

Номер 3

ISSN 0032-180X

Март 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 3, 2024

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Формирование почв на суглинистых отложениях
в техногенных ландшафтах таежной зоны северо-востока
европейской части России

*И. А. Лиханова, Е. Г. Кузнецова, Ю. В. Холопов,
С. В. Денева, Е. М. Лаптева*

375

ХИМИЯ ПОЧВ

Методы измерений массовой доли углерода органических соединений
в почвах, содержащих карбонаты (обзор)

Е. В. Шамрикова, Е. В. Ванчикова, Е. В. Кызьюрова, Е. В. Жангуров

394

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Влияние загрязнения Ag, Bi, Te и Tl
на ферментативную активность чернозема обыкновенного

*Т. В. Минникова, С. И. Колесников, Н. А. Евстегнеева,
А. Н. Тимошенко, Н. И. Цепина, К. Ш. Казеев*

412

Чистая первичная продукция степных экосистем
и причины ее пространственной изменчивости

А. А. Титлянова, Е. К. Вишнякова, Е. Н. Смоленцева

428

Аккумуляция углерода в торфяных почвах пойменных болот
северо-востока Среднерусской возвышенности

Е. М. Волкова, О. А. Леонова, А. В. Головченко

439

Экологические особенности и адаптационные возможности
цианобактерий пустынных экосистем (обзор)

Ю. В. Батаева, Л. Н. Григорян

451

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Оценка экотоксичности таллия по биологическим свойствам почв

*Н. А. Евстегнеева, С. И. Колесников, А. Н. Тимошенко,
Т. В. Минникова, Н. И. Цепина, К. Ш. Казеев*

470

Влияние весенних палов на свойства гумусового горизонта чернозема
(юго-восток Западной Сибири)

*И. Н. Семенков, С. А. Леднев, Г. В. Клинк, Д. П. Касымов,
М. В. Агафонцев, С. Н. Кострова, Т. В. Королева*

482

Микропластик в почвах Холмов Тала, Восточная Антарктида

Т. И. Кухарчик, С. В. Какарека, К. О. Рябычин

493

Сезонное влияние пирогенного угля на надземное и подземное разложение
различных типов опада в бореальных лесах

С. В. Брянин, А. В. Кондратова, А. В. Данилов, Е. С. Сулопарова

506

Contents

No 3, 2024

GENESIS AND GEOGRAPHY OF SOILS

Soil Formation on Loamy Deposits in Technogenic Landscapes
of the Taiga Zone in the North- Eastern Part of European Russia

*I. A. Likhanova, E. G. Kuznetsova, Yu. V. Kholopov,
S. V. Deneva, and E. M. Lapteva*

375

SOIL CHEMISTRY

Methods For Measuring Organic Carbon Content In Carbonate Soils (Review)

E. V. Shamrikova, E. V. Vanchikova, E. V. Kyzurova, and E. V. Zhangurov

394

SOIL BIOLOGY

Assessment of Enzymatic Activity of Haplic Chernozem Soils Contaminated
with Ag, Bi, Te, and Tl

*T. V. Minnikova, S. I. Kolesnikov, N. A. Evstegneeva,
A. N. Timoshenko, N. I. Tsepina, and K. Sh. Kazeev*

412

Net Primary Production of Steppe Ecosystems and the Reasons for its Spatial Variability

A. A. Titlaynova, E. K. Vishnyakova, and E. N. Smolentseva

428

Carbon accumulation in peat soils of floodplain mires
of the North-east of the Middle-Russian Upland

E. M. Volkova, O. A. Leonova, and A. V. Golovchenko

439

Ecological Features and Adaptive Capabilities of Cyanobacteria
in Desert Ecosystems (Review)

Yu. V. Bataeva, and L. N. Grigoryan

451

DEGRADATION, REHABILITATION, AND CONSERVATION OF SOILS

Assessment of the Ecotoxicity of Thallium According to the Biological Properties of Soils

*N. A. Evstegneeva, S. I. Kolesnikov, A. N. Timoshenko,
T. V. Minnikova, N. I. Tsepina, and K. Sh. Kazeev*

470

Influence of Spring Burns on the Properties of Humus Horizon
of Chernozem in the Southeast of Western Siberia

