Phylogenet. Evol. Fungi.* 2015. V. 34. P. 100–112. <https://doi.org/10.3767/003158515X685878>
90. Wang M., Tian J., Xiang M., Liu X. Living strategy of cold-adapted fungi with the reference to several representative species // *Mycology.* 2017. V. 8(3). P. 178–188. <https://doi.org/10.1080/21501203.2017.1370429>
91. Wong M.L., Medrano J.F. Real-time PCR for mRNA quantitation // *Biotechniques.* 2005. V. 39(1). P. 75–85. <https://doi.org/10.2144/05391RV01>
92. Wouters B., Gardner A.S., Moholdt G. Global glacier mass loss during the GRACE satellite mission (2002–2016) // *Front. Earth Sci.* 2019. V. 7. P. 96. <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00096>

93. Yang Y., Zhao J., Jiang Y., Hu Y., Zhang M., Zeng Z. Response of bacteria harboring nir Sand nir Kgenesto different N fertilization rates in an alkaline northern Chinese soil // Eur. J. Soil Biol. 2017. V. 82. P. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.05.006> MicrobiomeshiftsduringsoilformationintundraPLO
94. Yoshitake S., Uchida M., Koizumi H., Nakatsubo T. Carbon and nitrogen limitation of soil microbial respiration in a High Arctic successional glacier foreland near Ny-Ålesund, Svalbard // Polar Res. 2007. V. 26(1). P. 22–30. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2007.00001.x>
95. Yurkov A. Temporal and geographic patterns in yeast distribution / Yeasts in Natural Ecosystems: Ecology. 2017. P. 101–130. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61575-2_4
96. Zdanowski M.K., Bogdanowicz A., Gawor J., Gromadka R., Wolicka D., Grzesiak J. Enrichment of cryocoonite hole anaerobes: implications for the subglacial microbiome // Microb. Ecol. 2017. V. 73(3). P. 532–538. <https://doi.org/10.1007/s00248-016-0886-6>
97. Zhang T., Wang N.F., Liu H.Y., Zhang Y.Q., Yu L.Y. Soil pH is a key determinant of soil fungal community composition in the Ny-Ålesund Region, Svalbard (High Arctic) // Front. Microbiol. 2016. V. 7. P. 227. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00227>
98. Zhelezova A., Chernov T., Tkhakakhova A., Xenofontova N., Semenov M., Kutovaya O. Prokaryotic community shifts during soil formation on sands in the tundra zone // PloS one. 2019. V. 14(4). P. e0206777. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206777>

Microbiome of Supraglacial Systems on the Aldegonda and Bertel Glaciers (Western Spitsbergen Island)

D. A. Nikitin^{1, 2, *}, L. V. Lysak³, E. P. Zazovskaya^{2, 4}, N. S. Mergelov², and S. V. Goryachkin²

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

²Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

³Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

⁴Center for Applied Isotope Studies, University of Georgia, Athens, GA30602 USA

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Microbial biomass, diversity of cultivated bacteria and micromycetes, as well as the number of functional nitrogen cycle genes in the supraglacial systems of the Aldegonda and Bertel glaciers were studied. Biomass of microorganisms varied from 2.54 to 722 µg/g of substrate. It has been shown for the first time that the majority (78.7–99.8%) of the microbial biomass of supraglacial objects is represented by fungi rather than prokaryotes. Main part (from 70 to 90%) of the fungal biomass was mycelium, the length of which varied from 6.70 to 537.51 m/g of substrate. The number of prokaryotes varied from 2.4×10^8 to 1.95×10^9 cells/g of substrate. The length of actinomycete mycelium varied from 2.6 to 62.61 m/g of substrate. The abundance of cultivated bacteria and actinomycetes varied from 3.3×10^4 to 1.2×10^6 CFU/g of substrate, and that of micromycetes varied from 2.2×10^1 to 1.7×10^4 CFU/g of substrate. Bacteria of the genera *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus*, and *Streptomyces*, as well as micromycetes of the genera *Antarctomyces*, *Cadophora*, *Hyphozyma*, *Teberdina* and *Thelebolus* dominated. Micromycetes *Antarctomyces psychrotrophicus*, *Hyphozyma variabilis* and *Teberdina hygrophila* were found in Svalbard for the first time. The number of amoA genes in ammonium-oxidizing bacteria varied from 5.33×10^6 to 4.86×10^9 ; nitrogen fixation genes nifH, from 9.89×10^7 to 9.81×10^{10} ; nirK denitrification genes, from 4.82×10^7 to 3.34×10^{10} gene copies/g of substrate. The results obtained indirectly indicate the leading role of fungi in the microbiome of the supraglacial objects of Svalbard and the significant contribution of prokaryotes to the emission of greenhouse gases from them.

Keywords: High Arctic, glaciers, supraglacial objects, biomass of microorganisms, CFU abundance, microscopic fungi, bacteria, actinomycetes, functional nitrogen cycle genes

ХРОНИЧЕСКОЕ И ПЕРИОДИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ДЫМА ОТ ГОРЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ

© 2024 г. М. С. Нижельский^a, * (<https://orcid.org/0000-0002-1374-3941>), К. Ш. Казеев^a,
В. В. Вилкова^a, А. Н. Федоренко^a, С. Н. Сушкова^a, С. И. Колесников^a

^aЮжный федеральный университет,
ул. Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: nizhelskiy@sfedu.ru

Поступила в редакцию 27.06.2023 г.

После исправления 01.11.2023 г.

Принята к публикации 02.11.2023 г.

Природные пожары приводят к выбросам больших объемов токсичного дыма, который переносится на сотни километров от очагов возгорания и может оказывать негативное воздействие на почву, биоту и человека. Для оценки влияния газообразных продуктов, образующихся при природных пожарах, на биохимические показатели почв выполнена серия модельных экспериментов по пирогенной фумигации почвы. Определены эффекты от хронического воздействия газообразных веществ и периодического, повторяющегося эффекта дымового воздействия на почву. Результаты сопоставили с разовым интенсивным задымлением. Установлено, что пирогенное воздействие значительно повлияло на изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного. Степень воздействия зависела от длительности и периодичности задымления. Во всех опытах ферменты класса оксидоредуктаз (каталаза, пероксидаза, полифенолоксидаза) оказались более чувствительными к фумигации, чем инвертаза из класса гидролаз. Определено превышение допустимых максимально-разовых концентраций для атмосферного воздуха: СО в 714 раз, фенола (гидроксibenзол) в 441 раз, ацетальдегида в 24100 раз, формальдегида в 190 раз. Выявлено накопление полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) в почве после фумигации, общее содержание ПАУ составило 377 нг/г. При этом наибольшие значения зафиксированы для нафталина, где концентрация выше предельно-допустимых в 4.4 раза и фенантрена в 2.8 раза. Установлено, что 60-минутное интенсивное задымление влияет на почву в меньшей степени, чем хроническое и периодическое. Показатели ферментативной активности чернозема после такой фумигации снизились на 15–33% в зависимости от фермента, в хроническом и периодическом воздействиях на 41–84 и 31–78% соответственно. Полученные данные свидетельствуют о существенном влиянии дыма на ферментативную активность почв при хроническом и периодическом воздействиях газообразных продуктов горения.

Ключевые слова: фумигация, ферменты, чернозем обыкновенный, токсичность, биоиндикаторы

DOI: 10.31857/S0032180X24040059, **EDN:** WSKZGQ

ВВЕДЕНИЕ

За последние десятилетия возрос интерес к исследованию влияния пирогенных факторов (огня и дыма) на природные экосистемы. Пожары играют особую роль, они могут оказывать пагубное влияние на леса, полностью или частично сжигая растительность. Во многих регионах мира наблюдается тенденция к увеличению площадей, охваченных пожарами, задымлению прилегающих территорий, что связано не только с антропогенной

деятельностью человека, но и с изменением климата [31, 40]. В Австралии за 2019–2020 гг. выгорело около 7 млн га леса. Начиная с 1950-х годов в юго-восточной Австралии [48, 63] из-за пожарной обстановки и засухи увеличилось количество крупных лесных пожаров и ежегодная площадь пожаров. Аналогичные изменения выявлены в странах Европы, Азии, Северной и Южной Америке [33, 40, 65]. В результате пожара почвы на склонах теряют свои водоудерживающие функции, что может стать причиной других природных явлений,

таких как засухи и оползни, подобные тому, что произошли в Калифорнии (США) в 2007 г. [62]. К настоящему времени известны некоторые сведения о влиянии огня и высоких температур на свойства почвы [44, 58] и ее биоту [3, 34]. Более 90% возгораний в лесах напрямую связаны с деятельностью человека, в значительной степени обусловленной преднамеренными поджогами и небрежностью [41, 61]. Это существенно повышает вероятность быстрого роста лесных пожаров в более изолированных районах, подвергая непосредственному риску места обитания животных, выгорание растительного покрова и изменение свойств почвы [42].

Стоит отметить, что помимо высоких температур и непосредственно пламени, повлиять на экосистемы может и дым в результате термической деструкции растительных материалов при лесных пожарах. Известно, что в его составе могут содержаться различные соединения, которые обладают высокой токсичностью и являются опасными веществами [1, 2]. В дыму содержится много фенольных соединений, которые, как известно, обладают мутагенными и канцерогенными свойствами [2, 15], выделяются окиси углерода, азота и другие вещества. Установлено, что на состав газообразных веществ влияет и сам процесс горения. Если происходит неполное сгорание материалов, то в большей степени выделяется окись углерода, цианистый водород, углеводороды и др. [51]. Стоит учесть, что при сжигании биомассы образуются аэрозоли. Они представляют собой преимущественно мелкодисперсные частицы (PM 2.5 – мелкие частицы в воздухе с диаметром 2.5 мкм) [22, 59], и известно, что органические вещества составляют основную часть этих частиц [38]. Все газообразные вещества, образованные в результате горения, могут переноситься на сотни километров от эпицентра возгораний и выпадать с осадками. За 2016 и 2021 гг. объемы выбросов CO, CO₂ и частиц диаметром менее 2.5 мкм за счет сжигания лесной биомассы на территориях Сибирского и Дальневосточного федеральных округов составили в совокупности более 80% от общероссийских [24]. Территория Сибири (Россия) является одним из наиболее выгоревших лесных регионов среди бореальных экосистем мира [54], а дым благодаря дальнему переносу из охваченными лесными пожарами областей Сибири привел к задымлению не только прилегающих регионов, но также был зафиксирован в Московском и некоторых других регионах европейской части России [14]. Эффект от пожарного дыма негативно сказывается на здоровье населения [27, 55], отмечаются заболевания легких и сердечно-сосудистой системы. Также исследованы и описаны негативные последствия влияния дыма на животных [5, 66].

Однако в настоящее время остается неизученным влияние хронического воздействия дыма, развивающегося в условиях длительного задымления, на свойства почвы. Подобных исследований ранее не было. Не изучен эффект регулярно-повторяющегося воздействия газообразных веществ на почву, хотя известно, что дым может достаточно долгое время находиться в атмосфере [59]. При этом во многих регионах мира вследствие высокой пожароопасной обстановки данный процесс повторяется очень часто. Уже был изучен процесс рассеивания и переноса загрязняющих веществ при пожарах в Юго-Восточной Азии. Этот регион, вместе с Сибирью и Дальним Востоком, является одним из самых пожароопасных в мире, здесь часто происходили задымления [30, 36], отмечался перенос дыма на большие расстояния, что было обусловлено ветрами [35, 37]. Сообщалось о значительных выбросах токсичного дыма в атмосферный воздух от сжигания лесов [43, 47].

Ранее изучен эффект от задымления почвы после кратковременного (15 мин) и более длительного (60 мин) влияния дыма на почвенные ферменты, pH, содержание солей. Установлено, что глубина проникновения газообразных веществ в почву ограничивается верхним слоем 0–5 см [58], а время ингибирования играет важную роль в снижении ферментативной активности почв. Почвенные ферменты образуются, главным образом, из почвенных микроорганизмов, разложившихся животных и растительных остатков. Они являются ключевыми биокатализаторами, участвующими в разложении органических веществ [26]. Ферменты играют важную роль в биогеохимических циклах почвенного углерода и азота [70]. Ферментативная активность является значимой метаболической движущей силой почвенных экосистем, отражающей интенсивность и направление круговорота и трансформации почвенных элементов [32]. Это чувствительный ранний индикатор изменений в почвенных экосистемах [72].

Цель работы – изучить влияние дыма от сжигания растительных материалов (сосновые опилки) на ферментативную активность чернозема обыкновенного при моделировании хронического воздействия дыма в условиях длительного пожарного периода. Изучен эффект газообразных продуктов горения на ферментативную активность почв при периодическом воздействии дыма – моделирование регулярно повторяющихся возгораний. Определены наиболее чувствительные почвенные ферменты, которые по-разному реагировали на дым, а результаты текущих исследований сравнили с разовым (60 мин) воздействием фумигации. Для выявления причин изменения активности почвенных ферментов были определены концентрации конкретных химических веществ дыма. Выявлены концентрации полициклических

ароматических углеводородов (ПАУ) в почве, как возможная причина изменения ферментативной активности.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования была почва пахотного участка Ботанического сада Южного федерального университета (0–10 см) – чернозем обыкновенный южно-европейской фации карбонатный легкоглинистый (Haplic Chernozem (Aric, Loamic, Pachic)). Почва опытного участка характеризуется следующими показателями: мощность горизонтов (A+AB) – 80 см, содержание органического углерода в пахотном горизонте – 2.0%, тяжелосуглинистый гранулометрический состав, содержание физической глины – 53%, содержание подвижного фосфора – 3.3 мг $P_2O_5/100$ г, обменного калия K_2O – 341 мг/кг, нитратов $N-NO_3$ – 8.4 мг/кг.

Модельные эксперименты были выполнены в лабораторных условиях при помощи дымогенератора Merkel Standart (Helicon, Россия). Температура воздуха составила 21°C, относительная влажность 54–58%, атмосферное давление 755–757 мм рт. ст. (100.67–100.93 кПа). Параметры воздушной среды определили при помощи метеометра МЭС-200А (ЗАО НПП Электронстандарт, Россия). Продуктами горения были сосновые опилки. Прозрачный контейнер, выступающий в роли газовой камеры для фумигации, во всех опытах 50 л. Подачу воздуха в камеру осуществляли поршневым компрессором Nailia Aco 208 (Naili Group Co. Ltd, Китай), производительностью 17.5 л/мин.

В экспериментах исследовали только влияние дыма, тепловое воздействие было исключено конструктивными особенностями дымогенератора. Температура газообразных продуктов горения была выше, чем атмосферного воздуха и составляла 25.8°C, ее определили при помощи лабораторного термометра ТЛ-2 (ОАО Термоприбор, Россия). Воздушно-сухую почву массой 40 г и слоем 0.6 см помещали в полипропиленовые контейнеры, объемом 200 мл в трехкратной повторности для каждого образца. Затем все контейнеры с почвой помещали в газовую камеру для обработки дымом. Условия проведения всех экспериментов были идентичны: температура дыма, масса почвы в контейнерах, газовая камера для фумигации, параметры воздушной среды.

Время фумигации для почвы в первом эксперименте с разовым воздействием составило 60 мин непрерывного задымления. Однако продолжительность задымления в реальных условиях может быть гораздо больше – до нескольких суток. Поэтому во втором эксперименте время фумигации почвы составило 12, 24, 36 ч, в течение которых дым поступал в газовую камеру на протяжении 3 мин ежедневно для поддержания концентраций дыма в течение

всего опыта. Таким образом, было смоделировано хроническое воздействие дыма, т.е. эффект, развивающийся в условиях длительного воздействия поражающего фактора. Суммарное воздействие подачи дыма в газовую камеру в этом опыте составило 36, 72 и 108 мин. В третьем эксперименте выявляли влияние периодического эффекта фумигации, где почву обрабатывали дымом 10 мин каждые 7 сут на протяжении 42 сут, что суммарно составило такое же время воздействия, как и в первом эксперименте с разовым воздействием дыма. Проведено моделирование регулярно-повторяющегося эффекта дыма на почву при пожарах, так как в пожароопасных регионах могут возникать периодические пожары за относительно короткий срок.

После завершения фумигации определяли ферментативную активность чернозема [7]. В качестве индикаторов выбраны ферменты класса оксидоредуктаз: каталаза, пероксидаза, полифенолоксидаза – и инвертаза из класса гидролаз. Выбор ферментов для анализа обусловлен их информативностью и высокой чувствительностью к антропогенным преобразованиям [6, 7]. Активность каталазы определяли воллометрическим методом Галстяна по скорости разложения H_2O_2 . Она разлагает H_2O_2 , которая образуется в процессе дыхания живых организмов и других биохимических реакций на воду и молекулярный кислород [12]. Активность полифенолоксидазы и пероксидазы определяли методом Карягиной и Михайловой с гидрохиноном в качестве субстрата. Этим ферментам в почвах принадлежит важная роль в процессах гумусообразования. Полифенолоксидаза катализирует окисление полифенолов в хиноны в присутствии свободного кислорода воздуха. Пероксидаза катализирует окисление полифенолов в присутствии H_2O_2 или органических перекисей [12]. Инвертазу определяли модифицированным колориметрическим методом, основанным на определении восстановленной глюкозы меди из реактива Феллинга [7]. Активность инвертазы в лучшей степени характеризует уровень плодородия и биологическую активность почв [19]. Концентрацию растворов продуктов реакции определяли на спектрофотометре ПЭ 5300ВИ (ООО Экохим, Россия). Полученные результаты опытных образцов сравнивали с контролем (его принимали за 100%).

Влияние продуктов горения на рН почвенной суспензии установили для экспериментов 1 и 2. Реакцию среды определяли потенциометрическим методом при помощи прибора Hanna HI-98128-rНер-5 (HANNA, Германия), при соотношении почва : вода 1 : 2.5. Аналогично выполнили анализ на содержание легкорастворимых солей в суспензии. Анализ проводили кондуктометрически по удельной электропроводности раствора прибором Hanna HI-9034 (Hanna, Германия).

Определяли концентрацию газов от сжигания сосновых опилок. Дым анализировали при помощи газоанализатора ДАГ-16 (ООО Дитгаз, Россия), рекомендованного для забора газов. После забора газообразных веществ использовали следующие приборы для анализа концентраций: газовый хроматограф кристалл-2000М (ЗАО СКБ Хроматэк, Россия), хроматограф ФГХ-01 (ООО НПФ Анатэк, Россия), фотометр КФК-3-01-ЗОМЗ (АООТ Загорский оптико-механический завод, Россия), спектрофотометр UV-1800 (Shimadzu Corporation, Япония).

Содержание ПАУ в почве анализировали по зарегистрированным методикам [9–11] в трехкратной повторности при помощи хроматографа Agilent Technologies 1260 (Agilent Technologies Inc, США) с флуоресцентным детектором. Почву перед анализом фумигировали 30 мин, а после в образцах определяли ПАУ из списка приоритетных поллютантов. Полученные результаты сравнили с канадскими нормативами [28] для почв сельскохозяйственных территорий, поскольку для России имеются данные только по бензо(а)пирену.

Настоящие эксперименты с дымом приближены к реальным условиям, при которых пожары приводят к образованию сильного и густого задымления, способного оказывать негативное воздействие на почву, биоту и человека. При этом сам дым может распространяться на большие расстояния, удаляясь от эпицентра возгорания, и удерживаться в приземном слое в течение длительного времени, образуя смог.

Статистическую обработку результатов выполнили при помощи однофакторного дисперсионного анализа с уровнем статистической значимости $p < 0.05$ в программах Microsoft Excel и Statistica 12.0. Объем выборок, который использовали для проведения дисперсионного анализа, $n = 9$ для контрольных и опытных образцов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Ферментативная активность в контрольных вариантах находится в типичных пределах для данного типа почв. Активность всех ферментов по шкалам обогащенности [6, 7] находится на среднем уровне. В результате 60-минутного воздействия дыма от горения растительных материалов установлено снижение активности почвенных ферментов на 15–33% (рис. 1). Однако в хроническом опыте время фумигации было более продолжительным и выявлено большее подавление ферментативной активности. Например, значение каталазы после 36 ч нахождения почвы в газовой камере снизилось на 84%, в то время как после 60-минутной фумигации (первый опыт) – на 25%. Подобные изменения наблюдали со всеми исследуемыми ферментами (рис. 2). Аналогичным образом, активность ферментов снизилась и в третьем эксперименте,

где оценивали эффект периодической фумигации на почву (рис. 3). При этом после всех трех экспериментов наиболее восприимчивыми к газообразным веществам оказались каталаза, пероксидаза и полифенолоксидаза из класса оксидоредуктаз, в меньшей степени – инвертаза.

Показатель рН почвенной суспензии и содержание легкорастворимых солей претерпели изменения в результате хронического опыта. Показатель уменьшился с 7.8 до 5.5 (табл. 1). В случае с 60-минутным воздействием дыма на чернозем значения рН снизились с 7.8 (контрольный вариант) до 6.3. Минерализация после хронического воздействия увеличилась с 9.2 мг/л в контроле до 183–248 мг/л после 12–36 ч фумигации, в то время как после первого эксперимента (60 мин фумигации) содержание солей составило 210 мг/л.

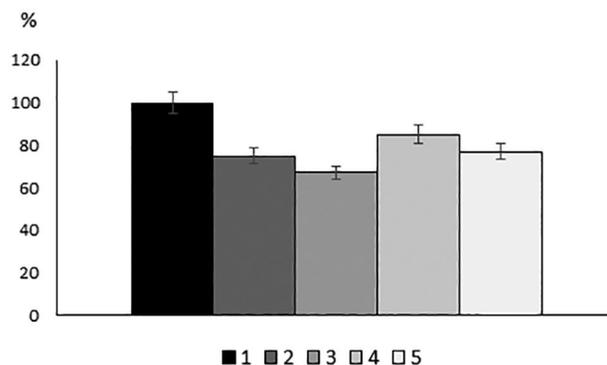


Рис. 1. Снижение ферментативной активности почвы после разовой 60-минутной фумигации: 1 – контроль, 2 – каталаза, 3 – полифенолоксидаза, 4 – пероксидаза, 5 – инвертаза (различия достоверны при $p < 0.05$).

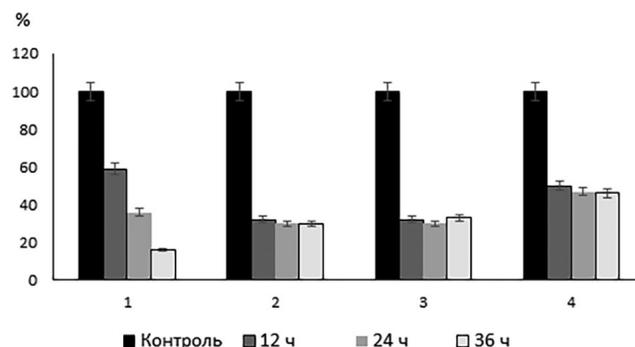


Рис. 2. Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного после хронического воздействия дыма: 1 – каталаза, 2 – полифенолоксидаза, 3 – пероксидаза, 4 – инвертаза (различия достоверны при $p < 0.05$).

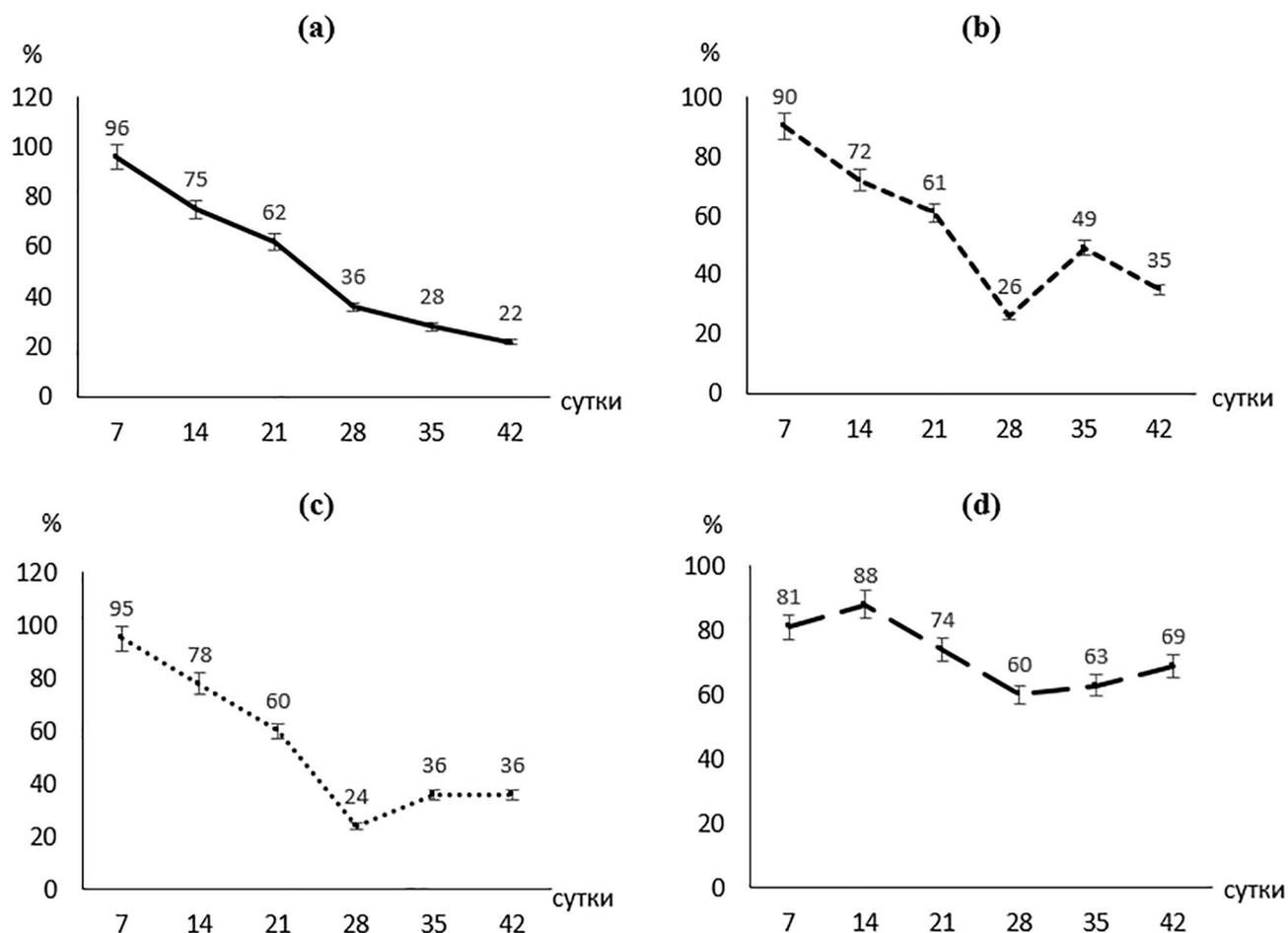


Рис. 3. Снижение ферментативной активности чернозема обыкновенного в эксперименте с периодическим воздействием дыма: а – каталаза, б – пероксидаза, с – полифенолоксидаза, d – инвертаза (различия достоверны при $p < 0.05$).

Таблица 1. Изменение рН почвенной суспензии после хронического опыта (12–36 ч)

Вариант фумигации почвы	рН	Минерализация, мг/л
Контроль (без фумигации)	7.8	9.2
12 ч	7.0	183
24 ч	6.3	224
36 ч	5.5	248

При анализе дыма выявлено существенное превышение норм загрязняющих веществ в атмосферном воздухе СанПиН 1.2.3685-21 по некоторым химическим соединениям. Значение максимально разового ПДК для оксида углерода не должно превышать 5 мг/м³, среднесуточной и среднегодовой 3 мг/м³. Однако в настоящем исследовании

произошло заметное увеличение угарного газа – 3570 мг/м³, что в 714 раз превышает максимально разовую и в 1190 среднесуточную и среднегодовую ПДК (табл. 2). Видно, что уровень содержания ацетальдегида (С₂Н₄О) в 24 100 раз превышал допустимые значения СанПиН 1.2.3685-21 по предельно допустимым концентрациям загрязняющих веществ в атмосферном воздухе городских и сельских поселений. Из всех рассматриваемых в текущем исследовании веществ С₂Н₄О претерпел наибольшие изменения. Помимо ацетальдегида, превышение норм зафиксировано для оксидов азота, формальдегида, гидроксibenзола, предельных углеводов С₆Н₁₄–С₁₀Н₂₂ и диоксида серы (только для среднесуточной ПДК).

Были учтены концентрации ПАУ в почве, некоторые из которых превышали принятые фоновые концентрации, регламентированные канадскими нормативными документами [28] по регулированию почв сельскохозяйственных территорий.

Таблица 2. Концентрации газообразных веществ в дыму по сравнению с гигиеническими нормативами содержания загрязняющих веществ в атмосферном воздухе городских и сельских поселений (СанПиН 1.2.3685-21)

Вещество	Концентрация в эксперименте, мг/м ³	ПДК в атмосферном воздухе, мг/м ³		
		максимально разовая	среднесуточная	среднегодовая
Диоксид серы (SO ₂)	0.28	0.5	0.05	—
Углерод оксид (CO)	3570	5	3	3
Азота диоксид (NO ₂)	60	0.2	0.1	0.04
Азота оксид (NO)	40	0.4	—	0.06
Ацетальдегид (C ₂ H ₄ O)	241	0.01	—	0.005
Формальдегид (CH ₂ O)	9.53	0.05	0.01	0.003
Фенол гидроксибензол (C ₆ H ₆ O)	4.41	0.01	0.006	0.003
Смесь предельных углеводородов C ₆ H ₁₄ –C ₁₀ H ₂₂	312.69	50	5	—
Гексан C ₆ H ₁₄	238	60	7	0.7

Концентрация нафталина в почве превышала допустимые значения в 4.4 раза, она составила 57.3 нг/г. Для фенантрена наблюдалось превышение в 2.8 раза (132.3 нг/г). Общее содержание ПАУ из списка приоритетных составило 377 нг/г в опытных образцах и 277 нг/г в контрольных (фоновых).

ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные результаты по хроническому (опыт 2) воздействию сравнили с разовым 60-минутным (1 опыт). Снижение ферментативной активности в первом опыте выражено в меньшей степени, если сравнить его с хроническим 12-часовым воздействием. При этом продолжительность подачи дыма в газовую камеру с почвой была больше в эксперименте 1 (60 мин, в то время как суммарная продолжительность задымления в хроническом 12-часовом опыте составила 36 мин (3-минутная фумигация ежечасно)). Так, активность каталазы снизилась на 41%, а в первом опыте на 25%. Аналогичные результаты были получены по остальным ферментам. Таким образом, эффект от хронического воздействия на биохимические показатели выражен сильнее, чем при разовой 60-минутной фумигации. Данные этого модельного исследования приближены к реальным условиям, где дым может продолжительное время находиться в приземном слое, не смешиваясь с более плотным и холодным воздухом. Вследствие этого среда становится неподвижной, и со временем концентрация загрязнителей возрастает, образуя смог.

Третий эксперимент по периодическому влиянию дыма так же, как и второй опыт, может быть приближен к реальным условиям, поскольку в пожароопасных регионах мира высока частота повторения пожаров. Результаты этого эксперимента существенно отличаются от первого, эффект от фумигации выражен сильнее. В данном случае суммарное время задымления было таким же, как в первом опыте с разовым воздействием и составило 60 мин. Но обработка чернозема дымом была растянута на 42 сут (10 мин фумигации каждые 7 сут). Полученные результаты свидетельствуют о сильном эффекте такого вида воздействия. Это связано с особенностями ферментов, по-разному реагирующих на пирогенный фактор. Известно, что к большинству неблагоприятных факторов среды биологические системы способны адаптироваться, избегая или снижая негативный эффект [3, 7].

Наиболее восприимчивым ферментом во всех опытах оказалась каталаза. Она является самым чувствительным показателем, и реагирует даже при незначительных воздействиях различных стрессоров [4, 6–8]. Однако пероксидаза и полифенолоксидаза также оказались чувствительными и претерпели значительные изменения. Эти ферменты чувствительны к воздействиям разного типа, а их уровень активности может служить важным диагностическим критерием [6, 7, 64, 71].

Следует отметить, что исследования влияния фумигации на почву и растения проводили и ранее [45, 57, 79, 80]. Однако в этих исследованиях

описана только фумигация почвы или растений специализированными препаратами, такими как дазомет, бористый метил и др. Состав таких препаратов отличается от состава дыма. При этом использование подобных веществ исследователями привело к незначительному стимулированию ростков растений, а также биологической активности почвы. Ранее выявлены изменения ферментативной активности после сжигания палов соломы [44], а результаты исследования показали, что ферменты класса гидролаз более устойчивы к пирогенному воздействию, чем оксидоредуктазы. Установлено, что температурный фактор (горячий дым), а также зола, влияние пламени способствовали изменению этих показателей. Подобные результаты по разной степени чувствительности ферментов были зафиксированы и в настоящей работе. Значения инвертазы снизились в меньшей степени, чем каталазы, пероксидазы и полифенолоксидазы. Однако в настоящем исследовании температурный фактор был исключен, поскольку не было попадания на почву золы и влияния пламени. Таким образом, выявлено воздействие только дыма на активность почвенных ферментов без дополнительных факторов воздействия.

Ферменты являются продуктами метаболизма микроорганизмов. Ферментативная активность возникает в результате совокупности процессов поступления ферментов из живых организмов, их стабилизации и действия в почве [18]. Микроорганизмы крайне чувствительны к различным факторам воздействия. Не стала исключением и фумигация от сжигания сосновых опилок. Газообразные вещества дыма, вероятно, негативно повлияли на микроорганизмы и, как следствие, на изменение активности почвенных ферментов. В дыму были выявлены некоторые химические соединения. Например, оксид углерода CO, который относится к одним из приоритетных загрязнителей окружающей среды. Уровень CO составил 3570 мг/м³. Вероятно, повышенные концентрации токсиканта и замена части воздуха на него привели к снижению концентрации кислорода, который необходим многим микроорганизмам для жизнедеятельности. Оксид углерода присутствовал в больших концентрациях, что, вероятно, существенно изменило значение pH среды, где обитает микробиота, в результате некоторые микроорганизмы погибли.

Определены повышенные концентрации фенола C₆H₆O и формальдегида CH₂O. Как и в случае с CO, это вызвало угнетающее действие микрофлоры и как следствие снижение ферментативной активности. В проведенном исследовании зарегистрировано превышение максимальной разовой концентрации формальдегида в 190.6 раза, среднесуточной – в 953 раза и среднедневной – в 3176 раз. Превышение концентрации фенола (C₆H₆O) было в 441 (максимально разовая), 735 (среднесуточная)

и 1470 раз (среднегодовая). Это могло негативно сказаться на почвенной микробиоте. Представленные данные можно сопоставить с работой [17], где подробно описано угнетающее действие фенола и формальдегида в высоких дозах 100 и 1000 ПДК на состав и жизнеспособность почвенных микроорганизмов чернозема выщелоченного. Таким образом, можно сделать вывод, что CO, C₆H₆O и CH₂O внесли наибольший вклад в снижение ферментативной активности в представленном исследовании.

Снижение показателя pH и увеличение содержания легкорастворимых солей в почвенной суспензии произошло вследствие высоких концентраций газообразных химических соединений, которые хорошо в ней растворились. При растворении оксида углерода в суспензии образовалась угольная кислота H₂CO₃, а при взаимодействии суспензии с C₂H₄O – уксусная кислота. Вероятно, это привело к смещению pH в сторону подкисления. Стоит учесть, что в составе дыма был обнаружен диоксид серы с концентрацией 0.28 мг/м³. Это в 5.6 раза выше среднесуточного значения, но почти вдвое меньше максимально разового. Этого оказалось достаточно для получения слабой серной кислоты при растворении SO₂ в почвенной суспензии.

Предположительно, снижение ферментативной активности может быть связано и с ПАУ. В ходе

Таблица 3. Концентрации приоритетных полициклических ароматических углеводородов в почве в опытных и в контрольных (фоновых) образцах

Вещество	Концентрации ПАУ в опытных образцах, нг/г	Концентрации ПАУ в фоновых (контрольных) образцах, нг/г
Нафталин	57.3	8.2
Флуорен	28.5	13.3
Фенантрен	132.3	69.5
Антрацен	14.5	8.1
Флуорантен	37	32.4
Пирен	43.2	39
Бенз(а)антрацен	12.7	13
Бенз(б)флуорантен	21.1	16.8
Бенз(к)флуорантен	6.9	8.3
Бензо(а)пирен	15.6	15.7
Дибенз(а, h)антрацен	7.9	4.1
Сумма ПАУ	377	228.4

анализа установлено, что в опытных образцах почвы концентрации нафталина (57.3 нг/г, превышение в 4.4 раза) и фенантрена (132.3 нг/г, превышение в 2.8 раза) превысили канадские нормативы. Сумма всех исследованных в опытных пробах ПАУ из списка приоритетных составила 337 нг/г (табл. 3), а в контрольных образцах – 228.4 нг/г.

Возможно, такие результаты связаны с материалом горения (сосновые опилки). Полученные данные по превышению фоновых значений нафталина и фенантрена согласуются с результатами других исследований [39, 56], в которых установили превышение содержания данных веществ при сжигании хвой сосны и других материалов растительного происхождения. В настоящем исследовании аналогично были зарегистрированы превышения фоновых (контрольных) значений этих веществ. Выделению данных полиреанов может способствовать и температура горения. Известно, что при горении в среднем диапазоне температур наиболее распространены являются алкилированные производные нафталина. Производные фенантрена преобладают после относительно высоких температур [39]. Однако концентрация фенантрена в представленном исследовании в контрольных пробах составила 69.5 нг/г, что выше принятого в Канаде значения (46 нг/г). Это можно объяснить тем, что ПАУ способны переноситься в составе аэрозольных выбросов на десятки километров от различных источников и постепенно осаждаются на поверхность почвы. Кроме того, выбранная для текущего эксперимента почва (обыкновенный чернозем) находится в городской черте, что увеличивает вероятность обнаружения незначительных концентраций опасных веществ. Известно, что наиболее загрязненными являются городские почвы, а основными источниками загрязнения прилегающих территорий – выбросы тепловых станций, работающих на угле, а также сжигание биомассы. При анализе контрольных проб чернозема было обнаружено незначительное превышение содержания фенантрена. В целом, такая тенденция прослеживается во многих городах мира и подробно описана исследователями из разных стран [23, 52, 73]. При анализе фумигированных проб почвы значение заметно возросло от 69.5 (контроль) до 132.3 нг/г (превышение в 1.9 раза контрольного значения из места отбора проб и превышение в 2.9 раза принятых канадских стандартов). Более конденсированные ПАУ, включенные в список приоритетных загрязнителей, были обнаружены лишь в незначительных количествах.

Превышение концентраций ПАУ в почвах оказывает непосредственное влияние на биологическую (ферментативную) активность почв. Оксидоредуктазы такие, как дегидрогеназы и каталазы, непосредственно способствуют деградации ПАУ путем разрыва бензольного кольца. Гидролазы (инвертаза) оказывают косвенное влияние

на разложение органических загрязнителей, изменяя метаболическую активность деструкторов через ограничение питания или снабжение [67, 75]. Как наиболее представленные по количественному содержанию фенантрена и нафталина имеют выраженный эффект на метаболизм биологических систем, поскольку их уровень их содержания в пирогенно загрязненных почвах оказывает непосредственный эффект в работе ферментативных систем.

Каталаза является антиоксидантным ферментом – индикатором экотоксичности почвы [46, 76]. Микробные клетки обладают защитными механизмами, улучшающими их выживаемость в условиях окислительного стресса, такими как повышенная активность каталазы [20]. Метаболизм ПАУ приводит к образованию реактивных электрофильных метаболитов, которые являются фактическими канцерогенными соединениями, вызывающими повреждение ДНК [20]. Микробиологическая деструкция углеводов в микроорганизмах способствует образованию H_2O_2 в качестве побочного продукта внутри клеток, что приводит к повреждению клеток. Каталаза – это фермент, метаболизирующий H_2O_2 . Он защищает клетки от поврежденной активными формами кислорода [60]. Уровень каталазной активности изменяется при топливном загрязнении почв [50, 76], загрязнением полиаренами [25, 68].

Одним из основных агентов разложения загрязнителей почвы, содержащих углеводороды, является дегидрогеназа. Этот фермент транспортирует электроны и водород через цепочку промежуточных переносчиков электронов к конечному акцептору электронов (кислороду), таким образом являясь катализатором разложения ПАУ [29, 60]. Данный показатель наиболее чувствителен в условиях загрязнения почв полиаренами [25], где активность фермента значительно снижается в присутствии поллютантов [21, 49, 60, 77].

Еще одним важным агентом биологической деструкции ПАУ является инвертаза. Несмотря на это, как и в случае с дегидрогеназами, полиарены ингибируют активность инвертаз [21, 53, 74, 78].

Имеются данные по результатам многолетнего мониторинга почв, подтверждающие изменения ферментативной активности почв под воздействием крупного промышленного предприятия – Новочеркасской ГРЭС, характер выбросов которой также является пирогенным. С повышением суммарного содержания ПАУ с 2012 по 2019 гг. наблюдалась тенденция к изменению каталазной активности и активности дегидрогеназ и инвертаз [16]. Расчет коэффициента корреляции Спирмена показал наличие слабой и средней взаимосвязи активности каталаз, дегидрогеназ и инвертаз в условиях увеличения содержания ПАУ в почвах за исследуемый период.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате фумигации чернозема в модельных экспериментах выявлены различия в снижении ферментативной активности, которые обусловлены продолжительностью воздействия стрессора и химическим составом дыма. Газообразные вещества оказали заметный негативный эффект из-за высокой токсичности. В ходе эксперимента по моделированию периодического и хронического воздействия дыма на почву было выявлено гораздо большее снижение ферментативной активности, чем при разовой 60-минутной фумигации. Во всех экспериментах наибольшую восприимчивость к дыму продемонстрировала каталаза, значения которой снизились на 84% в эксперименте с хроническим воздействием и на 78% в эксперименте с периодической фумигацией чернозема.

Основными химическими соединениями, оказавшими воздействие на почву, являются оксид углерода, диоксид и оксид азота, диоксид серы, фенолы, ацетальдегид, формальдегид и гидроксибензол. Наблюдалось значительное превышение ПДК большинства исследуемых соединений. Также выявлено снижение рН почвенной суспензии и увеличение минерализации после фумигации, что связано с взаимодействием токсичных веществ дыма с суспензией.

Снижение ферментативной активности чернозема может быть связано и с ПАУ. Установлено превышение фоновых концентраций нафталина и фенантрена в почве. В целом увеличение концентраций полиреанов в исследовании, особенно увеличение фенантрена и нафталина связано с пирогенным происхождением этих веществ. Увеличение концентраций этих ПАУ связано с материалами (сосновые опилки) и температурой горения.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № FENW-2023-0008 и при финансовой поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-449.2022.5).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Асеева Р.М., Серков Б.Б., Сивенков А.Б. Горение и пожарная опасность древесины // Пожаровзрывобезопасность веществ и материалов. 2012. № 21. С. 19–32.
2. Бердникова Л.Н. Влияние опасных и вредных факторов лесных пожаров на окружающую среду // Безопасность и экология транспортно-технологических средств. Красноярск, 2019. С. 47–55.
3. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Шуберта Р. М.: Мир, 1988. 348 с.
4. Буракова Л.М., Морковкин Г.Г., Ананьева Ю.С., Завалишин С.И., Каменский В.А. Влияние лесных пожаров на свойства подзолистых почв (на примере Ханты-Мансийского автономного округа) // Лесной вестник. 2002. № 2. С. 66–71.
5. Вокина В.А., Новиков М.А., Алексеенко А.Н., Соседова Л.М., Капустина Е.А., Богомолова Е.С., Елфимова Т.А. Экспериментальная оценка влияния дыма лесных пожаров на репродуктивную функцию мелких млекопитающих и их потомство // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2019. Т. 29. С. 88–98. <https://doi.org/10.26516/2073-3372.2019.29.88>
6. Даденко Е.В., Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв // Поволжский экологический журнал. 2013. № 4. С. 385–393.
7. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы диагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
8. Новосёлова Е.И., Волкова О.О. Влияние тяжёлых металлов на активность каталазы разных типов почв // Известия Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2017. № 2. С. 190–193.
9. Борисенко С.Н., Сушкова С.Н. Пат. RU № 125490. Реактор для проведения реакций в среде субкритической воды. 2012. Бюл. № 6. С. 11.
10. Волкотруб Л.П., Баушев А.В. Пат. RU № 2018110. Способ извлечения полициклических ароматических углеводородов из твердых проб. 1994. Бюл. № 17. С. 5.
11. Колесников С.И., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Манджиева С.С. Пат. RU № 2485109. Способ извлечения 3,4-бенз(а)пирена из почв, донных отложений и осадков сточных вод. 2013. С. 13.
12. Поволоцкая Ю.С. Общее представление о почвенных ферментах // Международный журнал гуманитарных и естественных наук. 2020. № 1. С. 21–23. <https://doi.org/10.24411/2500-1000-2020-10005>
13. Приходько В.Д., Казеев К.Ш., Вилкова В.В., Нижельский М.С., Колесников С.И. Изменение активности ферментов в постпирогенных почвах (физический модельный эксперимент) // Почвоведение. 2023. № 1. С. 118–128. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22600743>
14. Семутникова Е.Г., Горчаков Г.И., Ситнов С.А., Копейкин В.М., Карпов А.В., Горчакова И.А., Пономарева Т.Я., Исаков А.А., Гушин Р.А., Доценко О.И., Курбатов Г.А., Кузнецов Г.А. Сибирская дымная

- мгла над европейской территорией России в июле 2016 г. Загрязнение атмосферы и радиационные эффекты // *Оптика атмосферы и океана*. 2017. Т. 31. № 11. С. 962–970.
<https://doi.org/10.15372/AOO20171109>
15. *Синьков О.А., Почапский А.А.* Влияние лесных пожаров на окружающую среду // *Актуальные проблемы геотехники, экологии и защиты населения в чрезвычайных ситуациях*. Минск: БНТУ, 2017. С. 101–103.
 16. *Сушкова С.Н.* Закономерности аккумуляции, миграции и биодegradации полициклических ароматических углеводородов в почвах природных и антропогенных экосистем. Дис. ... докт. биол. наук. Ростов-на-Дону, 2022. 288 с.
 17. *Фуфаева Т.В., Казакова Н.А.* Оценка влияния различных доз формальдегида и фенола на микроорганизмы чернозема выщелоченного // *Austrian J. Technical Natural Sci.* 2014. № 5. С. 22–27.
 18. *Хазиев Ф.Х.* Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 204 с.
 19. *Чевердин Ю.И., Рябцев А.Н., Титова Т.В., Беспалов В.А., Чевердин А.Ю., Сапрыкин С.В.* Научное обоснование и взаимосвязь агрофизических параметров с эффективным плодородием почвы // *Состояние почв Центрального Черноземья России и проблемы воспроизводства их плодородия*. Воронеж: Истоки, 2015. С. 56–61.
 20. *Alkio M., Tabuchi T.M., Wang X., Colon-Carmona A.* Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms // *J. Experimental Botany*. 2005. V. 56(421). P. 2983–2994.
<https://doi.org/10.1093/jxb/eri295>
 21. *Andreoni V., Gianfreda L.* Bioremediation and monitoring of aromatic-polluted habitats // *Appl. Microbiol Biotechnol.* 2007. V. 76(2). P. 287–308.
<https://doi.org/10.1007/s00253-007-1018-5>
 22. *Artaxo P., Martins J.V., Yamasoe M.A., Procópio A.S., Pauliquevis T.M., Andreae M.O., Guyon P., Gatti L.V., Cordova A.M.* Leal Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia // *J. Geophysical Res.* 2002. V. 107. P. 8081.
<https://doi.org/10.1029/2001JD000666>
 23. *Bandowe B.A.M., Shukurov N., Leimer S., Kersten M., Steinberger Y., Wilcke W.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soils of an industrial area in semi-arid Uzbekistan: spatial distribution, relationship with trace metals and risk assessment // *Environ Geochem Health.* 2021. V. 43. P. 4847–4861.
<https://doi.org/10.1007/s10653-021-00974-3>
 24. *Bondur V.G., Voronova O.S., Gordo K.A., Zima A.L.* Satellite Monitoring of the Variability of Wildfire Areas and Emissions of Harmful Gas Components into the Atmosphere for Various Regions of Russia over a 20-Year Period // *Doklady Earth Sci.* 2021. V. 500(2). P. 890–894.
<https://doi.org/10.1134/S1028334X21100044>
 25. *Borowik A.J., Wyszowska M., Wyszowski.* Resistance of aerobic microorganisms and soil enzyme response to soil contamination with Ekodiesel Ultra fuel // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2017. V. 24(31). P. 24346–24363.
<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0076-1>
 26. *Burns R.G.* Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology // *Soil Biol. Biochem.* 1982. V. 14. P. 423–427.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90099-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90099-2)
 27. *Cascio W.E.* Wildland fire smoke and human health // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 624. P. 586–595.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.086>
 28. Canadian Environmental Quality Guidelines Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2020.
 29. *Chen T., Liu X., Zhang X., Chen X., Tao K., Hu X.* Effect of alkyl polyglucoside and nitrilotriacetic acid combined application on lead/pyrene bioavailability and dehydrogenase activity in co-contaminated soils // *Chemosphere.* 2016. V. 154. P. 515–520.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.127>
 30. *Chuang M.T., Fu J.S., Lin N.H., Lee C.T., Gao Y., Wang S.H., Sheu G.R., et al.* Simulating the transport and chemical evolution of biomass burning pollutants originating from Southeast Asia during 7-SEAS/2010 Dongsha experiment // *Atmos. Environ.* 2015. V. 112. P. 294–305.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.055>
 31. *Collins L., Bradstock R.A., Clarke H., Clarke M.F., Nolan R.H., Penman T.D.* The 2019/2020 mega-fires exposed Australian ecosystems to an unprecedented extent of high-severity fire // *Environ. Res. Lett.* 2021. V. 16(4). P. 044029.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/abeb9e>
 32. *Cotrufo M.F., Soong J.L., Horton A.J., Campbell E.E., Haddix M.L., Wall D.H., Parton W.J.* Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss // *Nature Geosci.* 2015. V. 8. P. 776–779.
<https://doi.org/10.1038/NGEO2520>
 33. *de Oliveira-Junior J.F., Mendes D., Correia Filho W.L.F., da Silva Junior C.A., de Gois G., da Rosa Ferraz Jardim A.M., et al.* Fire foci in South America: Impact and causes, fire hazard and future scenarios // *J. South Am. Earth Sci.* 2021. V. 112.
<https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103623>
 34. *Doamba S.W.M.F., Savadogo P., Nacro H.B.* Effects of burning on soil macrofauna in a savanna-woodland under different experimental fuel load treatments // *Appl. Soil Ecol.* 2014. Vol. 81. P. 37–44.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.04.005>
 35. *Dong X., Fu J.S.* Understanding interannual variations of biomass burning from Peninsular Southeast Asia, part I: model evaluation and analysis of systematic bias // *Atmos. Environ.* 2015. V. 116. P. 293–307.
<https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2015.06.026>

36. Dong X., Fu J.S. Understanding interannual variations of biomass burning from Peninsular Southeast Asia, part II: variability and different influences in lower and higher atmosphere levels // *Atmos. Environ.* 2015. V. 115. P. 9–18.
37. Fu J.S., Hsu N.C., Gao Y., Huang K., Li C., Lin N.H., Tsay S.C. Evaluating the influences of biomass burning during 2006 BASE-ASIA: a regional chemical transport modeling // *Atmos. Chem. Physics.* 2012. V. 12. P. 3837–3855.
<https://doi.org/10.5194/acp-12-3837-2012>
38. Fuzzi S., Decesari S., Facchini M.C., Cavalli F., Emblico L., Mircea M., Andreae M.O., Trebs I., et al. Overview of the inorganic and organic composition of size-segregated aerosol in Rondônia, Brazil, from the biomass-burning period to the onset of the wet season // *J. Geophysical Res.* 2007. V. 112. P. D01201.
<https://doi.org/10.1029/2005JD006741>
39. Gonzalez-Vila F., Lopez J., Martin F., del Rio J. Determination in soils of PAH produced by combustion of biomass under different conditions // *Fresenius J. Anal. Chem.* 1991. V. 339. P. 750–753.
<https://doi.org/10.1007/BF00321738>
40. Henne P.D., Hawbaker T.J. An aridity threshold model of fire sizes and annual area burned in extensively forested ecoregions of the western USA // *Ecol. Model.* 2023. V. 477. 110277.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110277>
41. Hernández L. The Mediterranean Burns: WWF's Mediterranean Proposal for the Prevention of Rural Fires. WWF: Gland, Switzerland, 2019.
42. Hua L., Shao G. The progress of operational forest fire monitoring with infrared remote sensing // *J. Forest. Res.* 2017. V. 28. P. 215–229.
<https://doi.org/10.1007/s11676-016-0361-8>
43. Huang K., Fu J.S., Hsu N.C., Gao Y., Dong X., Tsay S.C., Lam Y.F. Impact assessment of biomass burning on air quality in Southeast and East Asia during BASE-ASIA // *Atmos. Environ.* 2013. V. 78. P. 291–302.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.048>
44. Kazeev K.Sh., Odabashian M.Yu., Trushkov A.V., Kolesnikov S.I. Assessment of the Influence of Pyrogenic Factors on the Biological Properties of Chernozems // *Eur. Soil Sci.* 2020. V. 53(11). P. 1610–1619.
<https://doi.org/10.1134/S106422932011006X>
45. Li J., Huang B., Wang Q., Li Y., Fang W., Yan D., Guo M., Cao A. Effect of fumigation with chloropicrin on soil bacterial communities and genes encoding key enzymes involved in nitrogen cycling // *Environ. Pollut.* 2017. P. 534–542.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.076>
46. Li H., Huang W.X., Gao M.Y., Li X., Xiang L., Mo C.H., Li Y.W., Cai Q.Y., Wong M.H., Wu F.Y. AM fungi increase uptake of Cd and BDE–209 and activities of dismutase and catalase in amaranth (*Amaranthus hypochondriacus* L.) in two contaminants spiked soil // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 2020. V. 195. P. 110485.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110485>
47. Lin N.H., Tsay S.C., Maring H.B., Yen M.C., Sheu G.R., Wang S.H., Chi K.H., Chuang M.T., Ou-Yang C.F. et al. An overview of regional experiments on biomass burning aerosols and related pollutants in Southeast Asia: from BASE-ASIA and the Dongsha Experiment to 7-SEAS // *Atmos. Environ.* 2013. V. 78. P. 1–19.
48. Lindenmayer D.B., Taylor C. New spatial analyses of Australian wildfires highlight the need for new fire, resource, and conservation policies // *Proc. National Academy. Sci. USA.* 2020. V. 117(22). P. 12481–12485.
<https://doi.org/10.1073/pnas.2002269117>
49. Lipińska A., Kucharski J., Wyszowska J. The effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on the structure of organotrophic bacteria and dehydrogenase activity in soil // *Polyc. Aromatic. Compounds.* 2014. V. 34(1). P. 35–53.
<https://doi.org/10.1080/10406638.2013.844175>
50. Liu R., Xiao N., Wei S., Zhao L., An J. Rhizosphere effects of PAH-contaminated soil phytoremediation using a special plant named Fire Phoenix // *Sci. Total Environ.* 2014. V. 473. P. 350–358.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.027>
51. Liu Y., Goodrick S., Heilman W. Wildland fire emissions, carbon, and climate: Wild-fire-climate interactions // *Forest Ecol. Manag.* 2014. V. 317. P. 80–96.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.020>
52. Liu Q.Y., Wu Y.H., Zhou Y.Z., Li X.Y., Yang S.H., Chen Y.X., Qu Y.J., Jin M. A novel method to analyze the spatial distribution and potential sources of pollutant combinations in the soil of Beijing urban parks // *Environ. Pollut.* 2021. V. 284.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117191>
53. Mao Y., Zhang L., Wang Y., Yang L., Yin Y., Su X., Liu Y., Pang H., Xu J., Hu Y., Shen X. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from different sources on soil enzymes and microorganisms of *Malus prunifolia* var. Ringo // *Arch. Agro. Soil Sci.* 2020. P. 1–15.
54. Masyagina O.V. Carbon dioxide emissions and vegetation recovery in fire-affected forest ecosystems of Siberia: Recent local estimations // *Cur. Opin. Environ. Sci. Health.* 2021. V. 23. P. 100283.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100283>
55. Milton L.A., White A.R. The potential impact of bushfire smoke on brain health // *Neurochem. Int.* 2020. V. 139. P. 104796.
<https://doi.org/10.1016/j.neuint.2020.104796>
56. Nakajima D., Nagame S., Kuramochi H., Sugita K., Kageyama S., Shiozaki T., Takemura T., Shiraishi F., Goto S. Polycyclic aromatic hydrocarbon generation behavior in the process of carbonization of wood // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2007. V. 79. P. 221–225.
<https://doi.org/10.1007/S00128-007-9177-8>

57. Nicola L., Turco E.R., Albanese D., Donati C., Thalheimer M., Pindo M., Insam H., Cavalieri D., Pertot I. Fumigation with dazomet modifies soil microbiota in apple orchards affected by replant disease // *Appl. Soil Ecol.* 2017. V. 113. P. 71–79. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2017.02.002>
58. Nizhelskiy M.S., Kazeev K.Sh., Vil'kova V.V., Kolesnikov S.I. Inhibition of enzymatic activity of ordinary chernozem by gaseous products of plant matter combustion // *Eur. Soil Sci.* 2022. V. 55. № 6. P. 802–809. <https://doi.org/10.1134/S1064229322060096>
59. Pimonsree S., Vongruang P., Sumitsawan S. Modified biomass burning emission in modeling system with fire radiative power: Simulation of particulate matter in Mainland Southeast Asia during smog episode // *Atmos. Poll. Res.* 2018. V. 9(1). P. 133–145. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.08.002>
60. Polyak Y.M., Bakina L.G., Chugunova M.V., Mayachkina N.V., Gerasimov A.O., Bure V.M. Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil—A field study // *Int. Biodeteriorat. Biodegradation.* 2018. V. 126. P. 57–68. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.10.004>
61. Radočaj D., Jurišić M., Gašparović M. A wildfire growth prediction and evaluation approach using Landsat and MODIS data // *J. Environ. Manag.* 2022. Vol. 304. 114351. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114351>
62. Ren D., Fu R., Leslie L.M., Dickinson R.E. Modeling the mudslide aftermath of the 2007 Southern California Wildfires // *Natural Hazards.* 2011. V. 57(2). P. 327–343. <https://doi.org/10.1007/s11069-010-9615-5>
63. Sharples J.J., Cary G.J., Fox-Hughes P., Mooney S., Evans J.P., Fletcher M.S., Fromm M., Grierson F., McRae R., Baker P. Natural hazards in Australia: extreme bushfire // *Climatic Change.* 2016. V. 139. P. 85–99. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1811-1>
64. Sinsabaugh R.L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil // *Soil Biology and Biochemistry.* 2010. V. 42. P. 391–404. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.014>
65. Sjöströma J., Granström A. Human activity and demographics drive the fire regime in a highly developed European boreal region // *Fire Saf. J.* 2023. V. 136. P. 103743. <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2023.103743>
66. Sosedova L.M., Vokina V.A., Novikov M.A., Andreeva E.S., Alekseenko A.N., Zhurba O.M., Rukavishnikov V.S., Kudaeva I.V. Reproductive function of male rats and motor activity of their offspring in fire emissions modeling // *Bull. Experiment. Biol. Med.* 2022. V. 172(4). P. 472–477. <https://doi.org/10.1007/s10517-022-05416-3>
67. Štursová M., Baldrian P. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity // *Plant and soil.* 2011. V. 338(1). P. 99–110. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0296-3>
68. Sushkova S.N., Minkina T., Deryabkina (Turina) I., Mandzhieva S., Zamulina I., Bauer T., Vasilyeva G., Antonenko E., Rajput V. Influence of PAH contamination on soil ecological status // *J. Soils Sediments.* 2018. V. 18(6). P. 2368–2378. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1755-8>
69. Swengel A.B. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat // *Biodiversity Conservation.* 2001. V. 10. P. 1141–1169. <https://doi.org/10.1023/A:1016683807033>
70. Tate R. Microbiology and Enzymology of Carbon and Nitrogen Cycling. 2002. <https://doi.org/10.1201/9780203904039.ch8>
71. Toberman H., Evans C.D., Freeman C., Fenner N., White M., Emmett B.A., Artz R.R.E. Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland Calluna heathland // *Soil Biol. Biochem.* 2008. V. 40. P. 1519–1532. https://doi.org/10.1007/978-3-642-14225-3_3
72. Utobo E.B., Tewari L. Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status // *Appl. Ecol. Environ. Res.* 2015. V. 13(1). P. 147–168. https://doi.org/10.15666/aer/1301_147169
73. Wang X.T., Miao Y., Zhang Y., Li Y.C., Wu M.H., Yu G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 447. P. 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.086>
74. Wang C., Luo Y., Tan H., Liu H., Xu F., Xu H. Responsiveness change of biochemistry and microecology in alkaline soil under PAHs contamination with or without heavy metal interaction // *Environ. Pollut.* 2020. V. 266. P. 115296. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115296>
75. Wei J. Zhang X., Liu X., Liang X., Chen X. Influence of root components of celery on pyrene bioaccessibility, soil enzymes and microbial communities in pyrene and pyrene–diesel spiked soils // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 599. P. 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.083>
76. Xu Y., Sun G.D., Jin J.H., Liu Y., Luo M., Zhong Z.P., Liu Z.P. Successful bioremediation of an aged and heavily contaminated soil using a microbial/plant combination strategy // *J. Hazard. Materials.* 2014. V. 264. P. 430–438. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.071>
77. Zhang X., Liu X., Liu S., Liu F., Chen L., Xu G., Zhong C., Su P., Cao Z. Responses of *Scirpus triquetus*, soil enzymes and microbial community during phytoremediation of pyrene

- contaminated soil in simulated wetland // *J. Hazard. Materials*. 2011. V. 193. P. 45–51.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.07.094>
78. *Zhang S.Y., Wang Q.F., Xie S.G.* Molecular characterization of phenanthrene–degrading methanogenic communities in leachate–contaminated aquifer sediment // *Internat. J. Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 9(4). P. 705–712.
<https://doi.org/10.1007/s13762-012-0098-7>
79. *Zhang D., Ji X., Meng Z., Qi W., Qiao K.* Effects of fumigation with 1,3-dichloropropene on soil enzyme activities and microbial communities in continuous-cropping soil // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2019. V. 169. P. 730–736.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.071>
80. *Zhu J., Cao A., Wu J., Fang W., Huang B., Yan D., Wang Q., Li Y.* Effects of chloropicrin fumigation combined with biochar on soil bacterial and fungal communities and *Fusarium oxysporum* // *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 2021. V. 220.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112414>

Chronic and Periodic Effects of Smoke from Crop Residue Combustion on Soil Enzymatic Activity

M. S. Nizhelskiy^{1, *}, K. Sh. Kazeev¹, V. V. Vilkova¹, A. N. Fedorenko¹,
S. N. Sushkova¹, and S. I. Kolesnikov¹

¹*Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

**e-mail: nizhelskiy@sfnu.ru*

Wildfires lead to the emission of large volumes of toxic smoke, which is transported hundreds of kilometres away from the fires and can have a negative impact on soil, biota and humans. A series of modelling experiments on pyrogenic fumigation of soil were carried out to assess the effects of gaseous products from wildfires on soil biochemical parameters. The effects of chronic exposure to gaseous substances and periodic, repetitive effects of smoke exposure on soil were determined. The results were compared with a single intensive smoke exposure. It was found that pyrogenic impact significantly affected the change of enzymatic activity of ordinary chernozem. The degree of influence depended on the duration and periodicity of smoke exposure. In all experiments enzymes of oxidoreductase class (catalase, peroxidase, polyphenol oxidase) were more sensitive to fumigation than invertase from hydrolase class. The reason of suppression of enzymatic activity of soils is high concentrations of toxic gases. The following concentrations exceeded the maximum permissible concentrations for atmospheric air: CO 714 times, phenol (hydroxybenzene) 441 times, acetaldehyde 24100 times, formaldehyde 190 times. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil after fumigation was revealed, the total content of PAHs was 377 ng/g. The highest values were recorded for naphthalene, where the concentration was 4.4 times higher than the maximum permissible and phenanthrene 2.8 times higher than the maximum permissible. It was found that 60-minute intensive smoke affects the soil to a lesser extent than chronic and periodic. Indicators of enzymatic activity of chernozem after such fumigation decreased by 15–33% depending on the enzyme, in chronic and periodic by 41–84 and 31–78%, respectively. The obtained data indicate a significant effect of smoke on enzymatic activity of soils under chronic and periodic exposure to gaseous products of combustion.

Keywords: fumigation, enzymes, ordinary chernozem, toxicity, bioindicators

СОЛЕУСТОЙЧИВОСТЬ ГРИБОВ И ПЕРСПЕКТИВЫ МИКОДИАГНОСТИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЗАСОЛЕННЫХ ПОЧВ (ОБЗОР)

© 2024 г. Е. В. Федосеева^{а, *}, В. А. Терехова^б

^аИнститут проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Ленинский пр-т, 33 Москва, 119071 Россия

^бМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: elenfedoseeva@gmail.com

Поступила в редакцию 30.06.2023 г.

После доработки 28.10.2023 г.

Принята к публикации 30.10.2023 г.

Проведен анализ особенностей солеустойчивых грибов с целью выявления возможности их применения для индикации химического загрязнения засоленных почв и поиска потенциальных тест-видов для лабораторного микотестирования. Приводится перечень представителей галофильных и галотолерантных родов микромицетов, которые могут служить индикаторами загрязнения тяжелыми металлами, нефтепродуктами и другими токсикантами на фоне повышенного засоления почвенных субстратов. Для биотестирования почв со средним уровнем засоления в качестве перспективных предложены микромицеты, относящиеся к умеренным галотолерантным видам. Проанализированы морфологические, физиологические и молекулярные механизмы адаптации галофильных и галотолерантных грибов к условиям повышенного засоления сред обитания. Обсуждаются реакции грибных сообществ на комбинированное воздействие засоления и токсических веществ разной природы. Рассмотрены методические аспекты практического использования солеустойчивых грибов для биодиагностики степени неблагополучия засоленных почв: состав сред, условия культивирования, а также тест-реакции грибных культур, оптимальные для адекватной оценки степени галотолерантности грибов и экотоксичности образцов почв.