*I. N. Semenov, S. A. Lednev, G. V. Klink, D. P. Kasymov,
M. V. Agafontsev, S. N. Kostrova, and T. V. Koroleva*

482

Microplastics in the Soils of the Thala Hills, East Antarctica

T. I. Kukharchyk, S. V. Kakareka, and K. O. Rabychyn

493

Season-Dependent Effect of Fire-Derived Charcoal
on Above- and Belowground Litter Decomposition in Boreal Forests

S. V. Bryanin, A. V. Kondratova, A. V. Danilov, and E. S. Susloparova

506

ФОРМИРОВАНИЕ ПОЧВ НА СУГЛИНИСТЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ В ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ ТАЕЖНОЙ ЗОНЫ СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

© 2024 г. И. А. Лиханова^{а, *}, Е. Г. Кузнецова^а, Ю. В. Холопов^а,
С. В. Денева^а, Е. М. Лаптева^а

^аИнститут биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,
Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167982 Россия

*e-mail: likhanova@ib.komisc.ru

Поступила в редакцию 25.05.2023 г.

После доработки 25.10.2023 г.

Принята к публикации 25.10.2023 г.

Рассмотрено формирование почв на суглинистых отложениях в ходе первичной сукцессии растительности после биологической рекультивации техногенно нарушенной территории (карьер). Исследования проводили в подзоне средней тайги на северо-востоке европейской части России (Республика Коми). Показано, что посадка культур ели сибирской на территории карьера активизирует формирование древесного яруса и способствует ускорению процессов формирования почв. В дренированных условиях к началу третьего десятилетия сукцессии в почвах карьера отмечены: обособление органогенных горизонтов (подстилок), снижение плотности почв в верхней минеральной части профиля, тенденция к перераспределению и дифференциации в профиле илстой фракции и соединений железа и алюминия. Последнее может свидетельствовать о начале элювирования. Неоднородность поверхности карьера (наличие повышений и понижений с перепадом высот до 2–6 м) способствует перераспределению влаги в пределах карьера и появлению участков с поверхностным переувлажнением почв. В этих условиях усиливается роль консервации органических остатков (оторфовывание) и активизируются процессы глееобразования. В ряду увеличения поверхностного переувлажнения почв четко прослеживается возрастание кислотности, запасов углерода и азота, что характерно для аналогичного ряда фоновых почв. Рассчитана скорость аккумуляции органического углерода в формирующихся на карьере почвах. В дренированных условиях она для слоя 0–20 см составляет 0.4 т/га в год. Возрастание поверхностного переувлажнения почв способствует ее повышению до 1.0–1.2 т/га в год. В верхней 20-сантиметровой толще профиля запасы C_{org} в молодых почвах в 2–4 раза меньше по сравнению с фоновыми.

Ключевые слова: первичное почвообразование, поверхностное переувлажнение, почвенный углерод, карьер, рекультивация

DOI: 10.31857/S0032180X24030017, **EDN:** YIXZWK

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время все более расширяющееся техногенное воздействие на природные экосистемы обуславливает увеличение площади нарушенных земель. В связи с этим особую актуальность приобретают работы, направленные на выявление закономерностей восстановления почвенно-растительного покрова на нарушенных территориях в зависимости от биоклиматических условий региона или характера почвообразующих пород [5, 21]. Исследователями подчеркивается ключевая роль почвенно-растительного покрова в формировании

пула углерода в наземных экосистемах, его влияние на качество окружающей среды за счет активизации процессов очищения воздуха и природных (почвенно-грунтовых, грунтовых, поверхностных) вод, благоприятного влияния на микроклимат и биоразнообразие ландшафтов [1, 21, 46]. Активизировать процессы формирования почв и растительности позволяют рекультивационные мероприятия [5, 21, 49, 52].

Удобным объектом для изучения регенерации современных экосистем являются карьеры, образовавшиеся после добычи полезных ископаемых

открытым способом [1, 20]. Восстановительный процесс на них наиболее приближен к природному сценарию первичных сукцессий и позволяет выявлять закономерности формирования и развития наземных экосистем с учетом биоклиматических и экотопических условий. Изучение особенностей формирования почв в техногенных ландшафтах на почвообразующих породах различного гранулометрического состава дает возможность получить фактический материал о скорости и направленности первичного почвообразования в различных условиях.