Ключевые слова: биоразнообразие, засоление, галотолерантность, экотоксичность, биоиндикация, биотестирование

DOI: 10.31857/S0032180X24040064, EDN: WSJOZY

ВВЕДЕНИЕ

Современные подходы к диагностике экологического состояния почв предполагают включение в набор исследуемых характеристик широкого спектра показателей развития биоты. Характеристики почвенных микромицетов как представителей важнейшего блока биодеструкторов органического материала, несомненно, должны быть представлены в числе исследуемых параметров. В идеале виды мицелиальных грибов могут выступать и как тест-культуры в лабораторных биотестах [18], и как биоиндикаторы условий развития почвенных сообществ. На данный момент определены виды микромицетов, по реакциям которых можно давать характеристику степени химического загрязнения сред. Несмотря на это, проблема использования грибов в лабораторном биотестировании загрязнения образцов почв или других природных сред не решена, что связано, скорее

всего, с недостаточной обеспеченностью контролирующих региональных лабораторий необходимым оборудованием для проведения работ с чистыми культурами мицелиальных грибов и нехваткой подготовленных специалистов. В перспективе можно ожидать, что существующие в реестре для практического применения стандартизованные методики биотестирования по реакциям бактериальных тест-культур будут дополнены грибными. В отношении биоиндикационных наблюдений, включающих характеристики биоразнообразия и интегральные структурные показатели: численность, обилие, доминирование и др., – накоплен большой массив данных для почв разных типов и видов загрязнения.

В настоящем обзоре проведен анализ потенциальной возможности применения солеустойчивых видов мицелиальных грибов для микодиагностики химического загрязнения засоленных почв. Для таких объектов эндемичными будут галотолерантные

и галофильные виды грибов, которые следует использовать для оценки.

Решение проблемы оценки загрязненных засоленных почв — задача не менее важная и актуальная в современных условиях, чем почв, в профилях которых количество легкорастворимых солей не превышает пороги токсичности. Засоленные почвы испытывают не меньший стресс от химического загрязнения и техногенных воздействий (нефтяные промыслы, региональные промышленные предприятия) и при этом нередко бывают более уязвимы.

Общая площадь засоленных почв в мире составляет более 950 млн га [11]. В России засоленные почвы наиболее распространены в Поволжье, Северном Кавказе и Западной Сибири [9]. Площади засоленных почв в южных районах России достигают 30–40% фонда сельскохозяйственных угодий и выполняют важные экологические функции, в частности, по поддержанию биоразнообразия и устойчивости природных экосистем [4, 9].

Проблема загрязнения засоленных почв. Понятие “засоленные почвы” имеет нечеткий характер, что связано с различными критериями выделения и сложностью учета засоленных почв из-за динамичности процессов засоления—рассоления. Согласно принятым представлениям, к засоленным почвам относят почвы, в профиле которых присутствует горизонт (солевой горизонт), содержащий легкорастворимые соли в количестве, ухудшающем плодородие почв, рост и развитие большинства растений [9, 13]. При оценке засоления почв определяют содержание анионов CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} и катионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ легкорастворимых солей [9]. По химизму засоления выделяют три основных типа почв: хлоридные, сульфатные и содовые — с возможностью выделения промежуточных подтипов [13]. Разделение на засоленные и незасоленные почвы проводят по показателям порогов токсичности легкорастворимых солей (по сумме солей в водной вытяжке при соотношении почва: вода — 1 : 5): для почв хлоридного и сульфатно-хлоридного засоления — 0.1%, сульфатно-натриевого засоления — 0.15%, сульфатного засоления с участием гипса — до 1%, засоленных щелочными солями — 0.05–0.1% [9]. Химизм засоления, традиционно оцениваемый по соотношению содержания анионов и катионов, важен для показателей степени засоленности почв, поскольку учитывает токсичность солей. Наиболее токсичной солью является сода, менее токсичны хлориды и еще менее — сульфаты [2, 13]. Таким образом, для полного описания степени и характера засоления почв необходимо определение общего содержания легкорастворимых солей и соотношения содержания анионов и катионов. Непосредственно диагностика засоления в России традиционно проводится на основе анализа водных вытяжек (1 : 5) по солям,

перешедшим в водную вытяжку за вычетом растворимого гипса (токсичным солям) [13]. К засоленным относят несколько типов почв, различающихся степенью засоления (от сильной до слабой): солончаки, солонцы, а также другие типы почв, в профиле которых присутствует солевой горизонт.

Засоление почв само по себе может являться негативным фактором, влияющим на состояние окружающей среды [7]. Различают первичное (природное) и вторичное (спровоцированное деятельностью человека) засоление [5]. Развитие первичного засоления почв происходит из-за особенностей климата, рельефа, засоленности почвообразующих и подстилающих пород, наличия минерализованных грунтовых вод и дренированности территории [5]. Вторичное засоление почв чаще всего является результатом интенсивной или неадекватной сельскохозяйственной деятельности и применения противогололедных средств [5]. Техногенное засоление также может возникнуть в результате эксплуатации технологических объектов нефтепромыслов, несвойственных для определенных условий почвообразования и заключающихся в появлении специфических токсичных солей и признаков солончаковатости [12]. Засоление почв приводит к ряду негативных последствий: сокращению биоразнообразия и снижению продуктивности агро- и биоценозов, подавлению роста и репродукции растений, изменению химического состава и нарушению физических характеристик почв и многим другим [21, 28].

Помимо засоления почв как самостоятельного негативного фактора, опасным является химическое загрязнение засоленных почв, которое может быть вызвано присутствием тяжелых металлов (ТМ), нефтепродуктов, полициклических ароматических углеводородов и других химических соединений [4, 8, 14, 20]. Токсичность загрязненных почв может быть вызвана не только непосредственным действием поллютантов, но и обуславливаться токсинами, выделяемыми представителями почвенного микробного сообщества [5, 18]. В связи с вышесказанным, актуальной становится задача оценки степени загрязнения и экотоксичности засоленных почв, решение которой требует адекватных для засоленных сред подходов.

Особенности биодиагностики засоленных почв. В опубликованных данных описаны различные биоиндикационные подходы к оценке экотоксичности вторично засоленных почв и засоленных почв, подвергающихся химическому загрязнению. Так, оценивают ферментативную активность почв, в частности каталазную, дегидрогеназную и целлюлозолитическую [4]. Изучают фитотоксичность почв, изменяющуюся в условиях засоления и загрязнения [4, 13, 14]. Важным подходом является оценка таких биологических параметров, как состав, относительное обилие и соотношение

различных групп почвенной биоты: бактерий, водорослей и цианобактерий, грибов, представителей нано- и микрофауны [8]. Известно, что почвенные грибы, являясь частью общего микробного биома почвы, реагируют на изменения условий окружающей среды, вызванные химическим загрязнением и засолением [7, 18], и могут рассматриваться как объекты биоиндикации для оценки степени загрязнения и экотоксичности засоленных почв. Кроме того, отдельные галотолерантные виды микромицетов могут быть перспективными в качестве стандартных лабораторных тест-культур.

При биотестировании токсичность почвенных проб оценивают с применением двух подходов: по водному экстракту почв и аппликатного подхода, предполагающего контакт тест-организмов с пробой почвы. Применение водного экстракта (вытяжки) является более распространенным в практике экологического контроля подходом. Водный экстракт из почвы для биотестирования готовят в соотношении: 1 часть почвы (с учетом влажности образца) и 4 части культивационной воды. В каждом водном экстракте и разбавлении, которые подготовлены для биотестирования, измеряют уровень рН, содержание кислорода и солесодержание [19]. Соленость водного экстракта определяют методом кондуктометрии. Калибровка кондуктометра осуществляется по иону хлора; большинство калибровочных стандартов представляют собой водные растворы хлорида калия. Таким образом, для целей биотестирования принимается допущение, что соленость водного экстракта определяется по общему содержанию растворимых солей.

Для биотестирования почвенных образцов в России разработаны и применяются методики, актуальность и легитимность которых можно отслеживать на сайте <https://fgis.gost.ru/fundmetrology/registry/> [16]. Данные методики основаны на реакции различных представителей биоты: клеток млекопитающих, ракообразных, простейших, высших растений, водорослей и бактерий. Важнейший блок биодеструкторов органического материала представлен лишь бактериями. Однако среди микромицетов известны виды, которые можно использовать как чувствительные биосенсоры в лабораторных биотестах [18]. К стандартным тест-культурам применяется ряд требований, в том числе хорошие культивируемость и воспроизводимость в лабораторных условиях и адекватная чувствительность, позволяющая фиксировать ответы тест-культур на анализируемые тест-объекты. В рамках обзора рассматриваем возможность применения галофильных и галотолерантных грибов для биодиагностики засоленных почв. Поскольку биотестирование почвенных образцов позволяет применение водных экстрактов, то в качестве тест-культур могут рассматриваться галофильные и галотолерантные

грибы, выделенные из водных сред с высокой минерализацией.

Понятие и примеры галофильных и галотолерантных грибов. Первые сообщения о выделении грибов из засоленных местообитаний появились в 2000 г. [36]. С тех пор список грибов, адаптированных к разным уровням засоления, постоянно пополняется. Аскомицет *Sphaeria posidoniae* был первым зарегистрированным морским видом, за которым последовала идентификация еще 25 видов морских грибов, что стало стимулом интереса исследователей к изучению морской микобиоты [44].

Анализ биоразнообразия и экофизиологии грибов засоленных местообитаний показывает присутствие в них галофильных, галотолерантных и галочувствительных видов [35, 37, 38, 47]. Разделение микроорганизмов на группы по степени устойчивости к условиям засоления часто производят на основании их способности к росту и развитию при различных концентрациях хлорида натрия. Этот подход применим для микроорганизмов, выделяемых не только из водных, но и почвенных сред [3, 10]. Грибы, которые могут расти *in vitro* при концентрации 3 М NaCl и которые регулярно выделяют из окружающей среды при солености выше 1.7 М, были охарактеризованы как галофильные – halophilic fungi [34]. Спорадические изоляты, которые могут расти *in vitro* при 3 М NaCl, считаются галотолерантными – halotolerant fungi [35, 37]. Кроме этого, возможно выделение умеренных галофильных и умеренных галотолерантных видов (moderate halophilic, halotolerant fungi), оптимальный рост которых происходит при 1–2 М NaCl и ниже [27].

Галофильные и галотолерантные грибы встречаются в различных отделах, при этом наибольшее количество опубликованных работ посвящено аскомицетам (Ascomycota), выделенным из мест обитания с повышенной концентрацией солей. Среди наиболее изученных родов галофильных и галотолерантных грибов описаны представители родов *Wallemia*, *Cladosporium*, *Scopulariopsis*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Fusarium* и *Penicillium* [34, 35, 37, 42, 52]. Адаптированные к засоленным местообитаниям грибы встречаются как в мицелиальной форме, так и дрожжеподобной [42]. В частности, из рода *Aspergillus* – *A. niger*, *A. sydowii*, *A. flavus*, *A. tubingensis*, *A. versicolor* и *A. caesiellus* [27, 35]. Из рода *Fusarium* – *F. solani*, *F. oxysporum*, *F. equiseti*, *F. chlamydosporum*, *F. compactum* [40]. Сообщалось о многих видах *Penicillium*, выделенных из засоленных местообитаний, таких как *P. chrysogenum*, *P. citrinum*, *P. digitatum*, *P. funiculosum*, *P. griseofulvum*, *P. hirsutum*, *P. islandicum*, *P. italicum*, *P. glaucum*, *P. solitum*, *P. georgiense* и др. [37].

Анализ микобиоты в образцах дерново-подзолистой суглинистой почвы, в которые для

моделирования условий засоления вносили хлорид натрия, показал, что для этих образцов характерно преобладание видов *P. funiculosum*, *P. verrucosum*, *A. flavus*, *A. fumigatus*, *A. terreus*, *A. ochraceus*, *F. oxysporum* и *Cladosporium* sp. [5]. По сравнению с незасоленными почвами почвы с высоким содержанием солей, оцененных по общему содержанию методом кондуктометрии, характеризовались повышенным относительным обилием *Hydrophisphaera* [53]. При техногенном и природном засолении почв наблюдали преобладание меланиновых форм микромицетов, наиболее защищенных от действия стресс-фактора, и продуцентов антибиотиков [1, 7].

Как правило, галофильные микроорганизмы могут быть выделены из морей, соленых или гиперсоленых озер, засоленных почв, солнечных солевых и соленых продуктов, а также из других мест обитания с повышенной концентрацией соли. Показано, что галофильные и/или галотолерантные микроорганизмы не ограничиваются засоленными или гиперзасоленными местообитаниями и могут быть обнаружены почти во всех средах с небольшим уровнем засоления и даже незасоленных средах [34].

Галотолерантные виды грибов, перспективные для биотестирования образцов засоленных почв. Особенностью галофильных и галотолерантных грибов являются широкие диапазоны толерантности к уровню содержания солей, что связано с универсальными и эффективными механизмами устойчивости грибов к неблагоприятным факторам среды, в частности, засолению мест обитания (механизмы устойчивости будут описаны ниже). Представление о размахе диапазонов толерантности дает информация, приведенная в табл. 1. Один и тот же вид способен к развитию в бессолевой среде и при высоких уровнях засоления.

Для оценки загрязнения засоленных почв и местообитаний могут быть перспективны микромицеты, относящиеся к умеренным галотолерантным видам с оптимумом роста в диапазоне 0.1–1 М (6–60‰ или 0.6–6%) NaCl. При этом выполняется условие, необходимое для биотестирования, – наличие адекватной чувствительности тест-культуры к анализируемому тест-объекту. Отклик высокорезистентных галофильных грибов может быть слабым для фиксации степени загрязнения засоленных сред. Виды с близким оптимальным диапазоном были выделены как из засоленных почв, так и соленых водоемов (табл. 2). Примеры галотолерантных видов приведены в порядке возрастания оптимального для развития грибов уровня солености.

Анализ пяти видов *F. solani*, *F. oxysporum*, *F. equiseti*, *F. chlamydosporum*, *F. compactum* выявил варьирование оптимальных диапазонов солености [40].

Оптимальный рост *F. solani* возможен без внесения NaCl, диаметр колоний уменьшался при внесении NaCl от 1%. Для *F. oxysporum* оптимальный рост отмечали без внесения NaCl, а уменьшение диаметра колоний – при NaCl от 1%. *F. equiseti* также активнее рос без внесения NaCl. Слабое уменьшение диаметра колоний этого вида наблюдали при внесении 1% NaCl, а резкое – при 5%. Оптимальный рост *F. chlamydosporum* отмечали без внесения и при внесении 1–5% NaCl, при внесении NaCl в больших концентрациях наблюдалось уменьшение диаметра колоний. Наконец, *F. compactum* активнее рос при внесении 1–5% NaCl, а при внесении NaCl в больших концентрациях происходило заметное уменьшение диаметра колоний. В табл. 2 приводится вид *F. equiseti* с оптимумом роста при концентрации соли 1 М NaCl.

Описание видов грибов, выделенных в зонах Балтийского моря, характеризующихся различным уровнем солености, приведено в обзоре [48].

Таблица 1. Солеустойчивость некоторых видов грибов, выделенных из различных засоленных сред (по [44]).

Таксономическая принадлежность	Диапазон солеустойчивости*, %
<i>Hortaea werneckii</i> , черные дрожжи, Ascomycota	0–32
<i>Phaeotheca triangularis</i> , черные дрожжи, Ascomycota	0–26
<i>Trimmatostromasalinum</i> , черные дрожжи, Ascomycota	0–24
<i>Aureobasidium pullulans</i> , черные дрожжи, Ascomycota	0–18
<i>Cladosporium</i> spp., мицелиальный гриб, Ascomycota	0–20
<i>Candida parapsilosis</i> , <i>Debaryomyces hansenii</i> , <i>Pichia guilliermondii</i> , Ascomycota	0–17
<i>Aspergillus</i> spp., мицелиальный гриб, Ascomycota	0–27.5
<i>Penicillium</i> spp., мицелиальный гриб, Ascomycota	0–7
<i>Wallemia: Wallemiomycetes</i> , Basidiomycota	0–27
<i>Rhodospiridium</i> spp., дрожжеподобный гриб, Ascomycota	0–17

* Диапазоны установлены по способности к росту и развитию на средах с NaCl.

Таблица 2. Примеры галотолерантных видов грибов из отдела *Ascomycota*

Вид гриба	Место выделения	Оптимум роста*	Измеряемые тест-реакции	Ссылка
<i>Fusarium oxysporum</i>	Образцы дерново-подзолистой суглинистой почвы после внесения NaCl	150 г NaCl/м ² почвы	Наличие роста	[5]
<i>Penicillium funiculosum</i>	Образцы дерново-подзолистой суглинистой почвы после внесения NaCl	20–150 г NaCl/м ² почвы	Наличие роста	[5]
<i>Fusarium equiseti</i>	Засоленные почвы центрально-южной части Бахрейна с общим содержанием солей от 0.8 до 1.9% и преобладанием гипса	До 1 М NaCl	Скорость роста грибной колонии при различных концентрациях NaCl	[40]
<i>Fusarium incarnatum-equiseti</i>	Почва хлоридного типа засоления на побережье Черного моря	0–1 М NaCl	Скорость роста грибной колонии при различных концентрациях NaCl. Анализ осмолитного и липидного состава	[17]
<i>Thielavia terricola</i>	Сулакская бухта (Средний Каспий)	10‰	Образование таллома, образование спор	[6]
<i>Halosphaeriopsis mediosetigera</i> , <i>Lignicola laevis</i>	Зона Балтийского моря со средней соленостью 10‰	Облигатные морские виды, обитающие от мезогалинной до облигатинной зоны	Наличие роста	[48]
<i>Corollospora maritima</i> , <i>Halenospora varia</i> , <i>Remispora maritima</i>	Зона Балтийского моря со средней соленостью 10‰	Облигатные морские виды, обитающие в мезогалинной зоне	Наличие роста	[48]
<i>Emeritcellopsis alkalina</i>	Прибрежная зона содового озера Панатар (Алтай, Россия)	0.4 М NaCl	Скорость роста грибной колонии при различных концентрациях NaCl. Анализ осмолитного и липидного состава	[29]
<i>Horataa wetsckii</i> (дрожжи)	Гиперсоленные пруды-испарители	Почты насыщенные солевые растворы, так и без соли, с широким оптимумом роста от 1.0 М до 3.0 М NaCl	Скорость роста грибной колонии при различных концентрациях NaCl	[35]
<i>Penicillium chrysogenum</i>	Соленые озера, морские виды водорослей	–	Скорость роста грибной колонии при различных концентрациях NaCl	[31, 49]

* Установлен по способности к росту и развитию на средах с NaCl.

В биотопах этого моря поверхностная соленость колеблется от 3‰ в самых северных частях до примерно 20‰ вблизи Датских проливов и Эресунна. В табл. 2 указаны виды, выделенные из зон со средней соленостью 10‰. Эти виды относятся к облигатным морским видам, обитающим в мезогалинной и (или) облигалинной зоне.

Методические аспекты идентификации и культивирования галотолерантных микромицетов. Для культивирования галофильных и галотолерантных микромицетов, а также определения степени их галотолерантности в лабораторных условиях применяют различные среды для культивирования. В верхней части табл. 3 указаны наиболее универсальные питательные среды (СА, среда Чапека, КДА), которые часто используются в микробиологической практике для культивирования широкого набора микромицетов. При культивировании галофильных и галотолерантных микромицетов в эти среды вносят необходимые концентрации NaCl. Ниже в перечне указаны селективные среды, пригодные для культивирования определенных групп микромицетов: щелочной агар предназначен для культивирования микромицетов, выделенных из засоленных сред с высокими значениями pH; специальная селективная среда рекомендована для культивирования грибов рода *Fusarium*. Для культивирования галофильных и галотолерантных микромицетов, выделенных из почвы, есть возможность использования подготовленных почв с внесением NaCl. В практике современной микробиологии разработаны специальные коммерческие синтетические солевые среды с определенным диапазоном солености. Приведенный список не является эксклюзивным и исключительным, и исследователи пользуются большим разнообразием сред и их модификаций.

Основным подходом при определении степени галотолерантности микромицетов является анализ динамики роста грибных колоний [17, 22, 27, 29, 35, 40, 49].

Степень солеустойчивости микромицетов определяется методом сравнения ростовых показателей колоний микромицетов в динамике на культуральных средах с возрастающими концентрациями определенной соли или смеси солей (при оптимальной для роста температуре). Расчет радиальной скорости роста (РСР) и ростового коэффициента (РК) осуществляется по следующим формулам [22]:

$$\text{РСР} = \frac{R - r}{\Delta t},$$

где R — радиус колонии, мм; r — радиус инокуляционного блока, мм; Δt — продолжительность культивирования, сут;

$$\text{РК} = \frac{Dhg}{t},$$

где D — диаметр колонии, мм; h — высота мицелия, мм; g — плотность колонии, балл (1 — редкая, 2 — средняя, 3 — плотная); t — возраст колонии, сут.

Дополнительно к анализу динамики роста грибных колоний проводят анализ изменений морфологических и ростовых показателей [17, 29, 40].

При росте на средах с NaCl меняется морфология колоний. *Fusarium* sp. при культивировании на среде без добавления NaCl развивал распростертую колонию с неровным краем: субстратный мицелий был плотным с образованием кожистого сплетения, воздушный мицелий был светлым волокнистым и достигал 5 мм в высоту. На среде с добавлением 1 М NaCl данный изолят демонстрировал активный рост: воздушный мицелий был клочковатым, разреженным, высотой 3 мм. На среде с добавлением 2.5 М NaCl воздушный мицелий на колониях *Fusarium* sp. практически не развивался, а колонии были кожистыми, образованными субстратным мицелием [17].

Общей тест-реакцией микромицетов может служить активность образования конидий, так называемая активность спороношения. Количество конидий подсчитывают в счетной камере Горяева. Интенсивность спорообразования рассчитывают по формуле [16]:

$$I = \frac{LN}{SV},$$

где I — интенсивность спорообразования, ед./ 10^{-4} м²; L — объем воды, которой были смыты конидии, 10^{-6} м³; N — среднее количество конидий на площади счетной камеры Горяева, ед.; S — площадь вырезанных участков со спороносящим мицелием, 10^{-4} м²; V — объем площади счетной камеры Горяева, 10^{-3} м³.

Реакцией на неблагоприятные условия может служить изменение соотношения активности образования конидий, экзогенных спор бесполого размножения, и хламидоспор, образующихся либо при старении, либо для перенесения неблагоприятных условий. Так, виды рода *Fusarium* продуцировали толстостенные хламидоспоры по мере увеличения солености [40]. Смена образования спор с микроконидий на хламидоспоры более выражена при концентрации NaCl $\geq 10\%$. При 15 и 20% NaCl грибы больше не производили микроконидий, только хламидоспоры. При этом прямая зависимость между увеличением содержания соли и активностью образования хламидоспор не обязательна. Изучаемый штамм *Fusarium* sp. образовывал хламидоспоры только в оптимальных условиях роста, а при неблагоприятном увеличении солености образование хламидоспор останавливалось [17].

Для галофильных и галотолерантных грибов, среди которых преобладают сапротрофы, возможно проведение анализа на колонизацию растительного

Таблица 3. Питательные среды для культивирования галофильных и галотолерантных микромицетов

Название среды	Описание/состав среды	Ссылка
Агаризованная среда с суслом (СА) с добавлением NaCl	Сусло, агар-агар, NaCl в различных концентрациях	[17]
Среда Чапека с добавлением NaCl	Классическая среда Чапека, NaCl в различных концентрациях	–
Картофельный декстрозный агар (КДА) с добавлением NaCl	Картофельный настой, агар-агар, NaCl в различных концентрациях	[27]
Глицериновый нитратный агар	Минеральные соли, глицерин, агар	[39]
Селективная среда с озерной солью	Соль озерная, глюкоза, агар-агар, дистиллированная вода	[22]
Щелочной агар (ЩА)	Щелочной раствор (Na ₂ CO ₃ , NaHCO ₃ , NaCl, KNO ₃ , K ₂ HPO ₄), экстракт солода, экстракт дрожжей, агар-агар	[29, 33]
Селективная среда для культивирования грибов рода <i>Fusarium</i> с добавлением NaCl	Обеспечивает медленный рост видов <i>Fusarium</i> , выделенных из почвы и почвенных остатков. Возможно внесение различных концентраций NaCl	[40]
Среда Фогеля с добавлением NaCl	Цитрат натрия, KH ₂ PO ₄ , NH ₄ NO ₃ , MgSO ₄ ·7H ₂ O, CaCl ₂ ·2H ₂ O, микроэлементы, биотин, NaCl в различных концентрациях	[27]
Почва с добавлением NaCl	Выщелоченный чернозем с введением водного раствора NaCl	[15]
Синтетическая солевая среда	Специальная коммерческая синтетическая среда, предназначенная для культивирования галофильных микромицетов	[32]

материала. Оценку возможности колонизации галотолерантными микромицетами проводили на соломе пшеницы, предварительно высоленной в растворе соли [22].

Многие галофильные и галотолерантные грибы обладают фитопатогенными свойствами, поэтому важна оценка фитопатогенности грибов, выделенных из засоленных сред обитания. Оценку фитопатогенности галотолерантных микромицетов осуществляют методом Челковского и Манки с использованием проростков пшеницы [22].

Таким образом, такие тест-реакции, как скорость роста колоний микромицетов и активность спороношения, могут быть использованы как для оценки степени солеустойчивости грибов, так и для оценки реакций галотолерантных грибов на различные токсические воздействия. Эти характеристики грибов наиболее доступны для анализа и адекватны условиям развития представителей микобиоты. Дополнительно можно рекомендовать, судя по литературным данным, анализ соотношения конидий и хламидоспор, а также активность колонизации растительных остатков для сапротрофов.

Механизмы устойчивости грибов к засолению мест обитания. Повышение засоления среды можно рассматривать как двухфакторный стресс,

включающий как осмотическую, так и токсическую составляющую. Это связано с тем, что повышенная концентрация ионов во внешней среде ведет, с одной стороны, к дегидратации и потере клеткой тургорного давления, с другой стороны, к повышению внутриклеточной концентрации ионов [29].

Реакция галофильных и галотолерантных грибов на условия осмотического стресса заключается в развитии различных морфологических, физиологических и молекулярных механизмов адаптации [42]. Многочисленные морфологические адаптации, такие как меристематический рост, пигментация и изменение формы и структуры клеточных стенок и мембран играют значительную роль в адаптации к засоленным условиям [51]. К основным физиологическим реакциям галофильных и галотолерантных грибов относят поддержание внутриклеточного содержания ионов K и Na, накопление осмотически активных веществ в цитоплазме (осмолитов или совместимых соединений) для защиты клеток при дегидратации, а также перестройку состава мембранных липидов для поддержания необходимого динамического состояния (вязкости) мембран и их функционирования в меняющихся условиях среды [29, 50]. Молекулярные ответы отражают изменения в экспрессии генов,

связанные с некоторыми физиологическими реакциями на повышенную концентрацию NaCl [42].

Как было сказано выше, одним из механизмов адаптации является синтез осмолитов, представленных в грибах в основном дисахаридом трегалозой и различными полиолами (маннит и низкомолекулярные глицерин, арабит, эритрит) [29, 50]. В условиях повышения концентрации солей галофильные дрожжи *Hortaea werneckii* накапливали глицерин в цитозоле, галотолерантный мицелиальный гриб *Fusarium* sp. – арабит, галоалкалотолерантный микромицет *Emericellopsis alkalina* – эритрит [17, 29]. Накопление эритрита в *E. alkalina* под осмотическим влиянием указывает на важность этого осмолита для адаптации. Ранее эта тенденция отмечалась у мицелиальных грибов *Aspergillus niger* и *Penicillium chrysogenum* в присутствии 4–12% NaCl, однако доля глицерина также возрастала [25]. Накопление эритрита также увеличивалось, когда *Metarhizium robertsii* выращивали в среде NaCl при 0.8 М, но конидиальные уровни арабита, маннита и трегалозы не увеличивались [45]. Существуют грибы, синтезирующие несколько осмолитов: *Candida* аккумулирует глицерин и арабит, а *A. nidulans* – глицерин и эритрит [24]. Полиолы обладают различной растворимостью в воде. Насыщенные растворы маннита имеют a_w 0.97, эритрита – 0.92, арабита – 0.82 и глицерина – 0.50 [30]. Становится понятным, почему низкомолекулярные полиолы накапливаются в клетке преимущественно в условиях водного дефицита.

Тип метаболизма влияет на то, какие полиолы будут накапливаться в клетке. У галотолерантных дрожжей с развитым гликолитическим путем глицерин является основным полиолом при осмотическом стрессе, поскольку он образуется из дигидроксиацетонфосфата, метаболита этого пути [29]. В мицелиальных грибах полиолы образуются в основном из метаболитов пентозофосфатного пути. У *E. alkalina* повышение концентрации NaCl приводило к накоплению эритрита, а уровень глицерина был пренебрежимо мал во всех вариантах опыта, что свидетельствует о слабом развитии гликолитического пути у этого микромицета [29]. Галотолерантный мицелиальный гриб *Fusarium* sp. в тех же условиях продуцировал арабит в больших количествах [17]. На примере галотолерантного *Penicillium clavariiformis* было показано, что смена углеродного метаболизма от гликолиза к пентозофосфатному пути служит механизмом клеточной устойчивости к стрессу у грибов в солевой среде [39].

Изменения состава и текучести мембраны играют основную роль в адаптации к условиям засоления. Двумя важными липидными компонентами эукариотических мембран являются стерин и фосфолипиды. Распространенными типами фосфолипидов являются фосфатидилхолины, фосфатидилэтаноламины, фосфатидилинозитол

и фосфатидные кислоты. Синтез стерина строго регулируется 3-гидрокси-3-метилглутарилкофермента А-редуктазой (HmgR), активность которой реагирует на различную соленость [34]. Текучесть мембран зависит от нескольких факторов, в том числе количества стерина, состава фосфолипидов, длины, разветвленности и уровня ненасыщенности жирных кислот [43]. При высокой концентрации соли у *H. werneckii* и *Debaryomyces hansenii* наблюдали высокую степень ненасыщенности жирных кислот, повышение содержания фосфолипидов за счет фосфатидилэтаноламинов при слабом изменении содержания стерина [43]. Эти грибы показали более высокую текучесть мембраны в широком диапазоне концентраций NaCl по сравнению с их негалофильным аналогом *Saccharomyces cerevisiae* [43]. Увеличение концентрации NaCl приводило к снижению стерина у *Fusarium* sp. и *E. alkalina* [17, 29]. Текучесть мембран признают лучшим показателем степени солеустойчивости [42].

Фосфатидные кислоты отмечены как основные компоненты мембранных липидов в оптимальных условиях у термофильных и алкалофильных грибов [23]. *E. alkalina* демонстрировал высокую долю фосфатидных кислот (15–35% от суммы) на всех стадиях роста, что более характерно для облигатных алкалофильных грибов [29]. Однако при действии NaCl в составе мембранных липидов наблюдали очень незначительные изменения содержания фосфатидных кислот, что указывает на их ограниченную роль в адаптации к этому стрессору [29]. При этом у галотолерантного *Fusarium* sp. увеличение концентрации NaCl приводило к повышению доли фосфатидных кислот [17]. Значительное увеличение доли недвуслонных фосфатидных кислот наблюдали у мицелиального гриба *A. niger* при действии теплового, холодного, осмотического, окислительного шоков [23].

Состав жирных кислот также существенно влияет на мембранные свойства галофильных и галотолерантных грибов. Изменения жирнокислотного состава клеток солеустойчивых грибов вызываются действием определенных ферментов, в частности, элонгазой, D12-десатуразой и D9-сатуразой, которые были обнаружены у дрожжей *H. werneckii* [35]. Экспрессия этих ферментов может играть определяющую роль в механизмах, обеспечивающих регуляцию текучести мембран в зависимости от концентрации соли в окружающей среде [35].

Совместное действие повышенного засоления и некоторых видов загрязнения среды. Галофильные и галотолерантные виды грибов характеризуются устойчивостью ко многим стрессовым воздействиям: к ультрафиолетовой радиации, перепадам температур, экстремальным значениям pH среды, что, по-видимому, может свидетельствовать об универсальном характере ряда механизмов адаптации [17].

Например, устойчивые к условиям засоления представители *Dothideomycetes* показывают большую степень филогенетического родства с обитателями поверхности скал в аридных областях с засушливым климатом, от полярных регионов до субтропиков [17]. В окружающей среде часто происходит сочетание нескольких вариантов неблагоприятных воздействий.