В работах, посвященных начальному педогенезу, выявлены закономерности дифференциации почвенного профиля, динамика физических и химических свойств, влияние разнообразия гранулометрического и минералогического составов почвообразующего субстрата на скорость почвообразования и его направленность, взаимодействие и взаимовлияние биотических и абиотических компонентов и др. [1, 12, 13, 16, 21, 28, 31, 39, 40, 49, 50]. Установлено, что основные процессы, определяющие формирование профиля молодых почв, — это биогенная аккумуляция и трансформация органического вещества [4, 21]. Некоторые авторы считают, что интенсивность формирования почв в значительной степени определяется различиями в свойствах пород [33]. Влияние породы на скорость ее преобразования максимально на начальном этапе педогенеза, оно снижается с возрастом почвы по мере усиления процессов выветривания и почвообразования [7]. Химически процессы педогенеза проявляются значительно раньше, чем морфологически [21].

Одним из решающих факторов, обуславливающих интенсивность и направленность процессов почвообразования, является гидрологический режим почв [14]. Антропогенная деятельность может существенно изменять рельеф местности, в связи с чем формирование почв на посттехногенных территориях, как правило, протекает в разных условиях увлажнения, особенно при отсутствии планировки поверхности (при наличии перепада высот) [8, 44]. Анализ литературы [1, 21] показал, что до настоящего времени на нарушенных территориях исследовали процессы формирования почвенно-растительного покрова при их развитии в автоморфных условиях, влияние рельефа местности и условий увлажнения на первичное почвообразование изучено в меньшей мере. Исследования [49], проведенные на карьерах с обнаженными в ходе техногенеза древнеаллювиальными песками, показали наличие определенных различий в скорости накопления и трансформации почвенного органического вещества в формирующихся почвах в зависимости от особенностей их увлажнения. Это обусловило необходимость продолжения аналогичных работ на других типах субстратов.

Цель работы — исследование особенностей почвообразования в ходе первичной сукцессии растительности на суглинистых отложениях в подзоне средней тайги на европейском северо-востоке России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Район исследований расположен на пологоувалистой равнине (160–190 над ур. м.), сложенной триасовыми породами, перекрытыми моренными валунными суглинками с плащом надморенных пылеватых суглинков, являющихся почвообразующими породами [6]. Согласно почвенно-географическому районированию [32], участок исследований относится к Луза-Сысольскому округу подзолистых и болотно-подзолистых почв подзоны средней тайги. Для рассматриваемой территории характерны мелкоконтурные сочетания почв с разной степенью увлажнения, что связано с недостаточной дренированностью территории, преобладанием осадков над испаряемостью и особенностями рельефа. По ботанико-географическому районированию [30], территория приурочена к полосе среднетаежных лесов Кольско-Печорской подпровинции Североевропейской таежной провинции Евразийской таежной (хвойнолесной) области. Под зеленомошными лесами развиты подзолистые пылеватосуглинистые почвы. В ряду увеличения поверхностного увлажнения они сменяются торфянисто-подзолисто-глееватыми почвами, формирующимися под пологом ельников долгомошных, затем — торфяно-подзолисто-глеевыми почвами под березово-еловыми сфагновыми лесами. Центральные части плоскоравнинных водоразделов, депрессии рельефа заняты массивами сфагновых болот с торфяными олиготрофными почвами [6].

Климат района исследования умеренно-континентальный, характеризуется длительной холодной зимой с устойчивым снежным покровом и коротким прохладным летом. Средняя температура июля +16.7°C, января — –15.2°C, среднегодовая температура +0.4°C; сумма температур выше +10°C составляет 1450°C при продолжительности периода активной вегетации 100 дней. За год осадков выпадает 560 мм [23].