Нефтяное загрязнение. Совместное влияние засоления и нефтяного загрязнения на грибные сообщества было рассмотрено в работах [15, 46]. В опытные образцы выщелоченного чернозема, загрязненные нефтью, вводили водный раствор NaCl до конечной концентрации 5% и сравнивали с контрольными образцами (без внесения NaCl) [15]. Совместное воздействие нефти и соли снижало число видов и значительно изменяло видовой состав микромицетов, приводя к формированию более специфичного комплекса. В загрязненных нефтью почвенных образцах с дополнительным внесением NaCl элиминировался вид *Penicillium glabrum*, очевидно, в силу его чувствительности к повышенной концентрации этой соли. При этом доминирующее положение занимали другие виды, вероятно, более толерантные к засолению: *P. expansum*, *P. decumbens*, *P. velutinum*, – что согласуется с данными других исследователей, выделявших некоторые из этих видов из мест природного засоления [36]. Таким образом, нефтяное загрязнение совместно с засолением оказывало большее влияние на видовой состав грибов выщелоченного чернозема, чем внесение в почву только нефти [15]. Согласно данным [46], сочетание условий аридной зоны, высокой солености и загрязнения нефтью ограничивало развитие типичных представителей почвенных микробиоценозов – актиномицетов и в большей степени микроскопических грибов.

Загрязнение тяжелыми металлами. Совместное засоление и загрязнение почв ТМ способно оказывать заметное влияние на почвенную микробиоту, приводя к изменениям функциональных возможностей микробиоты, связанных с круговоротом питательных веществ и подавлением патогенов [41]. Было проведено комплексное экологическое исследование почв одного из административных округов г. Москвы, в разных функциональных зонах: промышленной, транспортной, селитебной, рекреационной [8]. Почвы подвергались сезонному засолению вследствие использования противогололедных реагентов, и в них наблюдали высокие уровни содержания подвижных форм некоторых ТМ (в основном Cu, Cd и Cr). Почвы разных функциональных зон различались по разнообразию микробиоты, наименьшим оно было в почвах промышленной зоны, где фиксировали наибольшее количество подвижных форм ТМ. Высокой устойчивостью к комплексному воздействию антропогенных факторов в городских почвах обладали

микромицеты с окрашенным меланиновыми пигментами мицелием. Тогда как микромицеты с неокрашенным, гиалиновым, мицелием элиминировались из грибных сообществ.

При увеличении уровня засоления мест обитания в сочетании с загрязнением ТМ в грибных сообществах начинают доминировать высокоустойчивые галофильные грибы. Примерами таких галофильных грибов являются *Aspergillus flavus*, *A. gracilis*, *A. penicillioides*, *A. penicillioides*, *A. restrictus* и *Sterigmatomyces halophilus* [26].

Можно резюмировать, что при сочетании засоления с другими вариантами неблагоприятных воздействий в грибных сообществах проявляется тенденция к сдвигу структуры в сторону появления устойчивых галофильных и галотолерантных видов. Наряду с этим, происходит элиминирование типичных для мест обитаний видов микромицетов, что оказывает негативное влияние на реализацию биологических функций грибных сообществ в биогеоценозах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Вторичное засоление почв и их химическое загрязнение приводят к неизбежным негативным последствиям для окружающей среды. Адекватная оценка уровня нарушения засоленных почв осложнена подбором соответствующих биодиагностических параметров: видов-индикаторов и солеустойчивых тест-организмов для оценки токсичности. Почвообитающие грибы, обладающие мощным комплексом экзоферментов, выполняют уникальную роль в деструкции труднорастворимого органического материала в природных средах и обеспечении круговорота энергии. Реакции отдельных видов и параметры развития грибных сообществ, несомненно, должны быть представлены в схемах оценки экологического качества и экологической безопасности засоленных почв при химическом загрязнении.

Повышение засоления среды – двухфакторный стресс, включающий как осмотическую, так и токсическую составляющую. Галофильные и галотолерантные грибы реагируют на условия осмотического стресса, развивая морфологические, физиологические и молекулярные механизмы адаптации. Проведенный анализ позволяет констатировать, что при сочетании засоления с другими вариантами химических воздействий в грибных сообществах наблюдается тенденция сдвига структуры сообществ в сторону появления устойчивых галофильных и галотолерантных видов. Доминирующими и наиболее обильными становятся представители родов *Wallemia*, *Cladosporium*, *Scopulariopsis*, *Alternaria*, *Aspergillus*, *Fusarium* и *Penicillium*. На этом основании галофильные и галотолерантные грибы, реагирующие на изменения условий засоления

почв в природных условиях, могут служить микроорганизмами, приемлемыми для биоиндикационных исследований. В качестве стандартных лабораторных тест-культур перспективными представляются избранные галотолерантные виды микромицетов, а именно относящиеся к умеренным галотолерантным с оптимумом роста в диапазоне 0.1–1 М NaCl. Для оценки степени галотолерантности грибов и их реакций на токсические воздействия могут быть применены доступные для анализа тест-реакции, включая скорость роста колоний и активность спороношения микромицетов, соотношение образования конидий и хламидоспор, активность колонизации растительных остатков для сапротрофных микроскопических грибов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 22-24-00666).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Артамонова В.С., Дитц Л.Ю., Елизарова Т.Н., Лютовых И.В.* Техногенное засоление почв и их микробиологическая характеристика // Сибирский экологический журнал. 2010. Т. 17. № 3. С. 461–470.
2. *Базилевич Н.И., Панкова Е.И.* Опыт классификации почв по содержанию токсичных солей и ионов // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 1972. Вып. 5. С. 36–40.
3. *Бегматов Ш.А., Селицкая О.В., Васильева Л.В., Берестовская Ю.Ю., Манучарова Н.А., Дренова Н.В.* Морфобиологические особенности некоторых культивируемых бактерий засоленных почв Приаралья // Почвоведение. 2020. № 1. С. 81–88. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010049>
4. *Вернигоровна Н.А., Колесников С.И., Казеев К.Ш.* Изменение биологической активности солончаков сорных Тамани в условиях загрязнения нефтью и тяжелыми металлами // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18(2). С. 591–593.
5. *Герасимов А.О., Поляк Ю.М.* Оценка влияния засоления на аллелопатическую активность микромицетов в дерново-подзолистой почве // Агрехимия. 2021. № 3. С. 51–59. <https://doi.org/10.31857/S0002188121030078>
6. *Горлачёва Г.Ю.* Ремигрантные и иммигрантные микромицеты водной системы Кумо-Манычской впадины и Каспийского моря // Вестник Южного научного центра РАН. 2008. Т. 4 (4). С. 52–56.
7. *Домрачева Л.И., Скугорева С.Г., Ковина А.Л., Коротких А.И., Стариков П.А. Ашихмина Т.Я.* Специфика растительно-микробных комплексов при антропогенном загрязнении почвы (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 3. С. 14–25. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2022-3-014-025>
8. *Дорохова М.Ф., Кошелева Н.Е., Терская Е.В.* Экологическое состояние городских почв в условиях антропогенного засоления и загрязнения (на примере Северо-Западного округа Москвы) // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 16–24.
9. Засоленные почвы России / Отв. ред. Шишов Л.Л., Панкова Е.И. М.: ИКЦ “Академкнига”, 2006. 854 с.
10. *Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М., Оборотов Г.В.* Мицелиальные бактерии засоленных почв // Почвоведение. 2008. № 10. С. 1250–1257.
11. Моделирование процессов засоления и осолонцевания почв / Отв. ред. Ковда В.А., Сабольч И. М.: Наука, 1980. 262 с.
12. *Носова М.В., Середина В.П.* Техногенный галогенез нефтезагрязнённых почв пойменных экосистем в условиях гумидного почвообразования и его экологические последствия // Теоретическая и прикладная экология. 2021. № 3. С. 74–79. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2021-3-074-079>
13. *Панкова Е.И., Герасимова М.И., Королюк Т.В.* Засоленные почвы в отечественных, американской и международной почвенных классификациях // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1309–1321. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18110072>
14. *Писаренко Е.Н.* Использование подсолнечника в качестве ремедианта загрязнённых почв // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 2. С. 47–49.
15. *Рафикова Г.Ф., Кузина Е.В., Столярова Е.А., Мухаматдырова С.Р., Логинов О.Н.* Комплексы микромицетов выщелоченного чернозема при загрязнении нефтью и внесении микроорганизмов-нефтедеструкторов // Микология и фитопатология. 2020. Т. 54(2). С. 107–115.
16. *Санин С.С., Неклесова Н.П., Санина А.А., Пачолкова Е.В.* Методические рекомендации по созданию инфекционных фондов для иммуногенетических исследований пшеницы. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт фитопатологии, 2008. 50 с.
17. *Смолянюк Е.В., Биланенко Е.Н., Терешина В.М., Качалкин А.В., Камзолкина О.В.* Влияние концентрации хлорида натрия в среде на состав мембранных липидов и углеводов в цитозоле гриба *Fusarium* sp. // Микробиология. 2013. Т. 82 (5). Р. 595–604. <https://doi.org/10.7868/S0026365613050121>

18. Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.
19. Терехова В.А., Рахлеева А.А., Федосеева Е.В., Кирюшина А.П. Практикум по биотестированию экотоксичности почв. М., 2022. 102 с.
20. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Олькова А.С., Скугорева С.Г., Лялина Е.И., Березин Г.И., Даровских Л.В. Исследование токсичности проб урбаноземов, загрязненных тяжелыми металлами // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18(2). С. 544–550.
21. Хасан Д., Ковтун И.С., Ефимова М.В. Влияние хлоридного засоления на прорастание семян и рост проростков *Brassica napus* L. // Вестник Томск. гос. ун-та. Сер. Биология. 2011. № 4(16). С. 108–112.
22. Эназаров Р.Х., Васильева А.А., Петренко С.М., Маколова П.В., Литовка Ю.А. Скрининг солеустойчивых микромицетов, перспективных для биоремедиации засоленных почв // Лесной и химический комплексы – Проблемы и решения: Сб. матер. по итогам всерос. науч.-пр конф. Красноярск, 2021. С. 306–310.
23. Януцевич Е.А., Данилова О.А., Гроза Н.В., Терёшина В.М. Мембранные липиды и углеводы цитозоля у *Aspergillus niger* в условиях осмотического, окислительного и холодного воздействий // Микробиология. 2016. Т. 85. № 3. С. 283–292. <https://doi.org/10.7868/S0026365616030174>
24. Abadias M., Teixido N., Usall J., Vinas I., Magan N. Solute stresses affect growth patterns, endogenous water potentials and accumulation of sugars and sugar alcohols in cells of the biocontrol yeast *Candida sake* // J. Appl. Microbiol. 2000. V. 89. P. 1009–1017. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.01207.x>
25. Adler L., Pedersen A., Tunblad-Johansson I. Polyol accumulation by two filamentous fungi grown at different concentrations of NaCl // Physiol. Plantarum. 1982. V. 56(2). P. 139–142. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1982.tb00315.x>
26. Bano A., Hussain J., Akbar A., Mehmood K., Anwar M., Sharif Hasni M., Ullah S., Sajid S., Ali I. Biosorption of heavy metals by obligate halophilic fungi // Chemosphere. 2018. V. 199. P. 218–222. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.043>
27. Batista-García R.A., Balcázar-López E., Miranda-Miranda E., Sánchez-Reyes A., Cuervo-Soto L., Aceves-Zamudio D., Atriztán-Hernández K., Morales-Herrera C., Rodríguez-Hernández R., Folch-Mallol J. Characterization of lignocellulolytic activities from a moderate halophile strain of *Aspergillus caesiellus* isolated from a sugarcane bagasse fermentation // PLoS One. 2014. V. 9. P. 105893. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105893>
28. Bronicka M., Raman A., Hodgkins D., Nicol H. Abundance and diversity of fungi in a saline soil in central-west New South Wales, Australia // Sydowia. 2007. V. 59(1). P. 7–24.
29. Danilova O.A., Ianutsevich E.A., Bondarenko S.A., Georgieva M.L., Vikchizhanina D.A., Groza N.V., Bilanenko E.N., Tereshina V.M. Osmolytes and membrane lipids in the adaptation of micromycete *Emericellopsis alkalina* to ambient pH and sodium chloride // Fungal Biology. 2020. V. 124. P. 884–891. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2020.07.004>
30. de Lima Alves F., Stevenson A., Baxter E., Gillion J.L.M., Hejazi F., Hayes S., Morrison I.E.G., et al. Concomitant osmotic and chaotropicity induced stresses in *Aspergillus wentii*: compatible solutes determine the biotic window // Curr. Genet. 2015. V. 61. P. 457–477. <https://doi.org/10.1007/s00294-015-0496-8>
31. Gao S.-S., Li X.-M., Du F.-Y., Li C.-S., Proksch P., Wang B.-G. Secondary metabolites from a marine-derived endophytic fungus *Penicillium chrysogenum* QEN-24S // Mar. Drugs. 2010. V. 9. P. 5970.
32. González-Abradelo D., Pérez-Llano Y., Peidro-Guzmána H., Sánchez-Carbente M. del R., Folch-Mallol J.L., Aranda E., Vaidyanathan V.K., Cabana H., Gunde-Cimerman N., Batista-García R.A. First demonstration that ascomycetous halophilic fungi (*Aspergillus sydowii* and *Aspergillus destruens*) are useful in xenobiotic mycoremediation under high salinity conditions // Bioresource Technology. 2019. V. 279. P. 287–296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.002>
33. Grum-Grzhimaylo A.A., Georgieva M.L., Bondarenko S.A., Debets A.J.M., Bilanenko E.N. On the diversity of fungi from soda soils // Fungal Divers. 2016. V. 76. P. 27–74. <https://doi.org/10.1007/s13225-015-0320-2>
34. Gunde-Cimerman N., Frisvad J.C., Zalar P., Plemenitaš A. Halotolerant and halophilic fung // Biodiversity of Fungi – Their Role in Human Life. New Delhi: Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., 2005. P. 69–128.
35. Gunde-Cimerman N., Ramos J., Plemenitaš A. Halotolerant and halophilic fungi // Mycological Res. 2009. V. 113. P. 1231–1241. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2009.09.002>
36. Gunde-Cimerman N., Zalar P., de Hoog S., Plemenitaš A. Hypersaline waters in salterns – natural eco-logical niches for halophilic black yeasts // FEMS Microbiology Ecology. 2000. V. 32. P. 235–240. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2000.tb00716.x>
37. Gunde-Cimerman N., Zalar P., Petrovič U., Turk M., Kogej T., de Hoog G.S., Plemenitaš A. Fungi in salterns // Halophilic Microorganisms. Berlin: Springer, 2004. P. 103–113. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07656-9_7
38. Hyde K.D., Sarma V.V., Jones E.B.G. Morphology and taxonomy of higher marine fungi // Marine Mycology. A Practical Approach. Fungal Diversity Research Series 1. Hong Kong: Fungal Diversity Press, 2000. P. 172–204.

39. Kashyap P.L., Rai A., Singh R., Chakdar H., Kumar S., Srivastava A.K. Deciphering the salinity adaptation mechanism in *Penicillium clavariiformis* AP, a rare salt tolerant fungus from mangrove // J. Basic Microbiol. 2016. V. 56. P. 779–791.
<https://doi.org/10.1002/jobm.201500552>
40. Mandeel Q.A. Biodiversity of the genus *Fusarium* in saline soil habitats // J. Basic Microbiol. 2006. V. 46(6). P. 480–494.
<https://doi.org/10.1002/jobm.200510128>
41. Marghoob M.U., Rodriguez-Sanchez A., Imran A., Mubeen F., Hoagland L. Diversity and functional traits of indigenous soil microbial flora associated with salinity and heavy metal concentrations in agricultural fields within the Indus Basin region, Pakistan // Front. Microbiol. 2022. V. 13.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.1020175>
42. Musa H., Kasim F.H., Nagoor Gunny A.A., Gopinath S.C.B. Salt-adapted moulds and yeasts: Potentials in industrial and environmental biotechnology // Process Biochemistry. 2018. V. 69. P. 33–44.
<https://doi.org/doi:10.1016/j.procbio.2018.03.026>
43. Plemenitaš A., Gunde-Cimerman N. Cellular responses in the halophilic black yeast *Hortaea werneckii* to high environmental salinity // Adaptation to life at high salt concentrations in Archaea, Bacteria, and Eukarya. Cellular Origin, Life in extreme Habitats and Astrobiology. Dordrecht: Springer, 2005. V. 9. P. 453–470.
https://doi.org/10.1007/1-4020-3633-7_29
44. Ramesh T., Yamunadevi R., Sundaramanickam A., Thangaraj M., Kumaran R., Annadurai D. Biodiversity of the fungi in extreme marine environments // Fungi bio-prospects in sustainable agriculture, environment and nano-technology. 2021. P. 75–100.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821925-6.00005-8>
45. Rangel D.E.N., Braga G.U.L., Fernandes E.K.K., Keyser C.A., Hallsworth J.E., Roberts D.W. Stress tolerance and virulence of insect-pathogenic fungi are determined by environmental conditions during conidial formation // Curr. Genet. 2015. V. P. 383–404.
<https://doi.org/10.1007/s00294-015-0477-y>
46. Sambuu G., Garetova L.A., Imranova E.L., Kirienko O.A., Fischer N.K., Gantumur Kh., Kharitonova G.V. Biogeochemical characteristics of soils in the Dzunbayan oil-producing area (Eastern Mongolia) // Biogeosystem Technique. 2019. V. 6(1). P. 46–58.
<https://doi.org/10.13187/bgt.2019.1.46>
47. Smolyanuk E.V., Bilanenko E.N. Communities of halotolerant micromycetes from the areas of natural salinity // Microbiology. 2011. V. 80(6). P. 877–883.
<https://doi.org/10.1134/S002626171106021X>
48. Tibell S., Tibell L., Pang K-L., Calabon M., Gareth Jones E.B. Marine fungi of the Baltic Sea // Mycology. 2020. V. 11. P. 195–213.
<https://doi.org/10.1080/21501203.2020.1729886>
49. Yadav A.N., Verma P., Kumar V., Sangwan P., Mishra S., Panjari N., Gupta V.K., Saxena A.K. Biodiversity of the genus *Penicillium* in different habitats // New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering. 2018.
<http://doi.org/10.1016/B978-0-444-63501-3.00001-6>
50. Yancey P.H. Organic osmolytes as compatible, metabolic and counteracting cytoprotectants in high osmolarity and other stresses // J. Exp. Biol. 2005. V. 208. P. 2819–2830.
<http://doi.org/10.1242/jeb.01730>
51. Zajc J., Zalar P., Plemenitaš A., Gunde-Cimerman N. The mycobiota of the salterns // Biology of Marine Fungi. Berlin: Springer, 2012. V. 53. P. 133–158.
http://doi.org/10.1007/978-3-642-23342-5_7
52. Zalar P., de Hoog G.S., Schroers H.J., Crous J., Groenewald J.Z. Phylogeny and ecology of the ubiquitous saprobe *Cladosporium shpaerospermum*, with descriptions of seven new species from hypersaline environments // Studies in Mycology. 2007. V. 58. P. 157–183.
<https://doi.org/10.3114/sim.2007.58.06>
53. Zhang W-W., Wang C., Xue R., Wang L-J. Effects of salinity on the soil microbial community and soil fertility // J. Integrative Agriculture. 2019. V. 18(6). P. 1360–1368.
[https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)62077-5](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)62077-5)
54. <https://fgis.gost.ru/fundmetrology/registry/16>

Salt Tolerance of Fungi and Prospects for Mycodiagnostics of Contamination in Saline Soils

E. V. Fedoseeva^{1, *}, and V. A. Terekhova²

¹Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia

²Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

**e-mail: elenfedoseeva@gmail.com*

The review is devoted to the analysis of the characteristics of salt-tolerant fungi in order to identify the possibility of their use for indicating chemical contamination of highly mineralized soils and the search for potential test species for laboratory mycotesting. A list of representatives of halophilic and halotolerant genera of micromycetes is given, which can serve as indicators of pollution by heavy metals, oil products and other toxicants against the background of increased mineralization of soil substrates. For biotesting of soils with an average level of mineralization, micromycetes belonging to moderate halotolerant species are proposed as promising. The morphological, physiological and molecular mechanisms of adaptation of halophilic and halotolerant fungi to conditions of increased salinity of habitats are analyzed. The effects on fungal communities, which are caused by a combination of salinity with chemical pollution of different nature, are considered. Methodological aspects of the practical use of salt-tolerant fungi for biodiagnostics of the degree of unfavourability of saline soils are considered: the composition of media, cultivation conditions, and test reactions of fungal cultures that are optimal for an adequate assessment of the degree of halotolerance of fungi and ecotoxicity of soil samples.

Keywords: biodiversity, salinization, halotolerance, ecotoxicity, bioindication, biotesting

УДК 631.459.01

ВАРЬИРОВАНИЕ ОЦЕНОК ЭРОЗИИ ПОЧВ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ РАЗНЫХ КАРТ ПАХОТНЫХ УГОДИЙ БЕЛГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2024 г. А. П. Жидкин^{а, *}, Д. И. Рухович^а, К. А. Мальцев^б, П. В. Королева^а

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

^бКазанский (Приволжский) федеральный университет, Институт экологии и природопользования, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия

*e-mail: gidkin@mail.ru

Поступила в редакцию 04.08.2023 г.

После доработки 07.11.2023 г.

Принята к публикации 11.11.2023 г.

Актуальные средне- и мелкомасштабные оценки эрозии почв в России очень малочисленны. В настоящее время сложилась благоприятная ситуация для таких исследований: разработаны эрозионные модели, адаптированные к доступным цифровым моделям рельефа, созданы различные карты сельскохозяйственных угодий и климатические базы данных. В работе оценены темпы и объемы эрозии почв при использовании различных карт пахотных угодий: общедоступных ESA WC, GLCLU и Минсельхоза России, а также авторской условно эталонной карты Алексеевского района. Установлено, что карта Минсельхоза России наиболее близка к средним оценкам площадей пашни. Первые две карты задают максимальные и минимальные значения оценок площадей пашни. Сравнение с условным эталоном показало, что точность карты Минсельхоза России не превосходит 90%, остальных карт – 84 и 83%. Площадь пашни в Белгородской области варьирует слабо (от 1 445 до 1 586 тыс. га), регион благоприятен для эрозионного моделирования. Максимальные отклонения от средних по районам темпов эрозии почв, рассчитанных по разным картам пахотных угодий, в целом по области составили 7%, а в некоторых районах достигли 27%. Таким образом, на сегодняшний день оценки эрозии почв на региональном уровне в таких условиях рельефа и землепользования могут быть проведены со значительной погрешностью только в результате неопределенности картографирования границ пашни. В целом по стране данные о площади пашни колеблются значительно, от 80 до 132 млн га. Следовательно, применение существующих карт пахотных угодий без дополнительной верификации может приводить к существенным неопределенностям осредненных на уровне субъектов РФ и выше оценок эрозии почв.

Ключевые слова: WaTEM/SEDEM, ЕФИС ЗСН, ESA World Cover, Global Land Cover and Land Use, ретроспективный мониторинг, почвенно-земельный покров, чернозем, деградация почв

DOI: 10.31857/S0032180X24040075, EDN: WSIQBY

ВВЕДЕНИЕ

Эрозия почв оказывает существенный ущерб окружающей среде. Эрозионные потери почвенного вещества с пахотных угодий России составляют более 500 млн т в год [15]. Значительная часть оценок эрозии почв получена в 1980-е годы в результате обобщений результатов почвенно-эрозионных обследований. Современные оценки эрозии почв на региональном и государственном уровнях проводятся преимущественно на основе эрозионных моделей [13, 23, 35, 38, 41, 46] из-за отсутствия иных доступных методов изучения темпов эрозии почв в среднем и мелком масштабах. Важно отметить, что за последние десятилетия алгоритмы

эрозионных моделей были значительно улучшены, различные модели прошли верификацию, в том числе на территории России [41, 53, 54]. В мире ведется активная работа по совершенствованию подходов и детализации количественных оценок факторов эрозии почв (входных параметров моделирования): эрозионного потенциала рельефа и осадков, эродированности почв и др.

Одним из важнейших факторов развития эрозионно-аккумулятивных процессов является структура землепользования. Под естественной растительностью темпы эрозии почв многократно ниже, чем на распахиваемых землях [49]. Изменение конфигурации распахиваемых участков и положения

границы пашни в рельефе, как правило, существенно влияет на эрозию почв. В работе [54] в масштабе малого водосбора показано, что небольшое изменение конфигурации границы полей и сокращение площади пашни лишь на 5% привело к снижению эрозионных потерь с пашни малого водосбора на треть. Таким образом, точность границ землепользования имеет важное значение для оценок эрозии почв. Недостаточно точный учет границ пашни в нижних наиболее эродируемых частях склонов может приводить к существенному искажению оценок темпов и объемов эрозии почв. К сожалению, данный фактор редко анализируется в исследованиях. Как правило, используется какой-то один источник информации о границах пахотных угодий, точность картографирования которых зачастую не указывается. Работы по оценке влияния детальности информации о границах землепользования на количественные оценки темпов и объемов смыва почв практически отсутствуют в литературе. В последние годы идет активное развитие подходов к картографированию границ сельскохозяйственных полей, в том числе на основе данных дистанционного зондирования (ДЗ).

Оценки площади пахотных угодий в России различаются колоссально. Только по статистическим справочникам государственной федеральной службы [1, 9, 33] они составляют от 79.9 до 134 млн га. Согласно [9], с 1990 по 2020 гг. посевные площади в России сократились с 117 до 79.9 млн га. Нераспахиваемые земли должны картографироваться как залежь, однако по данным федеральной службы регистрации, кадастра и картографии в 1998–2020 гг. залежь составляла лишь 3.9–4.9 млн га [33].

Отсутствие единой точной крупномасштабной картографической системы расположения пахотных угодий в России приводит к существованию многих источников, различающихся по методам создания, пространственному разрешению и другим показателям [17].

Помимо крупномасштабных, существуют региональные оценки площади пашни и ее динамики [6–8, 42]. Региональные оценки площади пашни основываются на моделировании и статистических показателях. Существуют разные мнения относительно корректности и точности региональных статистических оценок площади пашни [30]. Но в настоящем исследовании важно, что статистические региональные выкладки не могут быть учтены при эрозионном моделировании. В модель могут быть загружены границы пашни в виде крупномасштабных карт. В работе оцениваются крупномасштабные карты пашни. Самая детальная из карт пахотных угодий имеет масштаб крупнее 1 : 10 000.

Аналогичные проблемы присущи не только моделированию эрозии почв. Моделирование содержания углерода в пахотных землях [39, 45, 51]

в условиях изменяющегося климата требует аналогичного набора входных параметров. До применения ДЗ использовались следующие материалы: карты земельных угодий [14], почвенные карты [25], карты агроклиматического районирования [31], климатических баз данных [44], агрофизических показателей почвенного покрова [34] и др. В настоящее время доступность данных для моделирования изменилась.

К относительно доступным материалам, отражающим распространение пахотных угодий в России, можно отнести следующие: единую федеральную информационную систему земель сельскохозяйственного назначения (ЕФИС ЗСН) [10], публичную кадастровую карту [33], карты сельскохозяйственных земель USGS [40], карту неиспользуемых сельскохозяйственных земель, потенциально пригодных для выращивания леса [16], модель земного покрова (землепользования) ESA World Cover 2020 (ESA WC) [52], модель Global Land Cover and Land Use (GLCLU) [43], модель TerraNorte [2], модель Copernicus Global Land Service [37].

Следующие карты сельскохозяйственных земель имеют относительно низкое пространственное разрешение: USGS [40] – 500 м, TerraNorte [2] – 230–250 м, Copernicus Global Land Service [37] – 100 м. На публичной кадастровой карте [33] в атрибутах контуров находится не тип сельскохозяйственного угодья, а вид разрешенного использования, который сложно однозначно идентифицировать как пашню. Карта неиспользуемых сельскохозяйственных земель, потенциально пригодных для выращивания леса [16], имеет пропуски, в том числе в Белгородской области.

Таким образом, для оценок эрозии почв лучше всего подходят три источника: ЕФИС ЗСН [10], ESA WC [52], GLCLU [43]. Все они характеризуются отсутствием пропусков, имеют высокое пространственное разрешение (не менее 30 м), однозначно идентифицируемую пашню, а также документированные и воспроизводимые последовательности действий для их получения.

Кроме указанных источников, есть несколько других, например, ГИС “Деметра” [24], схемы полей агрохимической службы Минсельхоза России [5], которые крайнее труднодоступны, в связи с чем их применение затруднительно.

Цель работы – сопоставление количественных оценок темпов эрозии почв и объемов эрозионных потерь, получаемых при эрозионном моделировании с использованием различных источников информации о конфигурации и площади пахотных угодий в масштабах области и районов.

В качестве объекта исследования выбрана Белгородская область, поскольку она характеризуется высокой долей распаханых земель, в целом высокими темпами эрозии почв [12, 38, 46] и при

этом значительным разнообразием проявлений эрозионно-аккумулятивных процессов в различных районах.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Белгородская область имеет площадь 27.1 тыс. км². Это один из наиболее развитых в сельскохозяйственном отношении регионов России: пахотные земли занимают около 55–60% площади этого региона. Область занимает 12-е место среди регионов РФ по валовому сбору зерна (≈ 3 млн т в 2021 г.) несмотря на то, что по площади занимает только 67-е место. Около 80% от всей площади Белгородской области и около 90% от всей площади пашни составляют черноземы [38].

Освоение данных земель началось с XVI в. До конца XVII в. площадь освоенных земель была небольшой. На рубеже XVII и XVIII в., с прекращением регулярных набегов кочевников, южная часть Белгородской области начала заселяться и осваиваться, что активизировало развитие эрозионных процессов [32]. Согласно крупномасштабному почвенно-эрозионному обследованию в 1980-х гг., доля эродированных пахотных земель составляла 49.9%. При этом площадь эродированных территорий продолжала увеличиваться на 6% к 2010 г. [19]. Эродированные почвы Белгородской области потеряли около 130 млн т гумуса; в результате годовой недобор продукции в пересчете на зерно составил около 1.22 млн т [22].

Развитию эрозионных процессов здесь способствуют большая площадь распаханых земель, высокая расчлененность рельефа, ливневой характер выпадения дождевых осадков, относительно низкая противоэрозионная устойчивость почв, а также высокая доля пропашных культур в севооборотах.

Количественные оценки современных темпов эрозии почв в Белгородской области варьируют в очень широких пределах от 1.3 до 21.5 т/га в год [12].

В настоящей работе оценку эрозии почв проводили на основе модели WaTEM/SEDEM. Эрозионный потенциал рельефа рассчитывали по SRTM с разрешением 30×30 м и уравнений [47]. Эрозионный потенциал осадков (R-фактор) приняли равным 280 МДж мм/(м² ч год) согласно [48]. Почвозащитный потенциал растительности (С-фактор) приняли равным 0.40 согласно данным по долевого участию культур в составе севооборота и агроэрозионному индексу культур в данной зоне по Ларионову [18]. Эродируемость почв (К-фактор) составляла 35 кг ч/(МДж мм) согласно [13]. Применение в эрозионном моделировании осредненных значений R-, С- и К-факторов позволяет оценить эрозию почв с высокой долей

условности. Данный подход представляется допустимым для поставленной цели исследования — сравнительного анализа оценок эрозии почв и эрозионных потерь в зависимости от используемой карты пахотных угодий. Кроме того, данные оценки проведены в масштабе области и районов. Безусловно, более подробные оценки эрозии почв требуют большей детализации входных параметров, а также верификации модельных оценок. Но такие детальные оценки эрозии почв для масштабного уровня области и районов на территории России пока единичны [11, 38].

Расчеты темпов эрозии и эрозионных потерь почв были проведены для трех карт границ пахотных угодий, полученных из разных источников: а) единой федеральной информационной системы земель сельскохозяйственного назначения (ЕФИС ЗСН) [10], полученной по запросу из Аналитического центра Минсельхоза России; б) модели землепользования *ESA World Cover 2020 (ESA WC)*, находящейся в открытом доступе на интернет-ресурсе (<https://worldcover2020.esa.int/>); в) модели *Global Land Cover and Land Use (GLCLU)*, находящейся в открытом доступе на интернет-ресурсе (<https://glad.umd.edu/dataset/global-land-cover-land-use-v1>).

Для создания карт пахотных угодий использовали как исходные растровые карты пашни (*ESA WC*, *GLCLU*), так и векторные карты сельскохозяйственных угодий (ЕФИС ЗСН). Все непахотные угодья области исследования убирали с расчетных карт.

Алгоритм создания модели землепользования *ESA World Cover 2020 (ESA WC)* состоял из трех этапов: предварительной обработки, классификации, создания карты. На этапе предварительной обработки были подобраны данные Sentinel-1, снимающие поверхность земли с использованием радара с синтезированной апертурой, а также многоканальные, в основном безоблачные, снимки Sentinel-2 с разрешением около 10 м. Классификация реализована с использованием алгоритма дерева решений с повышением градиента [50]. Построена результирующая модель земного покрова, актуальная на 2020 г., которая распространяется фрагментами размером $3^\circ \times 3^\circ$ в географической системе координат (WGS84).

Модель *ESA WC* позволяет идентифицировать 11 классов земного покрова в соответствии с классификацией продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН. Для исследований использовали лишь информацию о пашне, т.е. *ESA WC* была преобразована в карту границ пахотных угодий на территории Белгородской области в виде растра с разрешением 30×30 м.

Алгоритм создания модели *Global Land Cover and Land Use (GLCLU)* основан на взаимодействии метода классификации дерева решений [36], который

использовали для категориальных данных, и дерева регрессии на основе суммы квадратов для континуальных данных. В качестве исходных данных для этих алгоритмов применяли 16-дневные композиты снимков Landsat, имеющие разрешение около 30 м. В результате были получены две версии модели. Во-первых, модель, где приведена более детальная атрибутивная информация о высоте древостоя, проценте проективного покрытия для лесопокрытых территорий, а также о проективном покрытии для травянистой растительности. Во-вторых, собственно модель землепользования с генерализованной атрибутивной информацией о древесной и травянистой растительности, а также других видах земельного покрова. Использовали вторую версию модели, содержащую 19 классов. Для данных исследований, как и в предыдущей модели, использовали лишь информацию о пашне. GLCLU также была преобразована в карту границ пахотных угодий на территории Белгородской области в виде раstra с разрешением 30×30 м.

Кроме того, для условно эталонных оценок были оцифрованы границы полей Алексеевского района с высокой детальностью по методике ретроспективного мониторинга почвенно-земельного покрова (РМПЗП). Карту пахотных угодий Алексеевского района создавали в масштабе 1 : 10 000 на основе тематического дешифрирования космических снимков (с 1984 по 2022 гг. с пространственным разрешением от 0.8 до 30 м) по методике ретроспективного мониторинга почвенно-земельного покрова (РМПЗП) [3, 26–29]. В целях внутренней верификации использовали топографические и кадастровые карты различного масштаба (от 1 : 25 000 до 1 : 200 000). Максимальная точность идентификации современной пашни была достигнута благодаря ретроспективному мониторингу земель и выявлению угодий, которые, во-первых, обрабатывались постоянно, во-вторых, были заброшены, и, в-третьих, те, что недавно были вовлечены в сельскохозяйственный оборот. Для Алексеевского района за эталон карты сельскохозяйственных земель была принята карта РМПЗП, как единственная соответствующая картографической точности М 1 : 10 000 [17].

Гипотезы о равенстве средних значений расчетных темпов эрозии и объемов эрозионных потерь почв, полученных с использованием различных границ пахотных угодий, проверяли с использованием критерия Стьюдента. Всего сравнивали друг с другом три пары выборок с использованием карт: ESA WC и GLCLU; ЕФИС ЗСН и ESA WC; ЕФИС ЗСН и GLCLU.

Расчет максимального по модулю отклонения от среднего проводили для следующих показателей: а) площадь пашни; б) расчет темпов эрозии почв; в) расчет объемов эрозионных потерь, осредненных по районам Белгородской области.

Максимальные отклонения от среднего (μ) рассчитывали по формуле:

$$\mu = \frac{|\max\{X_i - \bar{X}\}|}{\bar{X}}, \quad (1)$$

X_i – величина, полученная при использовании карт пахотных угодий ЕФИС ЗСН, ESA WC, GLULC, (га); \bar{X} – среднее из трех величин, полученных при использовании карт пахотных угодий ЕФИС ЗСН, ESA WC, GLULC.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнительный анализ площадей пахотных угодий. Карты пахотных угодий Алексеевского района ЕФИС ЗСН, ESA WC, GLULC были подвергнуты парному пересечению с картой РМПЗП (табл. 1). В результате сопоставлены площади пашни и оценены ошибки первого рода (“пропуск цели”) и второго рода (“ложная тревога”) теории информатики. Под ошибкой первого рода понималось отсутствие на картографическом источнике пахотных угодий, которые на местности существовали на 2022 г. Под ошибкой второго рода понималось наличие на картографическом источнике пахотных угодий, которые отсутствовали на местности.

По авторской карте РМПЗП в Алексеевском районе на 2022 г. зафиксировано наличие 95 826 га пашни при площади района – 177 680 га. Карта ЕФИС ЗСН дает площадь пашни, близкую карте РМПЗП, 94 929 га. Но на карте ЕФИС ЗСН отмечено 4 500 га, соответствующие ошибке второго рода, т.е. не являющихся пашней. Еще 5 397 га реальной пашни на карте ЕФИС ЗСН не отмечены. В итоге сумма ошибочно отмеченной на карте ЕФИС ЗСН пашни в Алексеевском районе составила 10%.

Карта на основе ESA WC свидетельствует о площади пашни Алексеевского района, равной 100 901 га. Ошибка первого рода составляет 10 411 га, а ошибка второго рода – 5 336 га. Всего ошибочно детектированная пашня составляет 16%. Карта GLCLU фиксирует величину пашни 89 700 га. Ошибка первого рода составляет 4 910 га, а ошибка второго рода – 11 035 га. Всего ошибочно детектированная пашня составляет 17%.

Кроме того, для Алексеевского района были построены карты, на которых пашня указана (1) на всех доступных источниках (80 429 га) или (2) хотя бы на одном источнике (110 735 га), т.е. карты оценки минимальной и максимальной фиксируемой пашни. Соотношение площади пашни при пересечении и объединении карт составило 0.73 раза.

Сравнительный анализ карт распахиваемых угодий выявил отчетливую тенденцию ESA WC к завышению площади пашни. Почти во всех районах

Таблица 1. Площади пахотных угодий Алексеевского района согласно картам ЕФИС ЗСН, ESA WC и GLCLU по сравнению с картой РМПЗП

Карта	Площадь, га				
	пахотных угодий, га	пересечения с картой РМПЗП	ошибки первого рода	ошибки второго рода	объединения с картой РМПЗП
ЕФИС ЗСН	94928.95	90429.15	4499.80	5396.64	100325.60
ESA WC	100900.60	90489.61	10410.99	5336.18	106236.78
GLCLU	89700.15	84790.58	4909.56	11035.21	100735.36

Белгородской области (кроме одного) ESA WC показала максимальную площадь пашни (табл. 1S). В свою очередь, для GLCLU выявлена тенденция к занижению площади пашни. В большинстве районов (кроме трех) площадь пашни по карте GLCLU была минимальной.

Посчитано суммарное количество полей по каждой из карт пахотных угодий. Максимальное количество полей (29.3 тыс. шт. для Белгородской области), свидетельствующее о наибольшей дробности контуров пашни, выявлено для карты ЕФИС ЗСН. Чуть меньшее количество полей (26.8 тыс. шт.) определено для карты ESA WC. Минимальное количество полей (лишь 11.3 тыс. шт.) отмечено на карте GLCLU. Таким образом, в модели GLCLU соседствующие поля искусственно объединены в единые контуры, и дробность контуров пахотных земель почти вдвое ниже, чем на карте ЕФИС ЗСН. На карте ESA WC отчетливо видно, что соседствующие пахотные угодья также искусственно объединены в единые контуры. Большое количество полей по ESA WC связано с множеством мелких ареалов в долинах пойм рек и овражно-балочной сети. В большинстве случаев эти мелкие ареалы залуженных участков детектируются на картах ESA WC в качестве пашни ошибочно, поскольку на других картах пашня на этих участках отсутствует (рис. 1).

По каждому району Белгородской области были рассчитаны максимальные отклонения от средних площадей пашни по формуле (1). В целом по районам выявлена тенденция большего количества ошибок картографирования площади пашни при меньшей доле распаханых земель (рис. 2).

Соотношение площадей пашни Алексеевского района и Белгородской области для каждой из карт пахотных угодий составляет от 15.19 до 15.34 раз, что хорошо соответствует соотношению общей площади района и области – 15.28 раза. Таким образом, можно допустить, что точность карт ЕФИС ЗСН, ESA WC и GLCLU в целом по области соответствует точностям этих карт, рассчитанным по Алексеевскому району.

Площадь пашни пересечения трех карт составляет 1.22 млн га, а площадь объединения – 1.68 млн га. Соотношение площади пересечения к площади объединения составило 0.73, что совпадает с аналогичным соотношением для Алексеевского района.

Таким образом, сравнительный анализ трех моделей землепользования позволил расположить их в следующем ряду точности отображения пашни по доле содержания совокупности ошибок первого и второго рода: ЕФИС ЗСН – 10%, ESA WC – 16%, GLCLU – 17%. Площадь пашни, отмеченной на всех картах, отличается от площади пашни, фиксированной хотя бы на одном ресурсе, на 27%.

Сравнительный анализ темпов эрозии почв. В настоящей работе под темпами эрозии почв подразумеваются темпы выноса почвенного вещества за пределы пашни (net erosion), выражаемые в т/га в год. Расчетные темпы эрозии почв в Алексеевском районе составили 5.6 т/га в год при использовании условно эталонной карты РМПЗП; 5.8 т/га в год при использовании ЕФИС ЗСН; 5.9 т/га в год при использовании GLCLU; 6.0 т/га в год при использовании ESA WC. Данное варьирование от 5.6 до 6.0 т/га в год является относительно небольшим с учетом множества допущений, использованных при моделировании эрозионно-аккумулятивных процессов.

Различия в оценках площади пахотных угодий Алексеевского района напрямую не повлияли на увеличение или уменьшение расчетных темпов эрозии почв. В частности, при использовании границ РМПЗП были получены минимальные расчетные темпы эрозии почв, хотя площадь пашни была близка к средней относительно других оценок. Вероятно, темпы эрозии почв, осредненные по районам и области, в большей степени определяются расположением пахотных угодий относительно элементов рельефа, а не суммарной площадью пашни.

Ранее отмечалось, что на карте ЕФИС ЗСН пахотные угодья имеют дробную структуру, т.е. соседствующие пахотные угодья разделены между собой

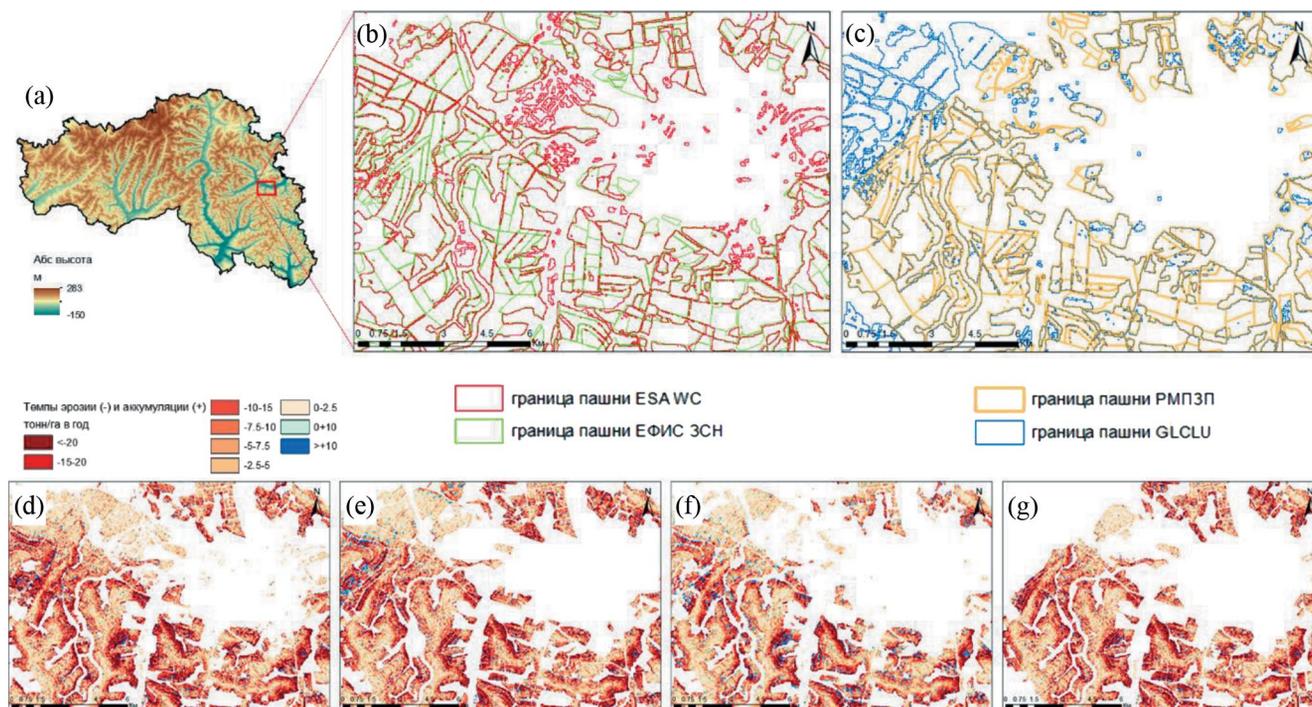


Рис. 1. Местоположение фрагмента карт (а). Фрагменты карт границ сельскохозяйственных полей (b, c) и расчетных темпов эрозионно-аккумулятивных процессов, полученных при использовании моделей землепользования ESA WC (d); ЕФИС ЗСН (e); GLCLU (f); РМПЗП (g).

границами, в отличие от карт ESA WC и GLCLU со значительно менее дробной структурой полей (рис. 1). Данное разделение пахотных угодий в пространстве учитывается при расчетах темпов эрозии почв. Моделируемые линии тока воды и наносов на этих границах прерываются, что в значительной степени соответствует поведению потока наносов в реальных условиях, когда границы пашни являются геохимическими барьерами на пути движения наносов и способствуют частичному или полному их переотложению. В результате расчетные темпы эрозии почв при использовании РМПЗП и ЕФИС ЗСН с высокой дробностью контуров пашни оказались немного ниже, чем при использовании границ полей, построенных по данным ДЗЗ (ESA WC и GLCLU).

Несмотря на различия в суммарной площади пашни, положения ее в рельефе и дробности границ пахотных угодий на разных картах, расхождение в расчетных темпах эрозии почв для Алексеевского района получились небольшие, <5%.

Для всех районов были рассчитаны максимальные отклонения от средних расчетных темпов эрозии почв по формуле (1). В большинстве районов максимальные отклонения от среднего составляют менее 5% (рис. 3). Наиболее сильные отклонения от расчетных темпов эрозии почв были выявлены в Старооскольском (11%), Волоконовском (14%), Валуйском (17%), Губкинском (19%), Чернянском

(20%) и Новооскольском (27%) районах. Через все эти районы протекает р. Оскол, и они характеризуются высокой степенью эрозионного расчленения. Расчлененный рельеф, с одной стороны, способствует относительно более дробной структуре землепользования с большим количеством мелких и рассеянных полей, которые затрудняют их картографирование. С другой стороны, в условиях расчлененного рельефа в большей степени проявляются ошибки картографирования границ полей при моделировании эрозии, в связи с большей долей склоновых земель, подверженных эрозии почв. Следовательно, в случае завышения площади пашни в условиях расчлененного рельефа происходит увеличение расчетных темпов эрозии почв, чем на пологих территориях при прочих равных условиях.

Отметим отсутствие прямой связи между площадью пашни и средними темпами эрозии почв. Увеличение площади пашни в одних районах приводило к увеличению расчетных темпов эрозии, а в других — к уменьшению. Увеличение темпов эрозии связано с избыточным охватом дополнительно к реальной пашне эрозионно-опасных участков склонов. Снижение темпов эрозии связано с охватом плоских участков с низкими темпами смыва и с аккумуляцией наносов в пределах пашни. Таким образом, важную роль играет не только площадь пашни, но и картографическая точность

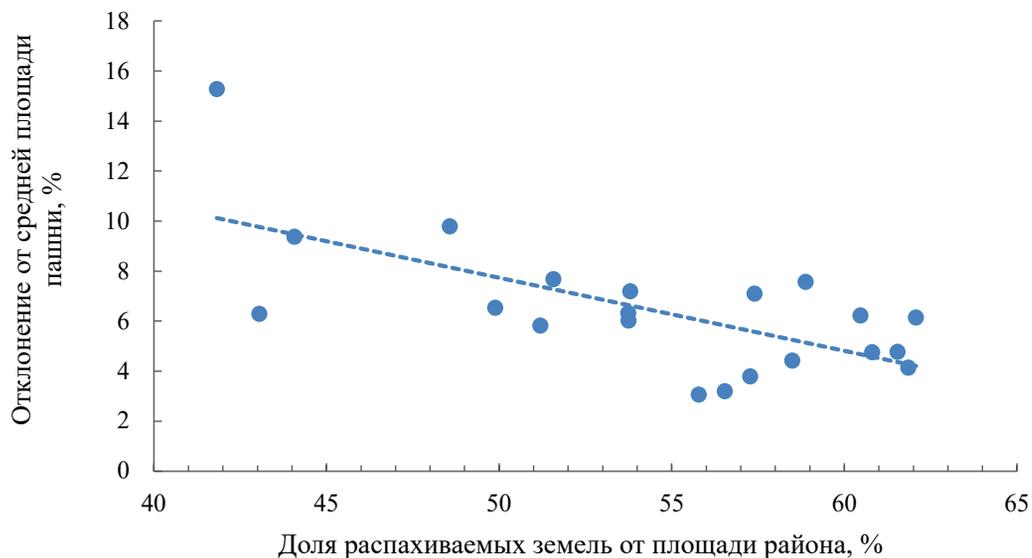


Рис. 2. График связи между отклонением от средней площади пашни и долей распаханых земель от площади районов Белгородской области.

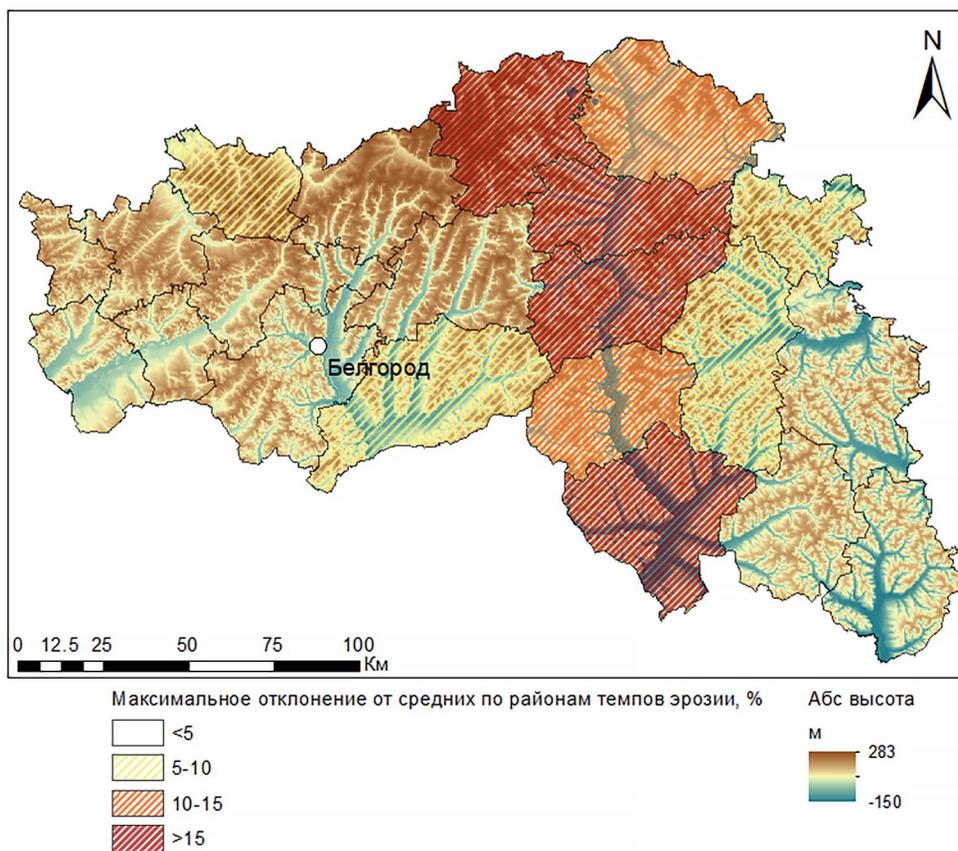


Рис. 3. Отклонения от средних расчетных темпов эрозии почв, оцененные по районам при использовании разных карт пахотных угодий.

положения ареалов пахотных угодий относительно элементов рельефа.

Для средних по районам темпов эрозии почв проведена проверка гипотез о равенстве средних значений. Темпы эрозии почв, рассчитанные по картам ESA WC и GLCLU, статистически значительно различаются. Однако между парой оценок эрозии почв, рассчитанных по ЕФИС ЗСН и ESA WC, а также парой оценок ЕФИС ЗСН и GLCLU статистически значимые различия данного показателя отсутствуют с вероятностью 95%. Таким образом, оценки, выполненные по ЕФИС ЗСН, наиболее близки к средним оценкам, рассчитанным по трем картам землепользования, и, вероятно, наиболее точны среди имеющихся вариантов оценок.

В целом по Белгородской области расчетные темпы эрозии почв варьируют от 4.3 до 5.0 т/га в год. Максимальные темпы смыва (5.0 т/га в год) получены при использовании модели землепользования ESA WC, а минимальные – при использовании GLCLU (4.4 т/га в год).

В среднем по трем картам пахотных угодий всей области расчетные темпы эрозии составили 4.7 т/га в год. Оценки по ЕФИС ЗСН оказались очень близки к среднему и составили 4.6 т/га в год. Максимальные отклонения от средних по районам темпов эрозии почв по всей пашне области составили лишь около 7%. Такие колебания в оценках темпов эрозии почв можно оценить как небольшие, поскольку измерение среднемноголетних темпов эрозии почв в силу допущений и погрешностей методов, как правило, составляет около 15–40% [54], а в некоторых случаях различия в оценках этих темпов разными методами за разные периоды времени могут различаться на порядок.

Имеющиеся в литературе данные о средних многолетних темпах эрозии почв в агроландшафтах Белгородской области варьируют в достаточно широких пределах. По областной оценке, темпы эрозии почв составляют 3.5 т/га в год [38]. По оценкам в масштабе ЕТР [46], темпы эрозии почв в Белгородской области составляют около 10 т/га в год. Согласно оценкам [4], в Белгородской области они варьируют в диапазоне 5–10 т/га в год. Согласно [20] темпы эрозии почв в Белгородской области были равны 5.1 т/га в год в 1980-е гг. и снизились на 3.6% в 2010-е гг., т.е. составили 4.9 т/га в год.

Таким образом, полученные в данной работе оценки эрозии почв 4.3–5.0 т/га в год полностью укладываются в диапазон существующих в отечественной литературе данных и в целом близки к средним значениям.

Глобальные оценки эрозии почв применительно к данному региону существенно отличаются от показанных выше отечественных оценок. Последняя версия глобальных оценок эрозии почв GLOSEM 1.3 была проведена в высоком

разрешении (в среднем около 100 м в зависимости от широты) [35]. Данная карта доступна в виде растра, что позволило учесть темпы эрозии почв отдельно по Белгородской области. Согласно этим данным, площадь пахотных угодий в Белгородской области равна 2.37 млн га, что в >1.5 раза выше, чем по всем картам пахотных угодий, использованным в данной работе. Средние по Белгородской области темпы эрозии почв по GLOSEM 1.3 равны 1.2 т/га в год, что значительно (>3.5 раза) меньше, чем приведенные в данной работе оценки; а также почти в 3 раза меньше, чем наименьшие из представленных в отечественной литературе оценок эрозии почв в Белгородской области [38]. Таким образом, глобальные оценки эрозии почв, вероятно, существенно занижены (в 3–3.5 раза).

Сравнительный анализ объемов эрозионных потерь. Под объемами эрозионных потерь подразумеваются суммарные объемы выноса вещества почв за пределы анализируемой территории. Данный показатель имеет важное значение в расчетах балансов наносов в целом и в оценках круговорота химических элементов (например, углерода) и их соединений в частности. Объемы эрозионных потерь рассчитываются как темпы эрозии почв (net erosion), умноженные на площадь пашни, и выражаются в тоннах с участка.

Объемы эрозионных потерь, рассчитанные по ESA WC, максимальные во всех районах Белгородской области, а по GLCLU – минимальные. Таким образом, объемы эрозионных потерь, рассчитанные по ЕФИС ЗСН, наиболее близки к средним оценкам. Это подтверждается проверкой гипотез о равенстве средних по районам значений. Для объемов эрозионных потерь, так же как для темпов эрозии почв, выявлены статистически значимые различия в оценках, полученных с использованием ESA WC и GLCLU. В свою очередь, пары оценок с использованием ЕФИС ЗСН и ESA WC, ЕФИС ЗСН и GLCLU с вероятностью 95% не имеют статистически значимых различий по данному показателю.

Максимальные отклонения от средних по районам объемов эрозионных потерь были рассчитаны по аналогии с другими оценками по формуле (1). Максимальные отклонения от средних объемов эрозионных потерь в целом по области составили 12.9%. В большинстве районов отклонения от средних объемов эрозионных потерь колеблются от 3 до 11%. Наиболее сильные отклонения от средних объемов эрозионных потерь были выявлены в Волоконовском (18.4%), Старооскольском (23.8%), Валуйском (25.1%), Губкинском (25.4%), Чернянском (25.7%) и Новооскольском (31.0%) районах. Таким образом, самые сильные отклонения от средних объемов эрозионных потерь и от средних темпов эрозии почвы выявлены в одних и тех же

районах с самым сильным эрозионным расчленением (рис. 3).

Суммарные потери почвенного вещества под воздействием водной эрозии, согласно данным оценкам, составляют от 6.0 до 7.8 млн т в год в Белгородской области. Согласно общегосударственным оценкам, масса смываемой почвы в 1980-е гг. составляла 5.9 млн т в год, а в 2010-е гг. снизилась на 9.5%, т.е. в настоящее время составляет 5.3 млн т в год [21].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Точность определения пашни по проценту содержания ошибок первого и второго рода, оцененная для Алексеевского района, составила ЕФИС ЗСН – 10%, ESA WC – 16%, GLCLU – 17%. Соотношение площадей пашни Алексеевского района и Белгородской области для каждой из карт пахотных угодий составляет порядка 15 раз, что позволяет допустить, что точность карт ЕФИС ЗСН, ESA WC и GLCLU в целом по области соответствует точностям этих карт, рассчитанным по Алексеевскому району. Площадь пашни Белгородской области, отмеченной на картах ЕФИС ЗСН, ESA WC и GLCLU, отличается от площади пашни, фиксированной хотя бы на одном ресурсе, на 27%.

Выявлена тенденция большего количества ошибок картографирования площади пашни при меньшей доле распаханых земель.

Темпы эрозии почв и объемы эрозионных потерь, рассчитанные по ЕФИС ЗСН, оказались наиболее близки к средним оценкам по сравнению с ESA WC и GLCLU. Оценки эрозии почв, рассчитанные по ESA WC, оказались максимальные почти во всех районах Белгородской области, а по GLCLU – минимальные.

Несмотря на различия в суммарной площади пашни, положения ее в рельефе и подробности границ пахотных угодий на разных картах, расхождения в расчетных темпах эрозии почв в целом по области относительно невелики – 7%. Однако в отдельных районах с высокой степенью эрозионного расчленения расхождения в расчетных темпах эрозии почв и эрозионных потерь достигают 27%.

Между площадью пашни и темпами эрозии почв отсутствует прямая связь. Картографическое искажение границ пахотных угодий с увеличением площади пашни в одних районах привело к увеличению расчетных темпов эрозии, а в других – к их уменьшению.

В Белгородской области площадь пашни варьирует слабо – от 1 445 до 1 586 тыс. га. Таким образом, данный регион РФ в значительной степени благоприятен для моделирования эрозии почв. Однако точность оценок темпов и объемов эрозии почв на региональном уровне даже в таком регионе

не может быть выше 85–90%. В целом по стране оценка площадей пашни колеблется от 80 млн га (посевные площади на 2022 г.) до 132 млн га на 1990 г. Следовательно, в некоторых регионах РФ и в целом по стране применение существующих карт пахотных угодий может приводить к еще более высоким погрешностям моделирования эрозии почв.

Глобальные оценки эрозии почв [35] на территории Белгородской области существенно (в несколько раз) занижены относительно оценок в отечественной литературе и в настоящей работе.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при поддержке грантов Российского научного фонда: проект № 22-17-00071, <https://rscf.ru/project/22-17-00071/> – моделирование эрозии почв на основе карты пахотных угодий ЕФИС ЗСН, построение карты пахотных угодий РМПЗП, моделирование эрозии почв на основе карты пахотных угодий РМПЗП, сравнительный анализ полученных результатов; проект № 22-17-00025, <https://rscf.ru/project/22-17-00025/> – методика построения границ пахотных угодий на основе моделей ESA WS и GLCLU, моделирование эрозии почв на основе карт пахотных угодий, полученных по ESA WS и GLCLU.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. База данных показателей муниципальных образований. <https://gks.ru/dbscripts/munst/>
2. *Барталев С.А., Егоров В.А., Ефремов В.Ю., Лупян Е.А., Стыценко Ф.В., Флитман Е.В.* Оценка площади пожаров на основе комплексирования спутниковых данных различного пространственного разрешения MODIS и Landsat-TM/ETM+ // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2012. Т. 9. № 2(9). С. 9–27.
3. *Брызжев А.В., Рухович Д.И., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В.* Организация ретроспективного мониторинга почвенного покрова и земель Азовского района Ростовской области // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1294–1315. <http://doi.org/10.7868/S0032180X13110026>

4. Генерализованная Почвенно-эрозионная карта СССР. М-6 1 : 5 млн / Под ред. С.С. Соболева. М.: ГУГК, 1968.
5. Годовой отчет о выполнении государственного задания на выполнение работ федеральным государственным бюджетным учреждением станцией агрохимической службы “Прикумская” за 2018 год. http://budagrohim.ru/images/pdf/otchet_2019.pdf
6. Григорьева О.И. Моделирование площади пашни в структуре земельного фонда математическими методами (на примере Белгородской области) // Региональные геосистемы. 2020. Т. 44. № 3. С. 319–332. <https://doi.org/10.18413/2712-7443-2020-44-3-319-332>
7. Григорьева О.И., Лихневская Н.В., Зеленская Е.Я. Динамика структуры земельного фонда Белгородской области в период с 1955 г. по 2019 г. Свидетельство о государственной регистрации базы данных, охраняемой авторскими правами. № 2020620329.
8. Доклад о состоянии и использовании земель Белгородской области / Под ред. Якушева Н.Ф. Белгород, 2005 г. 113 с.
9. Единая межведомственная информационно-статистическая система (ЕМИСС) // <https://rosstat.gov.ru/emiss>
10. Единая федеральная информационная система о землях сельскохозяйственного назначения. <http://efis.mcx.ru/>
11. Ермолаев О.П., Мальцев К.А. Оценка эрозионного риска почвенного покрова в лесных и лесостепных ландшафтах Среднего Поволжья средствами ГИС-технологий // Ученые записки Казанского гос. ун-та. 2008. № 4. Т. 150. С. 85–98.
12. Жидкин А.П., Комиссаров М.А., Шамшурина Е.Н., Мищенко А.В. Эрозия почв на Среднерусской возвышенности (обзор) // Почвоведение. 2023. № 2. С. 259–272. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22600901>
13. Жидкин А.П., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Лукин С.В., Заздравных Е.А., Лозбенев Н.И. Цифровое моделирование строения и степени эродированности почвенного покрова (Прохоровский район Белгородской области) // Почвоведение. 2021. № 1. С. 17–30. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21010159>
14. Земельные угодья СССР. М-6 1 : 4 000 000 / Отв. ред. Январева Л.Ф. М.: ГУГК, 1991. 4 л.
15. Иванов А.Л., Савин И.Ю., Столбовой В.С., Аветян С.А., Шишонакова Е.А., Кашианов А.Н. Карта агрогенной эродированности почв России // Доклады РАН. Науки о Земле. 2020. Т. 493. № 2. С. 99–102. <https://doi.org/10.31857/S2686739720080095>
16. Карта неиспользуемых сельхозземель, потенциально пригодных для выращивания леса. <https://maps.greenpeace.org/maps/aal/>
17. Королёва П.В. Пространственно-временные связи между землепользованием и почвенным покровом пахотных угодий (на примере Арсеньевского и Плавского районов Тульской области в период с 1969 по 2020 гг.). Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. М., 2022. 25 с.
18. Ларионов Г.А. Эрозия и дефляция почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 200 с.
19. Лисецкий Ф.Н., Марциневская Л.В. Оценка развития линейной эрозии и эродированности почв по результатам аэрофотосъемки // Землеустройство, кадастр и мониторинг земель. 2009. № 10(58). С. 39–43.
20. Литвин Л.Ф. География эрозии почв сельскохозяйственных земель России. М.: ИКЦ Академкнига, 2002. 255 с.
21. Литвин Л.Ф., Кирюхина З.П., Краснов С.Ф., Добровольская Н.Г. География динамики земледельческой эрозии почв на европейской территории России // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1390–1400. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17110089>
22. Лукин С.В., Верютина О.С., Корнейко Н.И., Малыгин А.В. Влияние водной эрозии на основные свойства пахотных почв Белгородской области // Достижения науки и техники АПК. 2008. № 10. С. 7–8.
23. Мальцев К.А., Ермолаев О.П. Потенциальные эрозионные потери почвы на пахотных землях европейской части России // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1502–1512. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19120104>
24. О работе федеральной государственной информационно-аналитической системы с применением ГИС-технологий по осуществлению контрольно-надзорных полномочий Россельхознадзора ГИС “Деметра”. Россельхознадзор. <https://fsvps.gov.ru/fsvps/print/news/8646.html>
25. Почвенная карта РСФСР. М-6 1 : 2500000 / Под ред. Фридланда В.М. М.: ГУГК, 1988. 16 л.
26. Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Влияние лесополос на фрагментацию овражно-балочной сети и образование мочаров // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1293–1307. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14110094>
27. Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Анализ применения почвенных карт в системе ретроспективного мониторинга состояния земель и почвенного покрова // Почвоведение. 2015. № 5. С. 605–625. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15050081>
28. Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Ретроспективный анализ изменчивости землепользования