Объектом исследования послужил карьер “Новый аэропорт” (61°35'49" N, 50°30'37" E площадью 28 га) (рис. 1). Его территория приурочена к третьей надпойменной террасе р. Сысола с абсолютными отметками поверхности 166–180 м над ур. м. Карьер разрабатывали с 1984 по 1994 гг. для добычи суглинка. Выработка грунта привела к снижению абсолютных отметок в карьере до 144–162 м над ур. м. В 2000 г. на территории площадью 10.1 га проведены лесорекультивационные работы, включающие посадку двухлетних сеянцев ели сибирской (густота 5 тыс. шт./га). Внесение

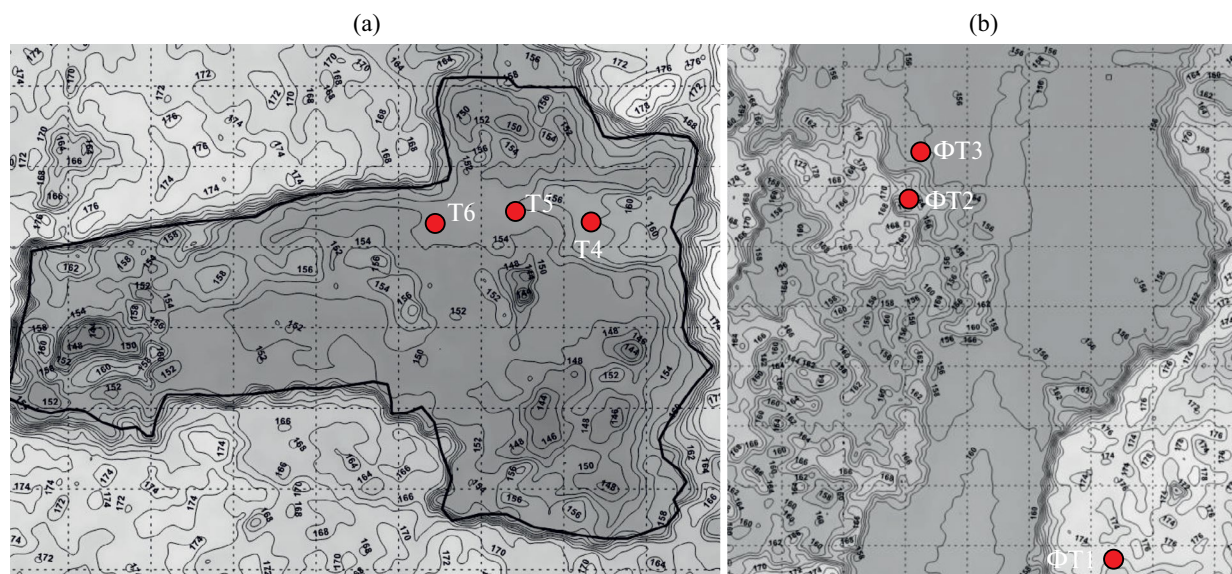


Рис. 1. Карты-схемы территории расположения карьера «Новый аэропорт» (а) и окрестностей (б) с обозначением ключевых участков. Сплошные горизонталы проведены через 2 м. (Карты-схемы составлены с использованием программ QGIS, Google Earth Pro, SAS. Планета; источник — картографическая база данных ArcticDEM <https://www.pgc.umn.edu/data/arcticdem/>). ● — местоположение ключевых участков с опорными разрезами.

органических и минеральных удобрений не проводили. Планировка поверхности дна карьера выполнена некачественно, что обусловило неоднородность рельефа и наличие различных экотопов (сухих, свежих и влажных) в его границах. Для проведения исследований на карьере заложены 10 участков, отличающихся по структуре и строению растительного покрова, а также специфике и особенностям увлажнения формирующихся почв (от автоморфных до гидроморфных). Ключевыми послужили три участка, выбранные для каждого биотопа: Т4 — сосново-еловый лес разнотравно-моховой на пелоземе гумусовом (155 м над ур. м.) (хорошо дренированные условия почвообразования); Т5 — сосново-еловый щучковый лес на пелоземе гумусовом потечно-гумусовом (153 м над ур. м.) (нарастание поверхностного переувлажнения); Т6 — осоковник на глееземе торфянистом иловато-перегнойном (151 м над ур. м.) (застойное поверхностное переувлажнение) (табл. 1).

Фоновой послужила территория вблизи карьера (рис. 1), на которой было заложено 9 участков. Ключевыми выбраны три: ФТ1 — ельник чернично-зеленомошный на подзолистой почве (175 м над ур. м.) (автоморфные условия); ФТ2 — ельник осоково-сфагновый на торфяно-подзолисто-глеевой (169 м над ур. м.) (полугидроморфные); ФТ3 — сосняк сфагновый на торфяной олиготрофной (164 м над ур. м.) (гидроморфные) (табл. 1).

В 2022 г. на выбранных участках сделаны геоботанические описания [3], заложены опорные разрезы. Проведено морфологическое описание

почвенных профилей по горизонтам (при слабой развитости профиля — послойно), отобраны образцы почв для физико-химических исследований, определена плотность почв в ненарушенном сложении (повторность трехкратная). На ключевых участках с мая по ноябрь 2022 г. определяли полевую влажность весовым методом (послойно через каждые 10 см, повторность трехкратная) и измеряли температуру почв портативным почвенным термометром HI 98509 Checktemp1 HANNA.

Физико-химические исследования выполняли в отделе почвоведения и сертифицированной Эко-аналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН. pH водной ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) и солевой (pH_{KCl}) суспензий определяли потенциометрически (ГОСТ 26423-85¹ и ГОСТ 26483-85² соответственно); гранулометрический состав — по Качинскому [8]; плотность твердой фазы почв — пикнометрическим методом, влажность завядания (**ВЗ**) и наименьшую влагоемкость (**НВ**) — традиционными методами, полную влагоемкость (**ПВ**) — расчетным способом [8]. Содержание оксалата растворимых соединений железа (Fe_{ox}) и алюминия (Al_{ox}) оценивали методом Тамма, дитиониторастворимых (Fe_{dith}) — по Мера—Джексону [36]. Для характеристики степени гидроморфизма почв использовали

¹ ГОСТ 26423-85 Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, pH и плотного остатка водной вытяжки. М.: Стандартинформ, 2011. 6 с.

² ГОСТ 26483-85 Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH по методу ЦИНАО. М.: Стандартинформ, 2011. 6 с.

Таблица 1. Характеристика объектов исследования на ключевых участках

Участок, абсолютная высота над ур. м., м	Растительное сообщество	Название почвы по классификации почв России	Название почвы по WRB	Горизонт, глубина, см	Окраска горизонтов по шкале Манселла*
Территория карьера					
T4, 154–156	Молодой сосново-еловый лес моховой	Пелозем гумусовый грубогумусированный элювиированный глееватый остаточно-карбонатный	Calcaric Stagnic Regosol	Wao(0–0.5)–C ^{hi} (0.5–1)–C ⁼ el(1–4)–C ⁼ g,ca(4–8(12))–C ⁼ ca(12–40)–C ⁼ ca,g(40–60)–C ⁼ ca,g(60–77)–C ⁼ ca,g(77–110)	10YR3/4–10YR5/4–10YR5/4–10YR5/4–10YR 5/4–10YR 5/4–5/4–10YR5/4–10YR5/6–10YR5/6–10YR5/8
	Молодой сосново-еловый лес щучковый	Пелозем гумусовый грубогумусированный потечно-гумусовый элювиированный глееватый	Stagnic Regosol	Wlao(0–3)–W2ao(3–4)–C ⁼ g,hi(4–5)–C ⁼ el,g(5–10)–C1 ⁼ g(10–15)–C2 ⁼ g(15–46)–C3 ⁼ g(46–64)–C4 ⁼ g(64–90)	10YR3/3–10YR4/2–10YR4/3–10YR5/6–10YR5/6–10YR5/6–10YR5/6–10YR6/3
	Осоковник	Глеезем торфянистый иловато-перетнойный потечно-гумусовый	Histic Gleysols Dystric	Tmr (0–10)–C ⁼ g,hi(10–11)–C1 ⁼ g(11–20)–C2 ⁼ g (20–40)–CG(40–60)	10YR3/4–10YR5/3–10YR5/4–10YR5/6–10YR6/3
Фоновая территория					
ФТ1, 174–176	Ельник чернично-зеленомошный	Подзолистая грубогумусированная глееватая потечно-гумусовая	Albic Follic Retisol	Oao(0–8)–ELg,hi(8–20)–ELBg(20–42(51))–BT1(42(51)–60(62))–BT2(60(62)–90)–BC(90–125)	10YR3/4–7.5YR6/3–10YR6/4–7.5YR5/4–10YR5/6–10YR5/8
	Ельник осоково-сфагновый	Торфяно-подзолисто-глееватая потечно-гумусовая	Albic Haplic Retisol	T1(0–5)–T2(5–15(16))–T3(15(16)–20(21))–ELhi(20(21)–25)–ELg,hi(25–28(30))–ELg,hi(28(30)–44)–BELg(44–60)–BT1g(60–72)–BT2g(72–92)–BCg(92–125)	10YR3/3–10YR5/3–10YR5/3–10YR4/6–10YR8/2–10YR7/3–10YR6/4–10YR5/8–10YR5/8–10YR5/6
ФТ3, 164	Сосняк сфагновый	Торфяная олиготрофная перетнойно-торфяная	Dystric Fibric Histosol	TO1(0–10)–TO2(10–30)–Th(30–45)–Th(45–65)–Ghi(65–80)	7.5YR5/3–7.5YR4/4–7.5YR4/4–7.5YR3/4–7.5YR7/2