- на слитых почвах замкнутых западин Приазовья // Почвоведение. 2015. № 10. С. 1168–1194. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15100093>
29. Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Черноусенко Г.И., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Влияние засоленных почв на изменчивость типов землепользования в Азовском районе Ростовской области // Почвоведение. 2017. № 3. С. 289–310. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17010130>
 30. Рухович Д.И., Шаповалов Д.А., Куляница А.Л., Королева П.В. Продовольственная безопасность России и государственная статистика – к чему ведут выдуманные цифры // Международный сельскохозяйственный журнал. 2017. № 6. С. 64–69. <https://doi.org/10.24411/2587-6740-2017-16016>
 31. Шашко Д.И. Агроклиматическое районирование СССР. М-6 1 : 4000000. М.: ГУГК-СОПС, 1969. 4 л.
 32. Сидорчук А.Ю. Эрозионно-аккумулятивные процессы на Русской равнине и проблемы заиления малых рек // Тр. Академии водохозяйственных наук. Сер. Водохозяйственные проблемы русловедения. 1995. Т. 1. С. 74–83.
 33. Федеральная служба регистрации, кадастра и картографии // <https://rosreestr.gov.ru/>
 34. Физико-химические свойства почв сельскохозяйственных угодий и баланс гумуса на пашне Российской Федерации / Под ред. Крылатова А.К. М.: Русслит, 1996. 392 с.
 35. Borrelli P., Ballabio C., Yang J., Robinson D., Panagos P. GloSEM: High-resolution global estimates of present and future soil displacement by water erosion // Scientific Data. 2022. V. 9. P. 406. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01489-x>
 36. Breiman L., Friedman J.H., Olshen R.A., Stone C.J. Classification and Regression Trees. The Wadsworth Statistics/Probability. Belmont: International Group, 1984. 358 p.
 37. Buchhorn M., Bertels L., Smets B., De Roo B., Lesiv M., Tsendbazar N.E., Masiliunas D., Li L. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: Version 3 Globe 2015-2019: algorithm theoretical basis document. Geneva: Zenodo, 2020. 152 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3938968>
 38. Buryak Zh.A., Narozhnyaya A.G., Gusarov A.V., Beylich A.A. Solutions for the spatial organization of cropland with increased erosion risk at the regional level: a case study of Belgorod oblast, European Russia // Land. 2022. V. 11. P. 1492. <https://doi.org/10.3390/land11091492>
 39. Franko U., Oelschlaegel B., Schenk S. Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the Model CANDY // Ecological Modelling. 1995. V. 81. P. 213–222.
 40. Friedl M., Sulla-Menashe D. Boston University and MODAPS SIPS, NASA: MCD12Q1 MODIS. Terra+ Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 0.05 Deg CMG. NASA LP DAAC. 2015. <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD12C1,6>
 41. Golosov V.N., Collins A.L., Dobrovolskaya N.G., Bazhenova O.I., Ryzhov Yu V., Sidorchuk A.Yu. Soil loss on the arable lands of the forest-steppe and steppe zones of European Russia and Siberia during the period of intensive agriculture // Geoderma. 2021. V. 381. P. 114678. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114678>
 42. Grigoreva O.I., Marinina O.A., Zelenskaya E.Ya. Spatial and temporal changes in the land resources of the Belgorod region from 1954 to 2017 under the influence of anthropogenic factors // Biosciences, Biotechnology Res. Commun. 2020. V 13(1). P. 60-67. <https://doi.org/10.21786/bbrc/13.1/10>
 43. Hansen M.C., Potapov P.V., Pickens A.H., Tyukavina A., Hernandez-Serna A., Zalles V., Turubanov S., et al. Global land use extent and dispersion within natural land cover using Landsat data // Environ. Res. Lett. 2022. V. 17(3). P. 034050. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac46>
 44. IPCC, 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, 2001. 881 p.
 45. Jenkinson D.S., Rayner J.H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments // Soil Sci. 1977. V. 123. P. 298-305.
 46. Maltsev K.A., Yermolaev O.P. Assessment of soil loss by water erosion in small river basins in Russia // Catena. 2020. V. 195. P. 104726. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104726>
 47. McCool D.K., Foster G.R., Mutchler C.K., Meyer L.D. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation // Transactions of the ASAE. 1989. V. 32(5). P. 1571–1576. <https://doi.org/10.13031/2013.31192>
 48. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Yu B., Klik A., Lim K.J., Yang J.E., et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records // Sci. Rep. 2017. V. 7. P. 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>
 49. Poesen J. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs // Earth Surface Processes and Landforms. 2018. V. 43. P. 64–84. <https://doi.org/10.1002/esp.4250>
 50. Prokhorenkova L., Gusev G., Vorobev A., Dorogush A.V., Gulin A. CatBoost: unbiased boosting with categorical features // Advances in Neural Information Processing Systems 31. Annual Conference on Neural Information Processing Systems. Montreal, 2018. P. 6638–6648.
 51. Smith J., Smith P., Wattenbach M., et al. Projected changes in the organic carbon stocks of cropland

- mineral soils of European Russia and the Ukraine, 1990–2070 // *Global Change Biology*. 2007. V. 13(2). P. 342–356.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01297.x>
52. *Zanaga D., Van De Kerchove R., De Keersmaecker W., Souverijns N., Brockmann C., Quast R., Wevers J. et al.* ESA WorldCover 10 m 2020 v100. Data set. Geneva: Zenodo, 2021.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936>
53. *Zhidkin A., Fomicheva D., Ivanova N., Dostál T., Yurova A., Komissarov M., Krasa J.* A detailed reconstruction of changes in the factors and parameters of soil erosion over the past 250 years in the forest zone of European Russia (Moscow region) // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2022. V. 10(1). P. 149–160.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.003>
54. *Zhidkin A., Gennadiev A., Fomicheva D., Shamshurina E., Golosov V.* Soil erosion models verification in a small catchment for different time windows with changing cropland boundary // *Geoderma*. 2023. V. 430. P. 116322.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116322>

Variation of Soil Erosion Estimates when Using Different Maps of Arable Land of the Belgorod Region

A. P. Zhidkin^{1, *}, D. I. Rukhovich¹, K. A. Maltsev², and P. V. Koroleva¹

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

²*Kazan (Volga Region) Federal University, Institute of Ecology and Nature Management, Kazan, 420008 Russia*

*e-mail: gidkin@mail.ru

Current medium- and small-scale estimates of soil erosion in Russia are very few. At the same time, a favorable situation has now developed for assessing the rates and volumes of soil erosion losses. Erosion models have been developed that are adapted to available digital elevation models, various farmland masks and climate databases have been created. The paper studies the accuracy of erosion estimates using various maps of arable land. Two maps are public (ESA WC, GLCLU), the third is the official Ministry of Agriculture (MA) of the Russian Federation, the fourth map is an author's reference map of Alekseevsky district. It has been established that the map of the MA gives the most average arable land areas among the first three maps. Public access maps showed maximum and minimum estimates of arable land area. Comparison with the standard showed that the accuracy of the map of the MA does not exceed 90%, the remaining maps – 84 and 83%. The area of arable land in the Belgorod region varies slightly (from 1,445 to 1,586 thousand hectares); so the region is favorable for erosion modelling. Deviations from the average rates of soil erosion calculated using different maps of arable land in the region as a whole amounted to 7%, and in some areas reached 27%. Thus, today assessments of soil erosion at the regional level can be carried out with an error of at least 10–15% only as a result of the uncertainty in mapping the boundaries of arable land. In the Russia as a whole, data on the area of arable land varies significantly, from 80 to 132 million hectares. Consequently, the use of existing maps of arable land can lead to significant uncertainties in soil erosion estimates averaged at the level of districts and above.

Keywords: WaTEM/SEDEM, EFIS AL, ESA World Cover, Global Land Cover and Land Use, retrospective monitoring of soil and land cover, chernozem, soil degradation

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ Г. БАЙКАЛЬСКА ПО СОДЕРЖАНИЮ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ

© 2024 г. Н. Е. Кошелева^a (<http://orcid.org/0000-0002-7107-5718>),
Е. М. Никифорова^a, Н. Б. Жаксылыков^{a,*}

^aМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: niyaz.zh@mail.ru

Поступила в редакцию 18.07.2023 г.

После доработки 02.11.2023 г.

Принята к публикации 03.11.2023 г.

Изучено загрязнение верхних горизонтов почв г. Байкальска (Иркутская область) под воздействием промышленных выбросов и отходов Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК). Проанализировано содержание 16 индивидуальных ПАУ в пробах городских и фоновых почв, отобранных в ходе почвенно-геохимической съемки летом 2019 г. В отходах шлам-лигнина БЦБК и золы ТЭЦ установлены относительно невысокие уровни содержания ПАУ. Концентрация суммы ПАУ в золе ТЭЦ достигает 46 мг/кг с преобладанием низкомолекулярных полиаренов (доля нафталина и его гомологов – 24% и 34% от суммы ПАУ соответственно), среди высокомолекулярных ПАУ доминирует 5-ядерный бенз(б)флуорантен (16%). В шлам-лигнине сумма ПАУ равна 7.16 мг/кг с преобладанием бенз(б)флуорантена (83%). В почвах Байкальска среднее содержание ПАУ (38.4 мг/кг) в 5 раз превышает фоновое. В городских почвах доминируют 4–5-ядерные флуорантен (61.1%) и бенз(б)флуорантен (29.4%), что определяет доминирующий тип загрязнения почв как флуорантеновый. Наиболее загрязнены почвы автотранспортной (сумма ПАУ 105 мг/кг) и промышленной (59.5 мг/кг) зон, где сформировались наиболее контрастные аномалии ПАУ. По убыванию суммы ПАУ функциональные зоны города образуют ряд: автотранспортная > промышленная > селитебная одноэтажная > железнодорожная транспортная > селитебная многоэтажная > рекреационная зона. Выделяются несколько локальных аномалий суммы ПАУ, образующие два крупных ореола загрязнения в западной и восточной частях города. Ведущими факторами накопления высокомолекулярных ПАУ в почвах являются кислотные условия и органическое вещество почв, а накопление низкомолекулярных полиаренов контролируется преимущественно величиной рН. Экологическая опасность загрязнения ПАУ почв Байкальска на 83.5% обусловлена бенз(б)флуорантеном.

Ключевые слова: ПАУ, техногенные аномалии, факторы токсической эквивалентности, Urbic Technosols
DOI: 10.31857/S0032180X24040086, EDN: WSCSQB

ВВЕДЕНИЕ

Депонирование загрязняющих веществ, поступающих в городские почвы с промышленными и транспортными выбросами, ухудшает состояние окружающей среды и негативно сказывается на здоровье жителей. В г. Байкальске значительную опасность представляют выбросы и отходы Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК). За время его работы с 1966 по 2013 гг. в городской среде могли накопиться различные загрязняющие вещества, включая такие опасные, как полициклические ароматические углеводороды

(ПАУ, полиарены). После закрытия БЦБК на поверхности почв в г. Байкальске оказалось большое количество отходов его производства, оцениваемых в 6.2 млн т [10]. Значительная их часть до сих пор находится на полигонах в картах-накопителях, откуда загрязняющие вещества могут мигрировать, а затем накапливаться в окружающих ландшафтах, в первую очередь в почвах, которые являются основным депонирующим компонентом и индикатором многолетнего загрязнения ПАУ [11]. Кроме того, Байкальск расположен на юго-западном берегу оз. Байкал, объекта всемирного наследия ЮНЕСКО, поэтому миграция загрязняющих

веществ из карт-накопителей создает потенциальную угрозу загрязнения его вод [1, 3, 5].

ПАУ образуются в процессе пиролиза органических веществ, поступают в городскую среду с техногенными выбросами, отходами и стоками многих промышленных производств, автотранспорта, ТЭЦ, а также при добыче и сжигании угля и нефти. В городские почвы ПАУ попадают из загрязненного воздуха с пылью, аэрозолями и осадками. ПАУ относят к приоритетным поллютантам окружающей среды, они представляют собой органические соединения, в химической структуре которых присутствуют от 2 до 7 конденсированных бензольных колец [7]. Многие ПАУ обладают не только высокой токсичностью, но и канцерогенной и мутагенной активностью [33, 52, 65]. Полиарены условно делятся на низкомолекулярные, к которым относятся 2- и 3-ядерные ПАУ, и высокомолекулярные – 4-ядерные и выше. Последние характеризуются большей устойчивостью, они дольше способны сохраняться в почвенном профиле, их молекулы менее подвержены фотохимической и микробиологической деструкции. Низкомолекулярные ПАУ разлагаются относительно легко и способны переходить в газовую фазу [41]. Наибольшую экологическую опасность создают высокомолекулярные ПАУ, среди которых выделяют бенз(а)пирен (**БаП**) – соединение с 5 бензольными кольцами ($C_{20}H_{12}$), которое считается суперзагрязнителем окружающей среды [13, 20, 72]. Имея высокую гидрофобность и малую растворимость, они могут быстро адсорбироваться на почвенных частицах, например, на органическом веществе почв [6, 75].

Цель работы – оценить современное эколого-геохимическое состояние почв г. Байкальска на основе данных о содержании ПАУ. Для этого решались следующие задачи: 1) выявить состав ПАУ в основных источниках загрязнения почв – отходах производства (шлам-лигнине) БЦБК и золе ТЭЦ; 2) установить уровни содержания и пространственное распределение отдельных ПАУ в верхнем слое фоновых и городских почв; 3) определить основные физико-химические свойства верхнего слоя городских почв, влияющих на накопление и распределение ПАУ; 4) оценить экологическую опасность загрязнения ПАУ почвенного покрова в г. Байкальске.

В основу работы положены результаты почвенно-геохимической съемки на территории г. Байкальска в июле 2019 г.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования. Байкальск расположен на подгорной равнине в предгорьях хребта Хамар-Дабан. Согласно физико-географическому районированию, территория относится

к Джидинско-Хамар-Дабанской провинции Южно-Сибирско-Хангай-Хэнтэйской горной области [48].

Байкальск – самый снежный и дождливый город на побережье оз. Байкал. Количество атмосферных осадков равно в среднем 859 мм/год, наиболее холодный месяц – январь (-17.4°C), самый теплый – июль ($+15.3^{\circ}\text{C}$). Главными климатическими факторами на его территории являются макроциркуляционные процессы и формирующиеся на их фоне местные поля атмосферного давления над акваторией Байкала и его побережьем [37]. Среднегодовая скорость ветра достигает 2.5 м/с, наибольшая ветровая активность наблюдается в апреле (2.9 м/с). В течение года преобладают ветры северо-восточного, северного и восточного направлений, дующие с Байкала.

Метеорологические условия города в целом малоблагоприятны для рассеивания и трансформации техногенных выбросов ПАУ в приземном слое воздуха. В холодный период года, продолжающийся более 7 месяцев, устанавливается область высокого давления – сибирский антициклон. Процессы самоочищения ограничены очень низкими температурами воздуха, низкими скоростями ветра и частой повторяемостью штилей и температурных инверсий [48]. Летом повторяемость ветров уменьшается, и потенциал самоочищения атмосферы еще более снижается. В долинах рек опасность загрязнения приземного воздуха возрастает в связи с частыми и продолжительными туманами [19].

Растительность на территории города представлена пихтовой, кедрово-пихтовой и елово-пихтово-кедровой тайгой [26]. Местами древесный покров разрежен и наряду с почвами испытывает антропогенное воздействие. Уровень залесенности в разных функциональных зонах Байкальска варьирует от наибольшей в транспортной зоне: автомобильной (47.3%) и железнодорожной (45.2%) до наименьшей в селитебной: одноэтажной (10.2%) и среднеэтажной (4.63%). В промышленной зоне залесенность близка к средней по городу – 27.1%.

Почвы на изучаемой территории относятся к Хамар-Дабанскому округу подбуров (Entic Podzols), буроземов грубогумусных (Dystric Cambisols), дерново-подзолов (Umbric Albic Podzols), подзолов (Albic Podzols), криоземов (Cryosols) и литоземов (Leptosols) с хорошо выраженной высотной поясностью [48]. Наиболее высокое положение занимают подбуры литогенные (Leptic Entic Podzols), мерзлотно-таежные (Folic Cryosols), дерновые лесные (Umbrisols) и горные примитивные почвы (Leptosols). Ниже развиты подбуры (типичные и перегонные оподзоленные) (Entic Podzols, Umbric Entic Podzols), подзолы (типичные и иллювиально-гумусовые) (Albic Podzol, Carbic Albic Podzols), бурые лесные (иллювиально-гумусовые)

(Dystric Cambisols), дерновые лесные (оподзоленные) (Albic Umbrisols) почвы. На повышенных участках террас оз. Байкал формируются дерновые лесные (Umbrisols) и дерново-подзолистые почвы (Retisols), а на карбонатных отложениях — дерново-карбонатные почвы (Rendzic Leptosols) [15, 18, 24, 38, 42, 43]. Наибольшее распространение на территории г. Байкальска получили горные подбуры (Skeletal Entic Podzols) [30] с малой мощностью профиля (менее 40 см).

Горный характер рельефа и суровые климатические условия Южного Прибайкалья обуславливают слабую интенсивность процессов химического и физического выветривания, низкие темпы почвообразования и высокую степень каменистости профиля практически всех почв. Профиль большинства лесных почв слабо дифференцирован, его разделение по элювиально-иллювиальному типу выражено лишь у подзолов (Albic Podzols) и дерново-подзолистых (Retisols) почв. Гранулометрический состав лесных почв — суглинистый, более легкий состав характерен для подзолов (Albic Podzols), буроземов (Dystric Cambisols), аллювиальных почв (Fluvisols) и частично подбуров (Entic Podzols) [38]. В связи с многолетним антропогенным воздействием городские почвы в той или иной степени преобразованы, их морфологические, физико-химические, химические свойства и режимы функционирования изменены по сравнению с фоновыми аналогами. Профиль городских почв, как правило, состоит из одного или нескольких урбиковых горизонтов U1, U2 разной мощности, сформированных из своеобразного пылевато-гумусового субстрата [8]. Верхний горизонт профиля представляет собой органо-минеральный, насыпной, перемешанный субстрат с включениями строительного-бытового мусора мощностью около 5–10 см.

Скорость рассеяния, разложения и накопления ПАУ в городских почвах зависит как от природных биоклиматических условий, так и от свойств почв, которые определяют их фиксирующую способность по отношению к поллютантам. Чем ниже активность природных процессов самоочищения городской среды, тем быстрее ПАУ могут накапливаться в почвах, создавая опасность для здоровья населения [47]. Самое быстрое разложение ПАУ происходит в кислых, а его накопление — в нейтральных и щелочных почвах [29, 33, 44, 69, 73]. Немаловажное значение имеет гумус и органические коллоиды, которые способны прочно сорбировать липофильные ПАУ [27, 60].

Связь между уровнем накопления полиаренов и степенью засоления и солонцеватости поверхностных и иллювиальных горизонтов бурых пустынно-степных орошаемых почв Калмыкии показана в работе [46]. Авторы объясняют ее тем, что в солонцеватых почвах сильные электролиты

образуют своеобразные геохимические барьеры, на которых в результате подавления диссоциации обменных катионов происходит коагуляция коллоидов почвенного раствора, сорбирующих ПАУ.

Техногенные источники загрязнения. Основными источниками загрязнения почв г. Байкальска являются техногенные отходы производства БЦБК (шлам-лигнин) и зола ТЭЦ, а также выбросы авто- и железнодорожного транспорта. Город является крупным железнодорожным узлом на Транссибирской магистрали, через него проходит также федеральная автотрасса “Байкал”, соединяющая Иркутск с Улан-Удэ.

На БЦБК применялся сульфатный способ получения целлюлозы, который включал ряд технологических операций обработки древесины — варка в белом щелоке и промывка сырья, делигнификация и отбеливание, сортировка и сушка [31]. Сульфатный или белый щелок — смесь гидроксида натрия NaOH и сернистого натрия Na₂S, который используется для получения чистой клетчатки. Сульфатный способ производства вызывает загрязнение преимущественно атмосферного воздуха, в меньшей степени — водных объектов щелоко-содержащими сточными водами. Наиболее опасны содержащиеся в стоках смолы, фенолы, фурурол и соединения сульфатного щелока. В результате отстаивания белого щелока образуются шламсодержащие воды, которые не могут сбрасываться в водные объекты из-за их сильного подщелачивания. Шламсодержащие отходы обезвоживаются и поступают в отвалы [32].

Отходы производства БЦБК размещены в 10 картах-накопителях Солзанского (площадью 138 га) и 4 картах-накопителях Бабхинского (42 га) полигонов. Солзанский полигон отходов находится в юго-восточной части Байкальска, в 0.35–0.75 км от оз. Байкал, Бабхинский полигон — в 8 км от промышленной площадки БЦБК, между реками Бабха и Утилик, в 1.35–2 км от оз. Байкал. Отходы БЦБК в картах-накопителях состоят в основном из обводненного шлам-лигнина и золы от его сжигания. В составе шлам-лигнина присутствуют лигнинные вещества — 50–53%, активный ил — 15–25%, глинозем — 5–10%, полиакриламид — 5%, целлюлозное волокно — 5%. Данному типу отходов характерна высокая водоудерживающая способность [34].

В 1999 г. производилась рекультивация полигонов отходов БЦБК, в настоящий момент используются только 2 из 14 карт-накопителей. На Бабхинском полигоне с 1998 г. одна из карт используется в качестве полигона твердых коммунальных отходов г. Байкальска [35], в другой на Солзанском полигоне размещаются золошлаковые отходы от сжигания угля на ТЭЦ. Местная ТЭЦ в качестве топлива использует Канско-Ачинские бурые угли. При их сжигании образуются в основном легкие

2–3-ядерные полиарены – нафталин, флуорен и фенантрен, в меньшей степени – 4–6-ядерные – пирен, хризен, бенз(б)флуорантен, бенз(а)пирен, бенз(ghi)перилен и др. [14]. В почвах ПАУ достигают максимальных концентраций, как правило, на расстоянии 0.5 км от источника эмиссии [49, 50]. Снижение содержания ПАУ в почвах может происходить за счет их микробиологической деградации [25, 61].

Другими источниками загрязнения ПАУ почв в Байкальске являются выбросы авто- и железнодорожного транспорта. Состав и количество выбросов от автотранспорта определяется структурой автопарка, интенсивностью и режимом движения, качеством топлива и другими факторами, что подробно освещается в научной литературе [53, 54, 58, 59]. Кроме того, поток ПАУ в почвы с выбросами автотранспорта зависит от климатических условий города, при снижении температуры воздуха до -7°C происходит резкий рост эмиссии полиаренов в окружающую среду, которая более чем в 10 раз больше, чем при температуре $+22^{\circ}\text{C}$ [51].

Эмиссия ПАУ при эксплуатации железных дорог изучена менее подробно [56, 63, 67, 79]. Загрязняющие вещества при работе железнодорожного транспорта поступают от мобильных источников (локомотивов и других элементов подвижного состава), износа конструкций подвижного состава, антисептика, который используется при обработке железнодорожных шпал, а также при утечке топлива [80]. Исследования загрязнения почв ПАУ от железных дорог показали значительное загрязнение железнодорожных платформ и развязок, где сумма ПАУ достигала 15–60 мг/кг с преобладанием 4–5-ядерных ПАУ [71, 79]. В почвах железнодорожной станции г. Илава (Польша) преобладали 4-ядерные флуорантен (15% от суммы ПАУ) и пирен (13%), а также 5-ядерные бенз(б)флуорантен (10%) и бенз(а)пирен (9%). Доля легких полиаренов в составе ПАУ достигала 13%, а 4–5-ядерных структур – 70% [79].

На крупных железнодорожных станциях Ухань и Учан в г. Ухань (центральный Китай) средние концентрации полиаренов в пыли составили 5.94 и 2.58 мг/кг соответственно [68]. В составе полиаренов на обеих станциях преобладали высокомолекулярные 4–6-ядерные соединения, которые образуются при сжигании угольного топлива [64]. Их основным источником на ст. Ухань является расположенный поблизости Уханьский металлургический комбинат, где в технологических процессах используется уголь. Ст. Учан соседствует с жилыми районами, но через нее проходят не только электропоезда, но и поезда, использующие угольное топливо, представляющее собой наиболее интенсивный источник поллютантов. В образцах пыли обеих станций установлена взаимосвязь между ПАУ и черным углеродом, что обусловлено

высокой сорбционной способностью последнего к полиаренам, которая в несколько тысяч раз сильнее, чем к другим органическим соединениям [82].

Железнодорожные шпалы как источник ПАУ оценили в работе [67] для сети железных дорог Швейцарии. Авторы рассчитали, что за 20–30-летний цикл эксплуатации одна шпала дает в среднем эмиссию 500 г полиаренов, в составе которых преобладают 2–3-ядерные нафталин, аценафтилен, аценафтен, антрацен, флуорен и фенантрен. Концентрации нелетучих 4–6-ядерных ПАУ значительно увеличиваются с потерей летучих соединений в верхней и нижней частях шпалы.

Последние 150 лет на 3/4 железнодорожных путей России использовались деревянные шпалы, покрытые креозотом, который является продуктом дистилляции каменноугольной смолы. Он состоит из сложной смеси органических веществ, наибольшая доля в которых (до 80–85%) приходится на полиарены [62]. В последние десятилетия для обработки деревянных шпал используются менее токсичные антисептики – масло каменноугольное и жидкость термokatалитическая. В состав данных антисептиков входят ароматические соединения (производные бензола), ПАУ, гетероциклические ароматические соединения и предельные углеводороды [21]. Креозот может выступать источником ПАУ при эксплуатации железных дорог, если замену шпал железнодорожного полотна не проводили 20 лет.

В стране функционирует 16 шпалопропиточных заводов (ШПЗ), обеспечивающих строительство и обслуживание железных дорог. Исследование загрязнения почвенного покрова территории Тайшетского ШПЗ в Иркутской области показало, что на долю ПАУ в структуре загрязнения почвенного покрова промышленной площадки ШПЗ органическими поллютантами приходится более 50%. Почвы промышленных площадок предприятия наиболее загрязнены 3–4-ядерными фенантеном, флуорантеном, антраценом и пиреном, суммарная доля которых составляла более 75%. Наиболее загрязненными оказались почвы склада готовой продукции с суммой ПАУ почти 6000 мг/кг [21].

Материалы и методы исследования. При подготовке к полевой съемке были изучены космические снимки территории города и карта градостроительного зонирования. На их основе в программном пакете ArcGIS 10.3 составлена карта функционального зонирования территории г. Байкальска, которая использовалась при выборе точек опробования почв, обработке и оценке полученных результатов (рис. 1).

На территории города и его окрестностей летом 2019 г. проведено опробование верхнего (0–10 см) горизонта почв по регулярной сетке с шагом 700–1000 м, согласно европейской методике [57].

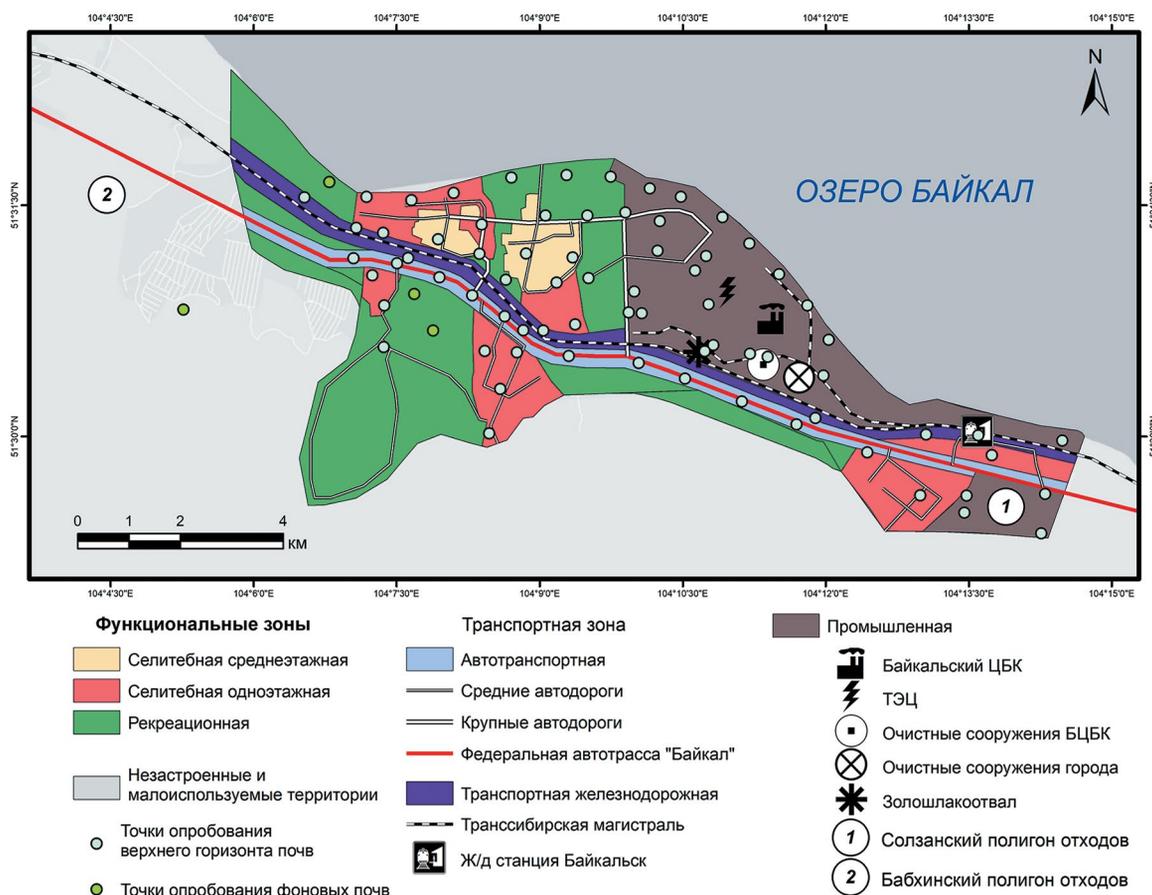


Рис. 1. Карта функционального зонирования территории г. Байкальска с точками отбора почвенных проб и источниками загрязнения.

Пробы почв отбирали в разных функциональных зонах в 3–5 повторностях, из которых составляли смешанную пробу. Особое внимание уделено промышленной зоне, где расположены БЦБК, ТЭЦ и карты-накопители отходов БЦБК, в которых хранятся шлам-лигнин и зола ТЭЦ. Всего было получено 68 проб городских почв и 4 пробы отходов производства и золы ТЭЦ из карт-накопителей БЦБК. В качестве фона использовали лесные почвы за пределами и на окраинах города (4 пробы).

Содержание ПАУ в почвах и отходах производства определяли с помощью анализатора жидкости Флюорат-02-Панорама (Люмэкс, Россия) методом низкотемпературной спектрофлуориметрии Э.В. Шпольского в лаборатории углеродистых веществ биосферы географического факультета МГУ.

Физико-химические свойства почв анализировали общепринятыми методами [16] в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ. Удельную электропроводность водной вытяжки ($EC_{1:5}$) измеряли кондуктометром SevenEasy S30 (MettlerToledo, Швейцария), актуальную кислотность – рН-метром (Эксперт-рН, Россия),

гранулометрический состав почв – на лазерном гранулометре Analysette 22 comfort (Fritsch, Германия), содержание органического вещества – методом Тюрина с титриметрическим окончанием.

При обработке данных использовали геохимические и санитарно-гигиенические показатели, сравнительно-географический, статистические и картографические методы. Основные статистические показатели рассчитывали в пакете Statistica 10. Степень контрастности техногенных аномалий ПАУ в городских почвах определяли по коэффициенту концентрации $K_c = C_i/C_{\phi}$, где C_i и C_{ϕ} – содержание полиарена в городских и фоновых почвах соответственно. Из-за отсутствия в РФ ПДК для полиаренов в почвах, за исключением БаП [36], их экологическую опасность оценивали на основе коэффициентов TEF [72], показывающих токсичность отдельных полиаренов по сравнению с БаП (табл. S3). Рассчитывали коэффициент экологической опасности суммы токсических эквивалентов БаП: $K_o = \sum TEF C_i / ПДК$, где ПДК – норматив для БаП, равный 0.02 мг/кг. При отсутствии стандартной шкалы для коэффициента экологической

опасности, загрязнение почвенного покрова Байкальска ПАУ оценивали на основе следующих градаций *K_o*: 0–60 – низкий уровень опасности, 60–350 – умеренный, 350–700 – высокий, >700 – чрезвычайно высокий.

Факторы, определяющие аккумуляцию ПАУ в верхних горизонтах почв Байкальска, выявлены путем многофакторного регрессионного анализа методом регрессионных деревьев в пакете SPLUS [12]. Для определения факторов, влияющих на уровни содержания полиаренов, использовали показатели почв (рН, удельная электропроводность $ЕС_{1.5}$, содержание органического углерода $C_{орг}$, содержание мелкой и средней (1–10 мкм), крупной (10–50) пыли, тонкого (50–250), среднего и крупного (250–1000) песка, а также принадлежность к той или иной функциональной зоне, которая определяет специфику источников загрязнения и уровень геохимической нагрузки).