Примечание. Цвет по оптической системе Манселла приведен для воздушно-сухих образцов.

критерий Швертманна — соотношение содержания в почвах оксалато- и дитиониторастворимых соединений железа ($Fe_{ox} : Fe_{dith}$) [10]. Содержание общего азота (N) оценивали методом газовой хроматографии на элементном CHNS-O анализаторе EA 1100 (CarloErba, Италия), органического углерода (C_{org}) — по Тюрину с фотометрическим окончанием. Рассчитывали запасы элементов (Q) в отдельных горизонтах (слоях) почв и в сумме для слоев 0–20, 0–50, 0–100 см (включая органо-генный горизонт) [34].

Элементный состав определяли приближенно-количественным методом на рентгенофлуоресцентном спектрометре XRF-1800 (Shimadzu, Япония) в ЦКП “Геонаука” при Институте геологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН.

Для диагностики и идентификации почв использовали принципы классификации почв России [27]. В табл. 1 приведена корреляция наименований почв с классификацией почв WRB [45].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика растительного покрова. Фоновые участки (табл. 2). Растительный покров фоновых участков типичен для исследованной территории. В ельнике чернично-зеленомошном (ФТ1) древостой формирует *Picea obovata*. Доминантами травяно-кустарничкового яруса являются обычные для таежной зоны лесные кустарнички (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*), мохового — зеленые мхи (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Dicranum* sp.). Повышенную влажность почв ельника сфагнового (ФТ2) индицируют гигрофитная осока *Carex globularis* и мхи (*Sphagnum angustifolium*, *S. russowii*).

С повышением увлажнения *Picea obovata* сменяется *Pinus sylvestris* (ФТ3). Доминанты сосняка пушицево-сфагнового — *Eriophorum vaginatum*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum angustifolium*.

Карьер. Древостой сообществ карьера на участках Т4 и Т5 состоит из культур *Picea obovata*, активно внедряется *Pinus sylvestris*. В условиях застойного переувлажнения (Т6) древостой отсутствует. Для фитоценоза участка Т4 характерно низкое обилие сорных, луговых и опушечных трав при их достаточно высоком видовом разнообразии. Пестрый напочвенный покров слагают многочисленные виды мхов, среди них луговые (*Brachythecium campestre*, *Sanionia uncinata*), пионерные (*Ceratodon purpureus*, *Pohlia nutans*, *Bryum* sp.) и лесные (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus triquetrus*). Характерны латки лишайников. На участке Т5 обилие трав повышается, среди них преобладают влаголюбивые *Deschampsia cespitosa*, *Equisetum sylvaticum*, *Carex leporina*, *Calamagrostis purpurea*. За счет развития травостоя и древесного яруса покрытие мхов незначительное, начинают преобладать более теневыносливые и влаголюбивые виды (*Sciuro-hypnum curtum*, *Cirriphyllum piliferum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Ptilium crista-castrensis*, *Calliergonella lindbergii* и др.). На участке Т6 доминируют осоки (*Carex acuta*, *C. rostrata*) и гигрофитные виды мхов (*Warnstorfia fluitans*, *Calliergon giganteum*, *C. cordifolium*, *Drepanocladus aduncus*, *Bryum pseudotriquetrum*).