На основе полученных данных составлены карты масштаба 1 : 85 000 распределения суммы низкомолекулярных и высокомолекулярных ПАУ (рис. 2а), а также экологической опасности загрязнения верхнего слоя почв г. Байкальска (рис. 2б). Карты суммарного содержания ПАУ и экологической опасности токсических эквивалентов БаП в городских почвах составляли путем интерполяции с использованием метода ОВР в пакете ArcGIS 10.3. Из-за наличия в выборках экстремально высоких значений, в десятки раз превышающих средние, суммарные содержания полиаренов в точках опробования были предварительно разделены по уровням накопления на две группы – чрезвычайно высокого и высокого содержания. Значения в первой группе при интерполяции заменяли на верхнюю границу второй группы (50 мг/кг), реальные значения затем показывали на картах в виде значков локальных аномалий, а основной фон загрязнения – цветом.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

ПАУ в золе Байкальской ТЭЦ и в шлам-лигнине БЦБК. Как известно, большой вклад в загрязнение городской среды и почв вносят ТЭЦ, работающие на угле и мазуте, при сжигании которых образуется сажа, сорбирующая многие ПАУ [7]. В пробах золы ТЭЦ, захороненной в картах-накопителях БЦБК, выявлено 16 индивидуальных полиаренов (табл. 1). Основное топливо Байкальской ТЭЦ – бурый Канско-Ачинский уголь, в процессе пиролиза которого выделяется особая парагенетическая ассоциация ПАУ, свойственная этому типу углей.

Зола ТЭЦ характеризуется относительно невысоким содержанием ПАУ, их сумма близка к 46 мг/кг с наибольшей концентрацией в золе низкомолекулярных ПАУ – отношение суммы легких к сумме тяжелых ПАУ составляет 2.7. Среди

низкомолекулярных полиаренов доминируют гомологи нафталина и нафталин с долями 34 и 24% от суммы ПАУ соответственно, повышенные содержания (9–6%) имеют антрацен и фенантрен. Среди высокомолекулярных ПАУ выделяются бенз(б)флуорантен с долей 16% и хризен с 5% от суммы ПАУ. Полученные данные хорошо согласуются с содержанием ПАУ в золе других ТЭЦ, работающих на угле [49, 50].

Химический состав газопылевых выбросов, стоков и шлам-лигнина БЦБК рассматривался в работах [3–5, 17, 22], однако содержание ПАУ в них не определялось. По нашим данным, сумма ПАУ в шлам-лигнине в 6.4 раза меньше, чем в золе, и составляет 7.16 мг/кг. В его составе преобладают высокомолекулярные полиарены, отношение низкомолекулярных к высокомолекулярным ПАУ составляет 0.11. Среди высокомолекулярных ПАУ лидирует бенз(б)флуорантен с концентрацией 5.94 мг/кг (83% от суммы ПАУ). Повышенные содержания имеют флуорантен (3%) и бенз(ghi)перилен (2%). Среди низкомолекулярных ПАУ в шлам-лигнине, так же как в золе, доминирует нафталин и его гомологи с долями в сумме ПАУ 5 и 4% соответственно.

Физико-химические свойства городских почв.

По сравнению с фоновыми подбурами (Entic Podzols) Южного Прибайкалья верхний слой горных подбуров (Skeletal Entic Podzols) г. Байкальска под влиянием техногенеза и урбанизации подщелачивается (табл. 2). Если фоновые почвы в среднем кислые, то для большей части территории города характерна нейтральная реакция среды в верхнем слое почв. Наибольшие средние значения рН (7.1–7.5) имеют почвы автотранспортной, промышленной зон и полигоны отходов БЦБК. Максимальные слабощелочные значения рН также приурочены к промышленной (8.0) зоне с полигонами отходов БЦБК (7.8), авто- и железнодорожной транспортной (7.8) подзонам. Наиболее кислая реакция среды отмечена в почвах двух селитебных подзон (6.4–6.6) и рекреационной (6.4) зоны.

Подщелачивание городских почв вызвано поступлением карбонатной пыли, золы ТЭЦ и использованием зимой противогололедных реагентов. Большое влияние на подщелачивание почв оказал БЦБК, в производстве которого использовались щелочные ингредиенты: сода, диоксид хлора и гипохлорит натрия [31]. Это привело к формированию площадных щелочных геохимических барьеров [39], на которых аккумулируются ПАУ, образуя контрастные техногенные аномалии.

В почвах Байкальска повышена минерализация водной вытяжки, определяемая по удельной электропроводности $ЕС_{1.5}$. Ее среднее значение равно 182 мкСм/см, что превышает фоновое значение в 1.6 раза, при значительной

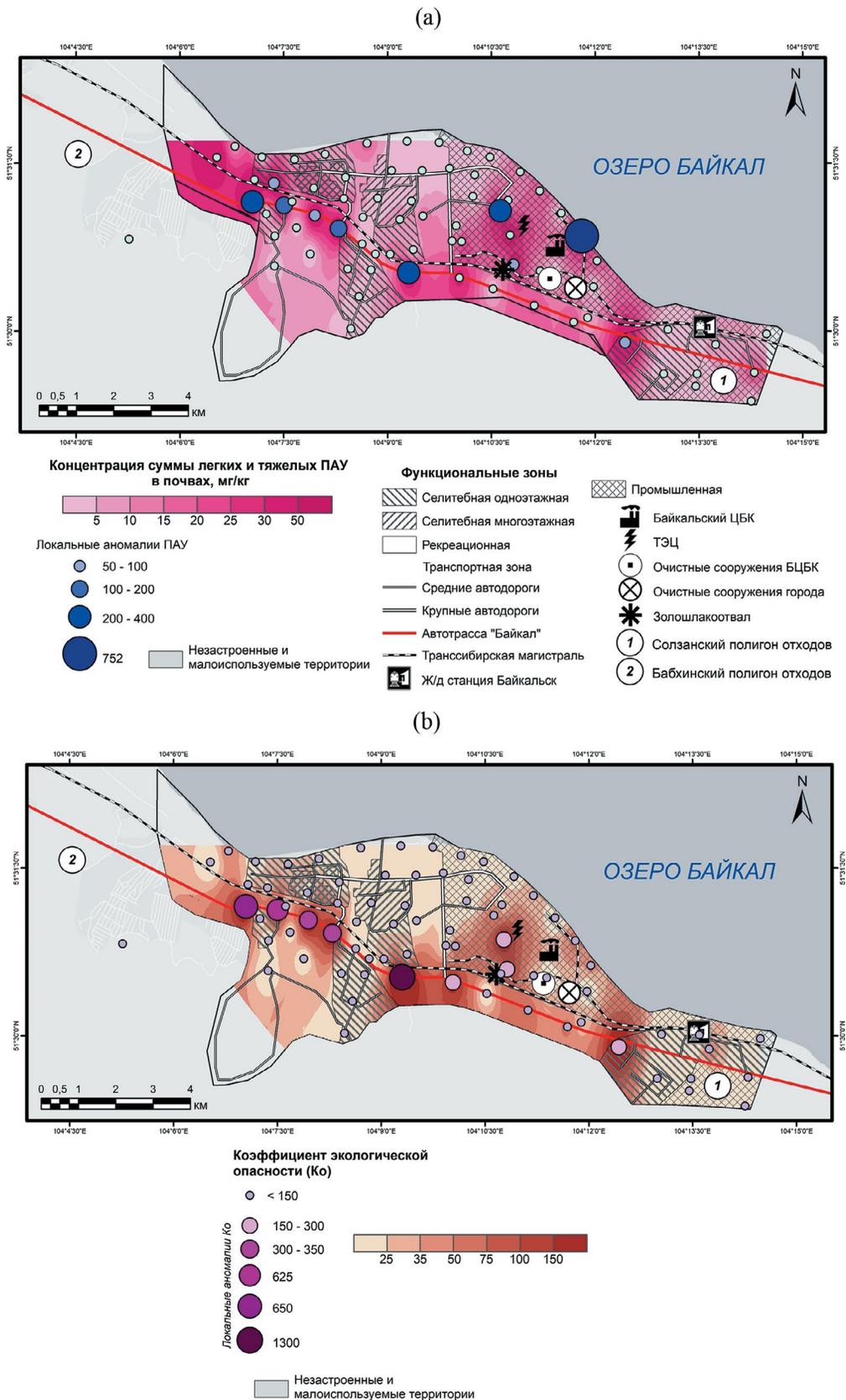


Рис. 2. Техногенные аномалии суммарного содержания ПАУ (а) и суммы БаП-эквивалентов ПАУ (б) в верхнем (0–10 см) слое почвенного покрова г. Байкальска.

Таблица 1. Среднее содержание ПАУ в золе ТЭЦ и в шлам-лигнине БЦБК г. Байкальска

ПАУ (число колец)	Содержание в золе, мг/кг	Доля в сумме ПАУ, %	Содержание в шлам-лигнине, мг/кг	Доля в сумме ПАУ, %
Гомологи нафталина (2)	15.83	34.5	0.28	3.9
Нафталин (2)	10.88	23.7	0.38	5.3
Аценафтен (2)	0	0	0	0
Флуорен (3)	0	0	0.05	0.7
Фенантрен (3)	2.65	5.8	0	0
Антрацен (3)	4.11	8.9	0	0
Аценафтилен (3)	0	0	0	0
Сумма низкомолекулярных ПАУ	33.47	72.9	0.70	9.9
Хризен (4)	2.38	5.2	0.08	1.1
Пирен (4)	0	0	0	0
Бенз(а)антрацен (4)	0.2	0.4	0	0
Флуорантен (4)	0.46	1.0	0.19	2.7
Бенз(ghi)перилен (6)	1.08	2.4	0.12	1.7
Дибензантрацен (5)	0.55	1.2	0.09	1.3
Бенз(к)флуорантен (5)	0.23	0.5	0.02	0.3
Бенз(b)флуорантен (5)	7.53	16.4	5.94	83
Бенз(а)пирен (5)	0.04	0.1	0.01	0.1
Сумма высокомолекулярных ПАУ	12.47	27.1	6.46	90.1
Отношение низкомолекулярных к высокомолекулярным ПАУ	2.68	2.68	0.11	0.11
Сумма ПАУ	45.94	100	7.16	100

вариабельности в пределах города. Максимальными уровнем (449 мкСм/см) и разбросом значений $EC_{1:5}$ (99.8–1724 мкСм/см) отличаются полигоны с отходами БЦБК, содержащими соли. В других функциональных зонах повышенная электропроводность водной вытяжки обусловлена не только влиянием отходов БЦБК, но и применением на дорогах города противогололедных реагентов в зимний период.

Наибольшее содержание $C_{орг}$ (5.5%) отмечено в фоновых почвах. В городских почвах содержание органических веществ сильно варьирует с увеличением $C_{орг}$ в восточной части и особенно вблизи комбината, что определено влиянием выбросов БЦБК и золы ТЭЦ. Наименьшее среднее содержание $C_{орг}$ (2.3%) характерно для почв автотранспортной

и рекреационной зон, наибольшее (4.9%) – для селитебной одноэтажной зоны. Локальные максимумы $C_{орг}$ выявлены в почвах промышленной (13.1%) и селитебной одноэтажной зон (11.1%).

Городские почвы в основном супесчаные (среднее содержание физической глины 18.7%), а фоновые – легкосуглинистые (22.6%). Наибольшее содержание физической глины (частиц <0.01 мм) в почвах обнаружено в селитебной одноэтажной зоне (22.1%), наименьшее (14.7%) – в селитебной многоэтажной. Наиболее легкий гранулометрический состав почв характерен для прибрежных территорий озера и долин рек.

ПАУ в фоновых и городских почвах. Фоновые почвы Южного Прибайкалья, представленные подбурами горными легкосуглинистыми (Skeletal Entic

Таблица 2. Физико-химические свойства верхнего слоя фоновых горных подбуров (Skeletal Entic Podzols) Южного Прибайкалья и городских почв в функциональных зонах г. Байкальска

Функциональные зоны и полигоны (количество точек)	pH	Удельная электропроводность EC _{1:5} , мкСм/см	C _{орг} , %	Содержание физической глины, %
Фон (4)	<u>5.3*</u> 4.5–5.7	<u>116</u> 68.3–187	<u>5.5</u> 4.9–6.6	<u>22.6</u> 10.0–33.8
Полигоны отходов (4)	<u>7.2</u> 6.2–7.8	<u>449</u> 99.8–1724	<u>3.8</u> 0.5–8.9	<u>18.4</u> 14.8–25.7
Промышленная (21)	<u>7.1</u> 5.6–8.0	<u>184</u> 36.7–329	<u>4.0</u> 0.02–13.1	<u>17.6</u> 11.5–25.9
Автотранспортная (11)	<u>7.5</u> 5.7–7.8	<u>185</u> 101–463	<u>2.3</u> 0.7–9.0	<u>19.4</u> 10.7–37.5
Транспортная железнодорожная (10)	<u>6.7</u> 5.4–7.8	<u>306</u> 56.1–803	<u>4.2</u> 1.6–10.9	<u>17.4</u> 12.2–22.2
Селитебная многоэтажная (6)	<u>6.6</u> 6.2–7.1	<u>150</u> 62.8–335	<u>4.1</u> 1.3–7.8	<u>14.7</u> 11.2–16.7
Селитебная одноэтажная (12)	<u>6.4</u> 5.4–7.3	<u>169</u> 79.6–456	<u>4.9</u> 0.8–11.1	<u>22.1</u> 10.9–44.2
Рекреационная (8)	<u>6.4</u> 5.8–7.2	<u>90.6</u> 40.3–312	<u>2.3</u> 0.4–5.9	<u>17.1</u> 7.1–37
Байкальск в целом (68)	<u>6.8</u> 4.5–8.0	<u>206</u> 36.7–1724	<u>3.8</u> 0.02–13.1	<u>18.7</u> 7.1–44.2

* Над чертой – среднее, под чертой – min–max.

Podzols), имеют низкие содержания ПАУ в верхнем слое, их суммарное содержание составляет 7.68 мг/кг (табл. 3). В их составе преобладают высокомолекулярные соединения с отношением легких к тяжелым ПАУ, равным 0.029. Среди высокоядерных ПАУ доминирует 4-ядерный флуорантен (65.5%) и 5-ядерный бенз(b)флуорантен (29% от суммы ПАУ), среди низкоядерных – 2-ядерный нафталин (1.0%) и его гомологи (0.6% от суммы ПАУ).

Наличие высокоядерных ПАУ, нехарактерное фоновым почвам, свидетельствует о влиянии техногенных факторов. При небольшом расстоянии участков опробования фоновых почв здесь могло проявиться воздействие выбросов транспорта и сжигания древесины для отопления частных домов. На это указывают и высокие коэффициенты вариации C_v отдельных полиаренов в фоновых почвах, которые близки или превышают 100% (табл. S1). Наибольшие значения коэффициентов (C_v = 184–200%) у низкомолекулярного нафталина и антрацена и у высокомолекулярных хризена и бенз(b)флуорантена. Содержание высокомолекулярных ПАУ в целом более неоднородно, чем у низкомолекулярных.

При доминировании в фоновых почвах высокомолекулярных ПАУ можно сделать вывод, что

влияние сжигания древесины и лесных пожаров незначительно, так как продуктами неполного сгорания хвойной растительности становятся по большей части 2–3-ядерные ПАУ. Установлено, что в почвах под хвойной растительностью после прохождения пожаров преобладают 2–3-ядерные нафталин и флуорен, а также 4-ядерный пирен; в разных соотношениях присутствуют фенантрен, бенз(ghi)перилен, ретен, хризен, тетрафен [40]. Высокомолекулярные 4–6-ядерные соединения поступают в небольшом количестве, они образуются при сжигании смолистых компонентов древесины [23].

Городские почвы отличаются высоким содержанием ПАУ – в верхнем слое их сумма достигает 38.4 мг/кг, что в 5 раз больше фоновых значений. Присутствуют в основном высокомолекулярные соединения, отношение низкомолекулярных к высокомолекулярным ПАУ составляет 0.075. Среди высокомолекулярных полиаренов, аналогично фоновым почвам, преобладают флуорантен (61.1%) и бенз(b)флуорантен (29.4% от суммы ПАУ). В составе низкомолекулярных ПАУ слабо накапливаются гомологи нафталина и нафталин (2.7 и 1.6%), а также 3-ядерный фенантрен (1.7% от суммы ПАУ).

Таблица 3. Среднее содержание ПАУ в поверхностном горизонте фоновых горных подбуров (Skeletal Entic Podzols) и городских почв по функциональным зонам г. Байкальска, мг/кг

ПАУ	Фоновая (4*)	Промышленная (21)	Автотранспортная (11)	Транспортная ж/д (10)	Жилая многоэтажная (6)	Жилая одноэтажная (12)	Рекреационная (8)	Среднее в городе (68)
Гомологи нафталина	0.05	0.6	3.87	1.08	0.75	0.28	0.04	1.03
Нафталин	0.08	0.28	3.04	0.08	0.5	0.16	0.02	0.63
Аценафтен	0.02	0.04	0.67	0.07	0.24	0.1	0.001	0.16
Флуорен	0.008	0.02	0.11	0.02	0.02	0.01	0.002	0.03
Фенантрен	0.04	0.53	2.37	0.2	0.62	0.4	0.04	0.67
Антрацен	0.003	0.02	0.04	0.01	0	0.03	0.0005	0.02
Аценафтилен	0.02	0.08	0.45	0.14	0.03	0.03	0.007	0.12
Сумма низкомолекулярных ПАУ	0.22	1.57	10.6	1.61	2.15	1.02	0.11	2.67
Хризен	0.001	0.1	0.99	0.07	0.01	0.32	0.004	0.25
Пирен	0.08	0.06	0.36	0.3	0.03	0.13	0.01	0.14
Бенз(а)антрацен	0.02	0.04	0.23	0.06	0.15	0.04	0.002	0.08
Флуорантен	5.04	52.8	34.1	4.86	3.3	7.09	3.99	23.5
Бенз(а)пирен	0.005	0.02	0.06	0.03	0.005	0.05	0.001	0.03
Бенз(ghi)перилен	0.03	0.2	0.96	0.23	0.06	0.05	0.003	0.25
Дибензантрацен	0.04	0.13	0.5	0.13	0.03	0.07	0.002	0.15
Бенз(к)флуорантен	0.02	0.06	0.2	0.05	0.01	0.14	0.007	0.08
Бенз(б)флуорантен	2.23	4.54	57	0.54	1.74	5.21	0.29	11.3
Сумма высокомолекулярных ПАУ	7.47	57.9	94.4	6.28	5.34	13.1	4.31	35.7
Отношение низкомолекулярных к высокомолекулярным ПАУ	0.029	0.027	0.112	0.26	0.402	0.078	0.026	0.075
Сумма ПАУ	7.68	59.5	105	7.89	7.48	14.1	4.43	38.4

* В скобках – количество проб.

Городские почвы характеризуются высокой неоднородностью содержания ПАУ и даже большей вариабельностью, чем фоновые почвы. Во всех функциональных зонах большая часть коэффициентов вариации C_v полиаренов превышает 100%. В автотранспортной зоне наименьшее значение коэффициента у БаП ($C_v = 90\%$), в транспортной железнодорожной и жилой многоэтажной зонах – у бенз(а)антрацена (99 и 86%), в жилой

одноэтажной – у гомологов нафталина (96%). Наименьшая вариабельность отмечена в почвах рекреационной зоны у гомологов нафталина и бенз(к)флуорантена (C_v 69 и 61% соответственно). Почты во всех функциональных зонах города высокомолекулярные полиарены отличаются большей неоднородностью содержания, только в автотранспортной подзоне значение C_v 164% у низкомолекулярных ПАУ превышает значение у высокомолекулярных – 157%.

Различия в составе ПАУ городских почв разных функциональных зон. Сумма ПАУ в верхнем слое почв г. Байкальска сильно зависит от принадлежности к той или иной функциональной зоне, которые образуют ряд: автотранспортная > промышленная > селитебная одноэтажная > железнодорожная транспортная > селитебная многоэтажная > рекреационная зона. Наиболее загрязнены полиаренами почвы автотранспортной подзоны (сумма ПАУ 105 мг/кг) и промышленной зоны (59.5 мг/кг). При этом уровень загрязнения почв автотранспортной подзоны превышает уровень промышленной зоны в 1.8 раза, превышение над остальными зонами – в 7–24 раза. В составе ПАУ почв автотранспортной подзоны доминируют высокомолекулярные полиарены (90% от суммы ПАУ). Среди них наибольшие концентрации у 4- и 5-ядерных флуорантена (34.1 мг/кг) и бенз(б)флуорантена (57 мг/кг), которые в сумме составляют 96.5% всех высокомолекулярных ПАУ и 87% всех ПАУ. Среди низкомолекулярных ПАУ наибольшими концентрациями характеризуются нафталин и его гомологи (3.04 и 3.87 мг/кг), фенантрен (2.37 мг/кг). На них приходится 87.5% всех низкомолекулярных ПАУ. Накопление бенз(б)флуорантена и фенантрена в почвах автотранспортной зоны связано со сжиганием автомобильного топлива [61, 66, 77], выхлопные газы автотранспорта поставляют также нафталин и его гомологи [25].

Во второй по уровню загрязнения ПАУ промышленной зоне также преобладают высокомолекулярные полиарены с суммой 57.9 мг/кг и долей в сумме ПАУ 97%. Наиболее интенсивно накапливается флуорантен (52.8 мг/кг, или 91% всех высокомолекулярных полиаренов и 89% суммы ПАУ). Повышенная по сравнению с другими индивидуальными ПАУ концентрация у бенз(б)флуорантена (4.54 мг/кг). Накопление низкомолекулярных полиаренов незначительно, концентрация каждого из них не превышает 1 мг/кг.

Сумма ПАУ в почвах одноэтажной селитебной зоны равна в среднем 14.1 мг/кг, на 93% она состоит из высокомолекулярных соединений, главным образом из 4–5-ядерных флуорантена (7.09 мг/кг) и бенз(б)флуорантена (5.21 мг/кг). Менее загрязнена многоэтажная селитебная зона, где концентрация ПАУ в почвах составляет 7.48 мг/кг. В структуре загрязнения преобладают высокомолекулярные ПАУ (71%) с интенсивным накоплением флуорантена (3.3 мг/кг) и бенз(б)флуорантена (1.74 мг/кг).

Железнодорожная подзона с суммой ПАУ 7.89 мг/кг более чем в 13 раз уступает по уровню загрязнения автомобильной подзоне. Сумма высокомолекулярных ПАУ в почвах этой подзоны 6.28 мг/кг, или 79.5% всех ПАУ с доминированием флуорантена (4.86 мг/кг). Флуорантен относится к приоритетным полиаренам, образующимся в разных функциональных зонах железных дорог

[79]. Среди низкомолекулярных полиаренов лидируют гомологи нафталина (1.1 мг/кг).

Наименее загрязнена рекреационная зона с суммой ПАУ 4.43 мг/кг, которая на 90% состоит из 4-ядерного флуорантена (3.99 мг/кг).

Таким образом, в городских почвах разных функциональных зон доминируют 2 высокоядерных полиарена – флуорантен и бенз(б)флуорантен, что определяет флуорантеновый тип их загрязнения и свидетельствует о наличии специфических техногенных источников. Кроме выбросов и отходов БЦБК эти 4–5-ядерные ПАУ содержатся в выхлопных газах автотранспорта [9, 13, 28, 70, 76]. Низкомолекулярные летучие 2-3-ядерные нафталин и флуорен, а также 4-ядерный пирен поступают в городские почвы в результате атмосферного переноса продуктов горения лесов [41]. Источником пирена является сжигание угля [78], это обуславливает увеличение его концентраций в почвах Байкальска от выбросов ТЭЦ, пирен также содержится в выхлопных газах автотранспорта [25].

Индикаторные соотношения ПАУ. Отношения индивидуальных ПАУ способны указать на вклад отдельных источников эмиссии в их содержание в почвах [74, 81]. Так, отношение антрацена к сумме антрацена A_0 и фенантрена P_0 дает возможность разделить пирогенные и петрогенные полиарены. Значение $A_0/(A_0+P_0) < 0.1$ диагностирует петрогенные источники ПАУ, > 0.1 – пиролиз углеводородов.

Значения отношения $A_0/(A_0+P_0)$ для почв железнодорожной подзоны Байкальска позволяют охарактеризовать эмиссии полиаренов от испарения креозота при нагреве шпал во время движения железнодорожных составов. Среднее значение $A_0/(A_0+P_0)$ в почвах этой подзоны составляет 0.49, что почти в 2 раза больше среднего значения для всего города и в 12 раз больше, чем в автомобильной подзоне (табл. S2). В железнодорожной подзоне обнаружено наибольшее количество участков с максимальным значением данного отношения (0.99), что связано со значительным поступлением пирогенных ПАУ. Таким образом, отношение $A_0/(A_0+P_0)$ определяет специфику почв железнодорожной подзоны среди других функциональных зон.

Отношение флуорантена к сумме флуорантена и фенантрена $FL_0/(FL_0+P_0)$ широко используется для выявления основных источников эмиссии ПАУ. Значение $FL_0/(FL_0+P_0) = 0.5$ принимается как граница сжигания различных видов топлива, находящихся в разном агрегатном состоянии. Если данный показатель > 0.5 , это указывает на поступление полиаренов преимущественно от сжигания растительной массы или угля, < 0.5 – дизельного топлива, мазута, бензина, < 0.4 – от сжигания сырой нефти [81]. Почти во всех функциональных зонах Байкальска значения данного отношения > 0.5 , наибольшие отмечены в почвах железнодорожной

подзоны (0.81), рекреационной (0.79), промышленной (0.72) зон, автомобильной подзоны (0.70). Наименьший показатель $FL_0/(FL_0+P_0) = 0.49$ зафиксирован в селитебной многоэтажной зоне, что указывает на эмиссию ПАУ от сжигания жидкого топлива, в основном автомобильного топлива в двигателях внутреннего сгорания. Участки с максимальными значениями $FL_0/(FL_0+P_0) 0.97–0.99$ находятся в промышленной зоне и железнодорожной подзоне. Они приурочены к промышленной площадке БЦБК, где происходила разгрузка и погрузка товарной продукции и где сформировалась высококонтрастная аномалия ПАУ, а также к участку, находящемуся между автотрассой “Байкал” и Солзанским полигоном отходов. В почвах железнодорожной подзоны максимальные значения наблюдались вблизи промышленной площадки БЦБК и очистных сооружений данного предприятия.

Парное отношение бенз(к)флуорантена BkF и бенз(б)флуорантена BbF определяет влияние различных источников в зависимости от их удаленности: более высокие значения BkF/BbF свидетельствуют о наличии локальных источников эмиссии (промышленных объектов, транспорта), низкие – об удаленных источниках ПАУ [55]. Наибольшее значение $BkF/BbF = 5.4$ установлено в промышленной зоне в 380 м от трубы ТЭЦ. Высокие средние значения BkF/BbF характерны для почв селитебной многоэтажной (0.57) и промышленной (0.32) зон. При отсутствии собственных источников рекреационная зона испытывает загрязняющее воздействие соседних зон, поэтому отношение BkF/BbF невелико, 0.22.

Оценить расстояние до потенциальных источников ПАУ можно и по отношению 4-ядерных изомеров: бенз(а)антрацена VaA и хризена C_0 . Низкие величины VaA/C_0 соответствуют источникам, находящимся на больших расстояниях, высокие – локальным, таким как автотранспорт и промышленность. Это следует из того, что VaA во время атмосферного переноса разлагается путем фотоллиза и окисления быстрее, чем его изомер C_0 [81]. Наибольшее среднее значение VaA/C_0 установлено в почвах железнодорожной подзоны (0.91), что в 1.9–2.3 раза превышает средние значения в промышленной (0.40) и селитебной одноэтажной (0.47) зонах. Максимум $VaA/C_0 = 3.35$ обнаружен на участке между Транссибирской магистралью и автотрассой “Байкал”. В промышленной зоне максимальное значение 1.07 приурочено к участку в 130 м от золошлакоотвала.

Пространственная структура загрязнения ПАУ почвенного покрова. На карте суммарного содержания ПАУ в верхнем слое почвенного покрова выделяются несколько локальных аномалий, образующих 2 крупных ореола загрязнения, расположенных в западной и восточной частях города.

Экстремально высокие по интенсивности загрязнения локальные аномалии ПАУ показаны на карте пуансонами разного размера, менее контрастные, но протяженные по площади – цветовым фоном, отражающим разные градации загрязнения. По форме все техногенные аномалии ПАУ в почвах вытянуты с севера на юг и имеют концентрическое строение с максимальным содержанием в центре. Наиболее контрастные аномалии ПАУ в почвах приурочены к авто- и железнодорожной транспортной и промышленной зонам.

Восточный ореол загрязнения отличается максимально высокими концентрациями суммы ПАУ и значительной площадью. Наиболее контрастная локальная аномалия ПАУ в почвах расположена восточнее БЦБК, на береговой линии Байкала. Она относится к промышленной зоне – участку, где происходила разгрузка сырья и погрузка готовой продукции комбината. Содержание суммы ПАУ в ее центре составляет 752 мг/кг, что превышает средние фоновые значения в 98 раз. В составе ПАУ доминирует флуорантен (745 мг/кг). Вторая аномалия восточного ореола с максимумом суммы ПАУ 267 мг/кг расположена также в пределах промышленной зоны, в 350 м от ТЭЦ. Здесь преобладает флуорантен (260 мг/кг).

Две другие аномалии не столько контрастны. Одна из них (73.8 мкг/кг) расположена на восточной окраине города в селитебной одноэтажной зоне, где в почвах содержится повышенное количество $C_{орг}$, прочно связывающее ПАУ. В ней доминируют бенз(б)флуорантен (43 мг/кг) и флуорантен (22.9 мг/кг). Центр этой аномалии приурочен к перекрестку автотрассы, где фоновые значения превышены в 7–9 раз. Другая аномалия (66.5 мг/кг) обнаружена в промышленной зоне в 130 м от золошлакоотвала ТЭЦ, рядом проходит ветка железной дороги. В составе ПАУ преобладают флуорантен (36.3 мг/кг) и бенз(б)флуорантен (19.6 мг/кг). На восточной окраине города следует отметить локальную аномалию (30–50 мг/кг), которая охватывает зону погрузки–разгрузки товарных поездов и квартал одноэтажных домов с приусадебными участками, где для отопления и приготовления пищи жителями сжигается древесина.

В центральной части Байкальска на федеральной трассе “Байкал” выделяется локальная аномалия с суммой ПАУ 331 мг/кг, которая находится в 1.4–1.5 км к юго-западу от промышленной площадки БЦБК и ТЭЦ. В аномалии преобладают высокомолекулярные полиарены (325 мкг/кг) с доминированием бенз(б)флуорантена (254 мг/кг) и флуорантена (70 мг/кг).

Западный ореол загрязнения ПАУ, состоящий из нескольких техногенных аномалий, занимает меньшую площадь, но также высококонтрастный. Наиболее высокие концентрации ПАУ

в почвенном покрове приурочены к федеральной автотрассе “Байкал”, где на въезде в город ежедневно наблюдается интенсивный поток машин и наибольшее скопление автотранспорта. Самая западная и самая контрастная (сумма ПАУ до 372 мг/кг) аномалия находится на федеральной автотрассе. По уровню загрязнения она занимает второе место после аномалии на промышленной площадке БЦБК. Как и в других аномалиях, в ней доминируют флуорантен (213 мг/кг) и бенз(б)флуорантен (105 мг/кг). Далее вдоль автотрассы следуют менее контрастные аномалии с содержанием суммы ПАУ 143, 96 и 133 мг/кг. В самой крупной из трех аномалий доминирует бенз(б)флуорантен (118 мг/кг), во второй – бенз(б)флуорантен (52 мг/кг), флуорантен (14 мг/кг) и гомологи нафталина (12 мг/кг), в третьей – флуорантен (65 мг/кг) и бенз(б)флуорантен (52 мг/кг).

Остальные более мелкие аномалии ПАУ в городских почвах, показанные на карте темно-розовым цветом (рис. 2а), менее контрастны, но занимают довольно значительную площадь.

Факторы накопления ПАУ в городских почвах.

Построение регрессионных деревьев позволило оценить пространственное варьирование концентрации ПАУ в зависимости от ландшафтных условий и антропогенных факторов. Анализ проводили по дендрограммам, характеризующим связь между физико-химическими свойствами почв и накоплением низко- и высокомолекулярных полиаренов.

Ведущими факторами накопления высокомолекулярных ПАУ являются кислотно-щелочные условия и органическое вещество почв (рис. S4А). Сумма высокомолекулярных ПАУ в щелочном диапазоне ($\text{pH} > 7.65$) в 3.5 раза больше, чем в нейтральной и кислой среде. Когда $\text{pH} < 7.65$, аккумуляция высокомолекулярных полиаренов значительно (в среднем в 4.5 раза) усиливается при превышении $C_{\text{орг}}$ 7.8% и достигает максимальных значений 19.3 мг/кг в диапазоне pH 5.75–7.65. В случае более низких значений $C_{\text{орг}}$ высокомолекулярные ПАУ интенсивно накапливаются в почвах, обогащенных фракцией мелкой и средней пыли. Вероятно, значительная их часть поступает из аэротехногенных потоков с частицами именно такой размерности. При этом наиболее высокие концентрации ПАУ характерны для почв промышленной и многоэтажной селитебной зон.