Морфологическое строение почв. Фоновые участки. В подзолистой грубогумусированной глееватой потечно-гумусовой почве ельника чернично-зеленомошного (ФТ1), испытывающей периодическое

Таблица 2. Характеристики фитоценозов карьера и фоновых участков

Участок, №	Характеристика древостоя					Проективное покрытие яруса, %	
	состав	сомкнутость крон	густота, тыс. шт./га	высота, м	диаметр, см	ТК	МЛ
Фоновые участки в окрестностях карьера							
ФТ1	8Е1Б1П	0.6	1.3	20	21	40	80
ФТ2	8Е2Б	0.4	1.2	13	15	40	90
ФТ3	7С2Б1Е	0.3	1.1	12	14	30	100
Участки на территории карьера							
Т4	6Е3С1Б+Ос	0.4	3.8/2.3*	4.1/3.8	4.3/3.9	20	80
Т5	7Е2С1Ос+Б	0.6	4.3/3.4	7.0/6.6	5.8/5.5	50	50
Т6	—	—	—	—	—	80	20

Примечание. ТК — травяно-кустарничковый, МЛ — мохово-лишайниковый; * — через черту показатель для культур ели.

поверхностное переувлажнение, мощность органо-генного горизонта Оао 4–8 см, элювиальный горизонт E_{Lg},hi неоднородной мраморовидной окраски с чередованием белесых пятен с бледно-сизыми и желтовато-бурыми, в верхней части имеются гумусовые затеки. Палево-коричневый субэлювиальный горизонт BE_{Lg} постепенно переходит в текстурный горизонт ВТ, по граням структурных отдельностей темно-бурые примазки, глинистые кутаны, местами кутаны перекрываются светлыми песчано-пылеватыми скелетанами.

В торфяно-подзолисто-глеевой потечно-гумусовой почве ельника чернично-осоково-сфагнового (ФТ2) мощность органо-генного оторфованного горизонта (Т) достигает 20 см. Горизонт хорошо дифференцирован на подгоризонты, различающиеся степенью разложения растительного материала. Элювиальный оглеенный горизонт E_{Lg},hi неоднородной окраски: серовато-коричневые, пропитанные потечным гумусом пятна чередуются с белесыми и сизо-серыми, а также ржаво-бурыми языками. В нижней части горизонта встречаются конкреции и темно-бурые примазки. Постепенно элювиальный оглеенный горизонт переходит в бурый текстурный ВТ_г с ржавыми и сизыми пятнами, примазками, конкреционными новообразованиями.

В торфяной олиготрофной перегнойно-торфяной почве сосняка пушицево-сфагнового (ФТ3) мощность торфа 65 см. Слаборазложившийся светло-бурый слой постепенно сменяется средне-, а затем сильноразложившимся темно-бурым торфом, подстилаемым мажущейся черно-коричневой перегнойной массой. Под слоями торфа залегает сизо-серый суглинок (горизонт Ghi).

Карьер. В сосново-еловом разнотравно-моховом сообществе (Т4) на поверхности формируется маломощный бурый (0.2–1 см) подгоризонт Wa_o, сформированный слаборазложившимися растительными остатками. Под ним тонкая (до 0.5 см) темно-серая, пропитанная гумусом прослойка переходит в слабоосветленный подгоризонт C[–]e_l, в нижней части с охристыми пятнами и конкрециями. Минеральная часть (до глубины 4 см) имеет четко выраженную белесоватость, которая, по-видимому, свидетельствует о протекании начальных процессов элювирования. Ниже расположен подгоризонт C[–]g,ca, который подстилается слабо преобразованной минеральной толщей с признаками оглеения и включениями обломков известняков и доломитов, о чем свидетельствует вскипание при обработке 10%-ным раствором HCl, интенсивность которого с глубиной увеличивается. Иллювиальные процессы на этой стадии развития почвенного профиля морфологически не выражены.