Среди высокомолекулярных ПАУ лидирует флуорантен, на долю которого приходится 65.8% их суммы. В его распределении ведущую роль играет гранулометрический состав почв, но однозначной зависимости от содержания тех или иных фракций не наблюдается, что, очевидно, объясняется наличием полиарена в частицах разной размерности в зависимости от источника. Местами фракция тонкого песка (с диаметром частиц 50–250 мкм)

обеднена полиареном, и он аккумулируется в частицах крупной пыли (10–50 мкм). Накопление другого приоритетного поллютанта 5-ядерного бенз(б)флуорантена усиливается в щелочной среде: при $\text{pH} > 7.65$ средняя концентрация полиарена достигает 14.7 мг/кг, что в 1.7 раз больше, чем в нейтральных и кислых условиях. При $\text{pH} < 7.65$ наибольшая концентрация бенз(б)флуорантена 8.88 мг/кг наблюдается при обедненности (<11.2%) частицами диаметром 1–10 мкм.

Распределение 2–3-ядерных полиаренов регулируется кислотно-щелочными условиями с формированием аккумуляций низкомолекулярных ПАУ в щелочной среде (рис. S4Б). Если $\text{pH} < 7.65$, то наибольшие концентрации низкомолекулярных ПАУ наблюдаются в многоэтажной селитебной зоне. В других функциональных зонах накопление низкомолекулярных ПАУ усиливается при удельной электропроводности $EC_{1:5} > 169$ мкСм/см и высоким, более 44.2% содержанием фракции тонкого песка. Связь между уровнем накопления полиаренов и степенью засоления городских почв была ранее отмечена в Восточном округе Москвы [13].

Факторы накопления суммы ПАУ аналогичны факторам распределения высокомолекулярных ПАУ (рис. S3).

Оценка экологической опасности загрязнения городских почв ПАУ. Среди изученных индивидуальных ПАУ БаП и дибензо(аh)антрацен являются наиболее экологически опасными полиаренами, поскольку обладают очень высокой токсичностью и канцерогенной активностью [33, 52]. В РФ ПДК ПАУ в почвах установлены только для БаП. Поэтому для учета экологической опасности загрязнения городских почв всеми рассматриваемыми ПАУ использовались коэффициенты *TEF* [72], показывающие токсичность индивидуальных ПАУ по сравнению с БаП (табл. S3). Экологическая опасность всех изученных ПАУ в городских почвах определялась путем суммирования их содержаний, умноженных на коэффициенты *TEF*, и последующего сравнения суммы с ПДК для БаП путем расчета коэффициента *К_о*.

Проведенный расчет показал, что показатель *К_о* для суммы ПАУ, выраженных через БаП-эквиваленты, в почвенном покрове города варьирует от 1.9 до 318 (табл. 4). Средняя для городских почв сумма БаП-эквивалентов превысила ПДК для БаП в 71 раз, что говорит о высокой экологической опасности загрязнения ПАУ. При этом почвы различных функциональных зон чрезвычайно сильно различаются по опасности загрязнения и ее вариативности, о чем свидетельствуют пределы колебаний показателя *К_о*. Экологическая опасность убывает в ряду функциональных зон: автотранспортная > промышленная > селитебная одноэтажная > транспортная железнодорожная > селитебная

многоэтажная > рекреационная. Для фоновых почв показатель экологической опасности K_o равен 13.6, что подтверждает наличие аэротехногенного воздействия ПАУ на пригородные почвы от выбросов БЦБК, ТЭЦ, транспорта и лесных пожаров.

В целом для г. Байкальска экологическая опасность от загрязнения ПАУ верхнего слоя почвенного покрова на 83.5% обусловлена бенз(б)флуорантеном, на 11% – дибензо(аh)антраценом и только на 2.2% – БаП и на 1.7% – флуорантеном. В промышленной зоне города вклад в сумму токсических эквивалентов наибольший у бенз(б)флуорантена (67.9%) и дибензо(аh)антрацена (18.8%), вклад флуорантена – 7.9%, БаП – 3.2%. В автотранспортной зоне Байкальска опасность загрязнения ПАУ на 89.6% обусловлена бенз(б)флуорантеном, а также дибензо(аh)антраценом – 7.8%. В селитебной одноэтажной зоне экологическая опасность ПАУ на 77.2% определяется бенз(б)флуорантеном, на 7.9% – бенз(а)пиреном, на 10.3% – дибензо(аh)антраценом, на 2.1% – бенз(к)флуорантеном.

Таким образом, максимальный вклад в сумму токсических эквивалентов ПАУ определяет бенз(б)

флуорантен как наиболее экологически опасный полиарен, накапливающийся в верхнем слое почвенного покрова как всего города, так и в наиболее загрязненных функциональных зонах – автотранспортной, промышленной и селитебной с одноэтажной застройкой.

На карте распределения показателя экологической опасности K_o всех ПАУ, выраженных через БаП-эквиваленты, в верхнем слое почвенного покрова выделяются 5 локальных аномалий, расположенных вдоль автотрассы “Байкал” (рис. 2b). Аномалии с наиболее высокими значениями K_o от 300 до 1300 показаны на карте пуансонами разного размера и интенсивности окраски. В точке с чрезвычайно высоким значением $K_o=1300$ опасность практически полностью, на 97% обусловлена бенз(б)флуорантеном, в остальных локальных аномалиях его вклад составляет 79–94%.

Следует отметить менее контрастные, но хорошо выраженные аномалии умеренного уровня опасности на восточной окраине города, западнее Солзанского полигона в одноэтажной жилой зоне ($K_o = 268$) и в восточной части Байкальска ($K_o =$

Таблица 4. Показатель экологической опасности K_o для БаП и суммы БаП-эквивалентов ПАУ в верхнем горизонте почв г. Байкальска

Статистический показатель	Функциональные зоны							
	фоновая (4*)	промышленная (21)	автотранспортная (11)	транспортная ж/д (10)	селитебная многоэтажная (6)	селитебная одноэтажная (12)	рекреационная (8)	среднее в городе (68)
Бенз(а)пирен								
Средний K_o	0.25	1.08	2.82	1.67	0.24	2.68	0.065	1.54
Минимум	0	0	0	0	0	0	0	0
Максимум	0.80	6.40	7.82	4.83	0.95	23.4	0.14	23.4
C_v , %	153	139	89.6	111	157	246	74.5	208
Сумма токсических БаП-эквивалентов ПАУ, мг/кг								
Средняя сумма	273	669	6362	240	230	674	37.8	1415
Средний K_o	13.6	33.4	318	12	11.5	33.7	1.89	70.7
Минимум	1.13	1.14	0.38	0.67	0	0.11	0.21	0
Максимум	45.2	186	1302	32	46	268	5.84	1302
C_v , %	155	152	128	105	158	223	120	277

* В скобках – количество проб.

150–186), одна из которых расположена вблизи ТЭЦ, другая – рядом с золошлакоотвалом ТЭЦ, третья – на участке федеральной автотрассы “Байкал”. Данные уровни показателя K_0 обусловлены в основном влиянием объектов теплоэнергетики, сжиганием древесины в частной застройке, воздействием выбросов автомобильного и железнодорожного транспорта.

Цепочка локальных аномалий вдоль федеральной трассы “Байкал” отличается очень высокими значениями суммы ПАУ (96–372 мг/кг) и высокими и чрезвычайно высокими коэффициентами экологической опасности ($K_0 = 306–1300$), которые обусловлены несколькими полиаренами. В промышленной зоне участки вблизи ТЭЦ и западнее Солзанского полигона с самыми высокими суммами ПАУ (267 и 752 мг/кг) характеризуются низким уровнем экологической опасности ($K_0 = 54–57$), что связано с преобладанием в этих локальных аномалиях флуорантена – его доля составляет 98–99%.

Территория Солзанского полигона на данный момент не отличается высоким уровнем и экологической опасностью загрязнения ПАУ, что можно объяснить реликтовым характером загрязнения. Отходы складировались на полигоне только в 1960-е годы, тогда как промплощадка БЦБК функционировала вплоть до закрытия комбината в 2013 г., что обусловило более чем 10-кратное превышение уровней ПАУ в почвах на промплощадке по сравнению с почвами полигона. Тем не менее утилизация отходов производства БЦБК, размещенных в картах-накопителях Бабхинского и Солзанского полигонов, остается актуальным вопросом. Необходимость рекультивации полигонов обусловлена расположением полигонов вблизи селитебных территорий, в 400 м от оз. Байкал, высокой сейсмичностью района и опасностью схода селей. Экологически безопасная технология переработки накопленных отходов БЦБК основана на вымораживании коллоидных осадков шлам-лигнина в естественных условиях с последующим обезвоживанием и переработкой [2]. Вымораживание осадка позволяет разрушить коллоидную структуру шлам-лигнина, уменьшить его объем до 40% и снизить его токсичность. После внесения добавок (зола ТЭЦ, осадка сточных вод) осадок шлам-лигнина может быть использован для рекультивации нарушенных земель и в сельском хозяйстве [45].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Среди 16 индивидуальных ПАУ, обнаруженных в верхнем слое почв г. Байкальска, преобладают высокомолекулярные полиарены с доминированием флуорантена, составляющего 61% от суммы ПАУ, что определяет тип загрязнения городских почв как флуорантеновый. Сумма всех изученных

углеводородов в городских почвах превышает их фоновые уровни в среднем в 5 раз. Такая относительно невысокая контрастность накопления ПАУ в почвах объясняется повышенным фоном ПАУ вблизи города за счет техногенных выбросов и влияния лесных пожаров. Низкомолекулярные ПАУ в почвах превышают фоновые концентрации в среднем в 12 раз, высокомолекулярные – в 5 раз. Максимальное содержание суммы ПАУ выявлено в почвах 2 зон: автотранспортной и промышленной.

Основными источниками ПАУ в почвах города являются выбросы и отходы БЦБК и Байкальской ТЭЦ, а также авто- и железнодорожного транспорта. В золе ТЭЦ накапливаются нафталин и его гомологи (24 и 34% соответственно), антрацен, фенантрен (9 и 6%) и бенз(б)флуорантен (16% от суммы ПАУ). Шлам-лигнин наиболее обогащен бенз(б)флуорантеном (83% от суммы ПАУ), который определяет тип загрязнения почв отходами производства БЦБК как бенз(б)флуорантеновый. Среди низкомолекулярных ПАУ в шлам-лигнине доминирует нафталин и его гомологи (5 и 4% от суммы ПАУ соответственно).

Техногенная трансформация физико-химических свойств городских почв включает подщелачивание их верхнего слоя. Слабощелочные значения pH имеют почвы промышленной зоны (8.0), полигоны отходов БЦБК (7.8) и транспортной зоны (7.8). Средние значения pH в почвах всех зон соответствуют слабокислому–нейтральному диапазону (6.3–7.4). Рост содержания $C_{орг}$, особенно в почвах промышленной зоны, связан с выбросами органических частиц золы от ТЭЦ и БЦБК. Наименьшее среднее содержание $C_{орг}$ имеют почвы автотранспортной и рекреационной зон (2.3%), наибольшее – селитебной одноэтажной зоны (4.9%), отдельные максимумы зафиксированы в промышленной (13.1%) и селитебной одноэтажной (11.1%) зонах. Повышенное содержание солей в водной вытяжке обусловлено выбросами солевых компонентов БЦБК и использованием противогололедных реагентов. Техногенная трансформация свойств почв в целом благоприятствует накоплению ПАУ на щелочном, сорбционном и биогеохимическом барьерах в верхнем слое.

Методом регрессионных деревьев определены факторы пространственного варьирования концентрации ПАУ в зависимости от почвенных свойств и антропогенных условий. Ведущими факторами накопления высокомолекулярных ПАУ являются кислотно-щелочные условия и содержание органического вещества почв. Концентрация высокомолекулярных полиаренов выше в щелочных условиях, в нейтральной и кислой среде она усиливается с ростом содержания органического углерода. Распределение 2–3-ядерных ПАУ определяется кислотно-щелочными условиями, удельной

электропроводностью и содержанием фракции тонкого песка.

Картографирование суммарного содержания ПАУ в верхнем слое почвенного покрова города выявило два крупных ореола загрязнения на западе и востоке города. В составе ПАУ доминируют высокомолекулярные ПАУ – флуорантен, содержащийся в транспортных и промышленных выбросах, и бенз(б)флуорантен, поступающий с выбросами БЦБК и автотранспорта. Экологическая опасность суммарного загрязнения ПАУ верхнего слоя почвенного покрова на территории города, на 83.5% обусловлена бенз(б)флуорантеном и на 11% – дибензантраценом.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и РГО (проект № 17-29-05055/17), оценка экологической опасности загрязнения ПАУ – в рамках проекта РНФ № 19-77-30004-П.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Дополнительные материалы размещены в электронном виде по DOI статьи: 10.31857/S0032180X24040086.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Богданов А.В., Федотов К.В., Шатрова А.С., Попова Г.Г.* Использование вымороженных коллоидных осадков шлам-лигнина ОАО “Байкальский ЦБК” в качестве почвогрунта // *Экология и промышленность России*. 2020. Т. 24. № 1. С. 24–29. <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2020-1-24-29>
2. *Богданов А.В., Шатрова А.С., Тюкалова О.В., Шкрабо А.И.* Экологически безопасная технология переработки накопленных коллоидных осадков шлам-лигнина ОАО “Байкальский ЦБК” // *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2018. Т. 8. № 3. С. 126–134. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2018-8-3-126-134>
3. *Ветров В.А., Белова Н.И., Пословин А.Л. и др.* Мониторинг уровней тяжелых металлов и микроэлементов в природных средах Байкала. Предварительные результаты и проблемы // *Проблемы регионального мониторинга состояния озера Байкал*. Л.: Гидрометеозидат, 1983. С. 66-77.
4. *Ветров В.А., Климашевская З.А.* Влияние газопылевых выбросов Байкальского целлюлозно-бумажного комбината на атмосферный поток химических веществ в окружающем регионе // *Охрана природы от загрязнения предприятия-ми целлюлозно-бумажной промышленности*. Л., 1985. С. 113-125.
5. *Ветров В.А., Пословин А.Л.* Вклад атмосферных выбросов Байкальского ЦБК в поток пыли и некоторых химических элементов из атмосферы на поверхность Южного Байкала // *Круговорот вещества и энергии в водоемах*. № 8. Антропогенное влияние на водоемы: Тез. докл. V Всесоюз. Лимнолог.совещ. Иркутск, 1981. С. 21-23.
6. *Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г.* Углеродное состояние почв фоновых таежных ландшафтов (юго-западная часть Устьянского плато) // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, География*. 2016. № 3. С. 90-97.
7. *Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах / Под ред. Геннадиева А.Н., Пиковского Ю.И.*. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1996. 192 с.
8. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация). М.: Ойкумена, 2003. 266 с.
9. *Голохваст К.С., Чернышев В.В., Угай С.М.* Выбросы автотранспорта и экология человека (обзор литературы) // *Экология человека*. 2016. № 1. С. 9–14. <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2016-1-9-14>
10. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2011 году. Министерство природных ресурсов и экологии Иркутской области. Иркутск: Мегапринт, 2012. 306 с.
11. *Касимов Н.С.* Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 2013. 208 с.
12. *Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Власов Д.В.* Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах в городских почвах // *Почвоведение*. 2015. № 5. С. 536–553. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15050032>
13. *Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М.* Многолетняя динамика и факторы накопления бенз(а)пирена в почвах (на примере ВАО Москвы) // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение*. 2011. № 2. С. 24–35.
14. *Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М., Тимофеев И.В., Завгородняя Ю.А.* Полициклические ароматические углеводороды в почвах г. Северобайкальска // *География и природные ресурсы*. 2023. № 4 (в печати).
15. *Краснощечков Ю.Н., Горбачев В.Н.* Лесные почвы бассейна озера Байкал. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1987. 115 с.
16. *Кречетов П.П., Дианова Т.М.* Химия почв. Аналитические методы исследования. М.: Географический факультет МГУ, 2009. 148 с.

17. Кузнецова А.И., Пройдакова О.А., Ветров В.А. Элементный состав атмосферных выбросов сульфат-целлюлозного производства // Тез. докл. I Всесоюз. совещ. "Геохимия техногенеза". Т. III. Иркутск, 1985. С. 96–99.
18. Кузьмин В.А. Почвы Предбайкалья и Северного Забайкалья. Новосибирск: Наука, 1988. 174 с.
19. Линевиц Н.Л., Сорокина Л.П. Климатический потенциал самоочищения атмосферы: опыт разно-масштабной оценки // География и природные ресурсы. 1992. № 2. С. 160–165.
20. Майстренко В.Н., Ключев Н.А. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнителей. М.: БИНОМ. Лаб. знаний, 2004. 337с.
21. Маковская Т.И., Дьячкова С.Г. Органические загрязнители в почвенно-растительном покрове зоны влияния шпалопропиточного производства // Вестник Красноярского гос. аграрного ун-та. 2009. №. 6. С. 67–72.
22. Максимова Е.Н., Симонова Е.В. Оценка состояния шлам-лигнина БЦБК по санитарно-микробиологическим показателям // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. 2014. № 5-1. С. 35–38.
23. Максимова Е.Ю., Цибарт А.С., Абакумов Е.В. Полициклические ароматические углеводороды в почвах, пройденных верховым и низовым пожаром // Известия Самарского научного центра РАН. 2013. Т. 15. № 3. С. 63–68.
24. Мартынова А.С., Мартынов В.П. Почвы северной части Байкальского государственного заповедника / Охрана и рациональное использование почв Западного Забайкалья. Улан-Удэ: БФ СО АН СССР, 1980. С. 34–46.
25. Медведева А.В. Микробная деградация полициклических ароматических углеводородов // Известия НАН РК. Серия биологическая и медицинская. 2013. № 5. С. 98–101.
26. Морозова Т.И., Осолкова Т.А., Плешанов А.С. Состояние пихтовых лесов Хамар-Дабана в зоне влияния атмосферных выбросов Байкальского целлюлозно-бумажного комбината // Сибирский экологический журнал. 2005. № 4. С. 701–706.
27. Никифорова Е.М., Алексеева Т.А. Полициклические ароматические углеводороды в почвах придорожных экосистем Москвы // Почвоведение. 2002. № 1. С. 47–58.
28. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е. Полициклические ароматические углеводороды в городских почвах (Москва, Восточный округ) // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1114–1127.
29. Константинова Е.Ю., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Антоненко Е.М., Константинов А.О., Хорошавин В.Ю. Полициклические ароматические углеводороды в почвах промышленных и селитебных зон Тюмени // Известия Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2018. Т. 329. № 8. С. 66–79.
30. Почвенная карта РСФСР. М-б 2 500 000. М.: ГУГК, 1988.
31. Производство целлюлозы, древесной массы, бумаги, картона. ИТС1-2015. М., 2015. 479 с.
32. Ратанова М.П. Экологические основы общественного производства. Смоленск: СГУ, 1999. 176 с.
33. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 223 с.
34. Родькина И.А., Кравченко Н.С., Бондарик И.Г., Самарин Е.Н., Зеркаль О.В. К вопросу об иммобилизации отходов Байкальского ЦБК для снижения токсикологической нагрузки на экосистему озера Байкал // Ломоносовские чтения—2018. Секция Геология. М.: Геологический факультет МГУ им. М. В. Ломоносова, 2018.
35. Родькина И.А., Самарин Е.Н., Зеркаль О.В., Чернов М.С., Кравченко Н.С. Нейтрализация влияния Байкальского ЦБК на окружающую среду. Ч. 1 // Твердые бытовые отходы. 2021. № 3. С. 49–52.
36. СанПиН 1.2.3685-21 "Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания". 2021. С. 751–754.
37. Территориальное развитие г. Байкальска и его природной зоны. Иркутск, 2003. 191 с.
38. Убугунов Л.Л., Убугунова В.И., Белозерцева И.А., Гынинова А.Б., Сороковой А.А., Убугунов В.Л. Почвы и почвенный покров бассейна оз. Байкал // География и природные ресурсы. 2018. № 4. С. 76–87. <https://doi.org/10.1134/S1875372818040066>
39. Хаустов А.П., Редина М.М. Фракционирование полициклических ароматических углеводородов на геохимических барьерах // Вестник Санкт-Петербургского ун-та. Науки о Земле. 2021. Т. 66. № 1. С. 123–143. <https://doi.org/10.21638/spbu07.2021.108>
40. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Ассоциации полициклических ароматических углеводородов в пройденных пожарами почвах // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2011. №. 3. С. 13–19.
41. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Полициклические ароматические углеводороды в почвах: источники, поведение, индикационное значение (обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 788–802. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13070125>
42. Цыбжитов Ц.Х., Мартынов В.П. Структура почвенного покрова Западного Забайкалья / Генезис и плодородие почв Западного Прибайкалья. Улан-Удэ, 1983. С. 3–22.
43. Цыбжитов Ц.Х., Убугунова В.И. Генезис и география таежных почв бассейна озера Байкал. Улан-Удэ: Бурят.кн. изд-во, 1992. 240 с.

44. Чернянский С.С., Геннадиев А.Н., Алексеева Т.А., Пиковский Ю.И. Органофильность дерново-глеевой почвы с высоким уровнем загрязнения полициклическими ароматическими углеводородами // Почвоведение. 2001. № 11. С. 1312–1322.
45. Шатрова А.С., Богданов А.В., Шкрабо А.И., Алексеева О.В. Технология переработки отходов целлюлозно-бумажной промышленности в почвогрунты с использованием естественных природных процессов // Известия Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2022. Т. 333. № 8. С. 153–162. <https://doi.org/10.18799/24131830/2022/8/3658>
46. Шурубор Е.И., Геннадиев А.Н. Миграция и аккумуляция полициклических ароматических углеводородов в орошаемых почвах Черных земель (Калмыкия) // Почвоведение. 1992. № 10. С. 97–111.
47. Экогеохимия городских ландшафтов. Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во Моск ун-та, 1995. 336 с.
48. Экологический атлас бассейна озера Байкал. Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Соцавы СО РАН, 2015. 145 с.
49. Яковлева Е.В., Габов Д.Н. Механизмы накопления полициклических ароматических углеводородов в почвах и растениях тундровой зоны Республики Коми под влиянием добычи и сжигания угля // Антропогенная трансформация природной среды. 2018. № 4. С. 207–211.
50. Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Накопление полициклических ароматических углеводородов в почвах и растениях тундровой зоны под воздействием угледобывающей промышленности // Почвоведение. 2016. № 11. С. 1402–1412. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16090148>
51. Ahmed T.M., Bergvall C., Westerholm R. Emissions of particulate associated oxygenated and native polycyclic aromatic hydrocarbons from vehicles powered by ethanol/gasoline fuel blends // Fuel. 2018. V. 214. P. 381–385. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.11.059>
52. Alegbeleye O.O., Opeolu B.O., Jackson V.A. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Critical Review of Environmental Occurrence and Bioremediation // Environ. Managem. 2017. V. 60. P. 758–783. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0896-2>
53. Amato F., Favez O., Pandolfi M., Alastuey A., Querol X., Moukhtar S., Bruge B., Verlhac S., Orza J.A.G., Bonnaire N., Le Priol T., Petit J.-F., Sciare J. Traffic induced particle resuspension in Paris: Emission factors and source contributions // Atmospheric Environ. 2016. V. 129. P. 114–124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.022>
54. Amato F., Pandolfi M., Moreno T., Furger M., Pey J., Alastuey A., Bukowiecki N., Prevot A.S.H., Baltensperger U., Querol X. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities // Atmospheric Environment. 2011. V. 45. P. 6777–6787. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.003>
55. Aubin S., Farant J.P. Benzo(b)fluoranthene, a Potential Alternative to Benzo(a)pyrene as an Indicator of Exposure to Airborne PAHs in the Vicinity of Söderberg Aluminum Smelters // J. Air Waste Management Association. 2000. V. 50. P. 2093–2101. <https://doi.org/10.1080/10473289.2000.10464236>
56. Borda-da-Agua L., Barrientos R., Beja P., Pereira H.M. Railway ecology. SpringerOpen, 2017. 320 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7>
57. Demetriades A., Birke M. Urban geochemical mapping manual: sampling, sample preparation, laboratory analysis, quality control check, statistical processing and map plotting. Brussels: EuroGeoSurveys, 2015. 162 p. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.024>
58. Devos O., Combet E., Tassel P., Paturel L. Exhaust emissions of PAHs of passenger cars // Polycyclic Aromatic Compounds. 2006. V. 26. P. 69–78. <https://doi.org/10.1080/10406630500519346>
59. Fang X., Wu L., Zhang Q., Zhang J., Mao H. Characteristics, emissions and source identifications of particle polycyclic aromatic hydrocarbons from traffic emissions using tunnel measurement // Transportation Research Part D. 2019. V. 67. P. 674–684. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.02.021>
60. Fengpeng H., Zhang Z., Yunyang W., Song L., Liang W., Qingwei B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Beijing and Tianjin region: Vertical distribution, correlation with TOC and transport mechanism // J. Environ. Sci. 2009. V. 21. P. 675–685. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62323-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62323-2)
61. Fu W., Xu M., Sun K., Hu L., Cai W., Dai C., Jia Y. Biodegradation of phenanthrene by endophytic fungus *Phomopsis liquidambari* *in vitro* and *in vivo* // Chemosphere. 2018. V. 203. P. 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.164>
62. Gevao B., Jones K.C. Kinetics and potential significance of polycyclic aromatic hydrocarbon desorption from creosote-treated wood // Environ. Sci. Technol. 1998. V. 32. № 5. P. 640–646. <https://doi.org/10.1021/es9706413>
63. Hao X., Zhang X., Cao X., Shen X., Shi J., Yao Z. Characterization and carcinogenic risk assessment of polycyclic aromatic and nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in exhaust emission from gasoline passenger cars using on-road measurements in Beijing, China // Sci. Total Environ. 2018. V. 645. P. 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.113>
64. Huang Y., Sui Q., Lyu S., Wang J., Huang S., Zhao W., Wang B., Xu D., Kong M., Zhang Y., Yu G. Tracking emission sources of PAHs in a region with pollution-intensive industries, Taihu Basin: from potential pollution sources to surface water // Environ. Pollut. 2020. V. 264. P. 114674. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114674>

65. *Jacob J.* The significance of polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental carcinogens. 35 years research on PAH – a retrospective // *Polycycl. Aromat. Compd.* 2008. V. 28. P. 242–272. <https://doi.org/10.1080/10406630802373772>
66. *Kim A., Park M., Yoon T.K., Lee W.S., Ko J.J., Lee K., Bae J.* Maternal exposure to benzo(b)fluoranthene disturbs reproductive performance in male offspring mice // *Toxicol. Lett.* 2011. V. 203. P. 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2011.03.003>
67. *Kohler M., Künniger T.* Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from creosoted railroad ties and their relevance for life cycle assessment (LCA) // *Holz/Roh- und Werkstoff.* 2003. V. 61. P. 117–124. <https://doi.org/10.1007/s00107-003-0372-y>
68. *Liu S., Zhan C., Zhang J., Liu H., Xiao Y., Zhang L., Guo J., Liu X., Xing X., Cao J.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in railway stations dust of the mega traffic hub city, central China: Human health risk and relationship with black carbon // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 2020. V. 205. P. 111155. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111155>
69. *Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.* Effects of anthropopressure and soil properties on the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the upper layer of soils in selected regions of Poland // *Appl. Geochem.* 2009. V. 24. P. 1918–1926. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.07.005>
70. *Manoli E., Chelioti-Chatzidimitriou A., Karageorgou K., Kouras A., Voutsas D., Samara C., Kampanos I.* Polycyclic aromatic hydrocarbons and trace elements bounded to airborne PM 10 in the harbor of Volos, Greece: Implications for the impact of harbor activities // *Atmospheric Environ.* 2017. V. 167. P. 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.001>
71. *Mętrak M., Chmielewska M., Sudnik-Wójcikowska B., Wiłkomirski B., Staszewski T., Suska-Malawska M.* Does the function of railway infrastructure determine qualitative and quantitative composition of contaminants (PAHs, heavy metals) in soil and plant biomass? // *Water, Air, Soil Poll.* 2015. V. 226. P. 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2516-1>
72. *Nisbet C., LaGoy P.* Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // *Regulatory Toxicology and Pharmacology.* 1992. V. 16. P. 290–300. [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(92\)90009-X](https://doi.org/10.1016/0273-2300(92)90009-X)
73. *Qi P.Z., Qu C.K., Albanese S., Lima A., Cicchella D., Hope D., Cerino P., Pizzolante A., Zheng H., Li J.J., De Vivo B.* Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from Caserta provincial territory, southern Italy: Spatial distribution, source apportionment, and risk assessment // *J. Hazardous Mater.* 2020. V. 383. P. 121158. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121158>
74. *Stogiannidis E., Laane R.* Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: An overview of possibilities // *Rev. Environ. Contaminat. Toxicol.* 2015. V. 234. P. 49–133. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10638-0_2
75. *Tang L., Tang X.-Y., Zhu Y.-G., Zheng M.-H., Maio Q.-L.* Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China // *Environ. Int.* 2005. V. 31. P. 822–828. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.031>
76. *Valavanidis A., Fiotakis K., Vlahogianni T., Bakeas E.B., Triantafyllaki S., Paraskevopoulou V., Dassenakis M.* Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece) // *Chemosphere.* 2006. V. 65. P. 760–768. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.052>
77. *Wang J., Liu X., Liu G., Zhang Z., Cui B., Bai J., Zhang W.* Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene // *Ecotox. Environ. Safe.* 2019. V. 173. P. 331–338. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.037>
78. *Wang Q., Li Q., Tsuboi Y., Zhang Y., Zhang H., Zhang J.* Decomposition of pyrene by steam reforming: the effects of operational conditions and kinetics // *Fuel Process. Technol.* 2018. V. 182. P. 88–94. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.08.008>
79. *Wiłkomirski B., Galera H., Staszewski T., Sudnik-Wójcikowska B., Malawska M.* Railway tracks – habitat conditions, contamination, floristic settlement – a review // *Environment and Natural Resources Research,* 2012. V. 2. P. 86–95. <https://doi.org/10.5539/enrr.v2n1p86>
80. *Wiłkomirski B., Sudnik-Wójcikowska B., Galera H., Wierzbicka M., Malawska M.* Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution // *Water Air Soil Poll.* 2011. V. 218. P. 333–345. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0645-0>
81. *Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R., Mitchell R.H., Goyette D., Sylvestre S.* PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition // *Org. Geochem.* 2002. V. 33. P. 489–515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5)
82. *Zhang J., Zhan C., Liu H., Liu T., Yao R., Hu T., Xiao W., Xing X., Xu H., Cao J.* Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), iron and black carbon within street dust from a steel industrial city, Central China // *Aerosol Air Qual. Res.* 2016. V. 16. P. 2452–2461. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.02.0085>

Ecological and Geochemical Assessment of the State of Soils in the City of Baikalsk According to the Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

N. E. Kosheleva¹, E. M. Nikiforova¹, and N. B. Zhaxylykov^{1, *}

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: niyaz.zh@mail.ru*

The pollution of the topsoils of the city of Baikalsk (Irkutsk region) under the influence of industrial emissions and wastes of the Baikal Pulp and Paper Mill (BPPM) was studied. The content of 16 individual PAH structures in samples of urban and background soils taken during the soil geochemical survey in the summer of 2019 was analyzed. Relatively low levels of PAH content were found in the lignin sludge from the BPPM and CHP ash. The concentration of total PAHs in CHP ash reaches 46 mg/kg with a predominance of low molecular weight compounds (the proportion of naphthalene and its homologues is 24% and 34% of the total PAHs, respectively), among high molecular weight PAHs, 5-nuclear benzo(b)fluoranthene dominates (16%). In lignin sludge, the amount of PAHs is 7.16 mg/kg with the predominance of benzo(b)fluoranthene (83%). In the soils of Baikalsk, the average total content of PAHs (38.4 mg/kg) is 5 times higher than the background content. In urban soils, 4–5-nuclear fluoranthene (61.1%) and benzo(b)fluoranthene (29.4%) prevail. This makes it possible to attribute soil pollution to the fluoranthene type. The soils of the motor transport (total PAH 105 mg/kg) and industrial (59.5 mg/kg) zones are the most polluted, where the most contrasting PAH anomalies were formed. In descending order of the amount of PAHs, the land use zones of the city form a series: motor transport > industrial > residential one-storey > railway transport > residential multi-storey > recreational zone. Several local anomalies in the amount of PAHs are distinguished, forming two large pollution halos in the western and eastern parts of the city. The leading factors in the accumulation of high molecular weight PAHs in soils are acid-alkaline conditions and soil organic matter, while the accumulation of low molecular weight polyarenes is mainly controlled by pH. The environmental hazard of pollution of Baikalsk soils with polyarenes is due to benzo(b)fluoranthene, its contribution is 83.5%.

Keywords: PAH, technogenic anomalies, toxic equivalency factors, regression trees, Urbic Technosols