В условиях средней тайги формирование карликового профиля с оторфованной подстилкой/гумусово-аккумулятивным горизонтом и маломощным прерывистым горизонтом EL (в виде отдельных

пятен) с элементами тонкоплитчатой структуры, постепенно переходящим в бурую легкосуглинистую толщу, наблюдали к пятому десятилетию почвообразовательного процесса [37]. Процесс морфологической дифференциации профиля почв в условиях таежной зоны в течение нескольких десятилетий описан и другими авторами [2], как и формирование в почвах техногенных ландшафтов конкреционных новообразований [35].

На участке Т5 под сосново-еловым разнотравно-щучковым сообществом накопление хвой, остатков травянистых растений и мхов способствует формированию рыхлой подстилки Wa_o бурых тонов. Подстилка имеет мощность около 4 см, она представлена грубогумусовым материалом, состоящим из механической смеси различных по степени разложения органических остатков с включением минеральных частиц. Под подстилкой выделяется маломощный (1 см) черно-бурый из-за пропитки гумусом подгоризонт C[–]hi, переходящий в сизо-белесый подгоризонт C[–]e_l,g с ржаво-охристыми пятнами и черными примазками. Ниже расположен подгоризонт C[–]l_g со слабыми признаками иллювирования ила и соединений алюминия и железа. Для подгоризонта характерны черные примазки, рыжевато-бурые пятна. Глубже залегает слабо измененный субстрат C[–]g с признаками периодического переувлажнения (черные примазки, сизые и рыжевато-охристые пятна). С глубиной степень оглеения увеличивается. Вскипания при обработке 10% HCl не отмечено. Таким образом, при возрастании поверхностного переувлажнения активное поступление органического вещества за счет хорошо развитого древостоя и напочвенного покрова определяет сложное сочетание процессов подзоло- и глееобразования в профиле почвы.

На участке Т6, для которого характерно застойное переувлажнение, в верхней части профиля формируется оторфованный иловато-перегнойный (Tmr) горизонт мощностью до 10–14 см. Ниже расположен пропитанный потечным гумусом горизонт C[–]g,hi, переходящий в бурый C[–]g с сизыми и ржавыми пятнами, подстилаемый насыщенным водой глеевым сизым горизонтом CG. В таких условиях ведущим процессом почвообразования становится торфонакопление. Анализ литературы [9, 24] показал, что скорость торфонакопления может достигать 1–3 мм/год. Сизые тона окраски минеральной толщи исследователи отмечают в переувлажненных почвах антропогенно трансформированных ландшафтов [44].

Температура и влажность почв. Вегетационный период 2022 г. был более теплым и засушливым по сравнению со средними многолетними данными. Средняя температура июля была выше средних многолетних на 1°C, августа – на 4°C. Температура остальных месяцев близка к норме. Существенно меньше осадков отмечено в июле (около 50%

от значения средней многолетней). Остальные месяцы вегетационного периода характеризовались количеством осадков, близким к норме.

Наблюдения за динамикой влажности, проведенные в 2022 г., показали, что почвы, формирующиеся на территории карьера, существенно различаются по условиям влагообеспеченности (рис. 2). Для почвы участка Т4 характерно наименьшее насыщение влагой — практически в течение всего вегетационного периода влагообеспеченность была на уровне ВЗ-НВ. Только весной и осенью влажность верхнего 0–10 см слоя повышалась до уровня НВ на короткий период времени.

На участке Т5 отмечено максимальное влагонасыщение на уровне ПВ в первой половине вегетационного периода, что связано с приуроченностью этого участка к пониженным элементам рельефа и дополнительным переувлажнением за счет поступления влаги с повышенных элементов рельефа и верховодки. Во второй половине вегетационного периода наблюдается снижение влажности до диапазона влаги ВЗ–НВ. Последнее может быть обусловлено как недобором влаги в июле, так и активным ее потреблением растительностью при повышенных температурах воздуха. На участке Т6 практически во все сроки наблюдения все слои почвы (до глубины 40 см) находились на уровне ПВ, за исключением середины лета, когда до глубины 20 см влагонасыщенность снижалась до уровня НВ–ПВ (рис. 2).

Гидрологический режим фоновых почв в целом характерен для сухих и теплых вегетационных периодов таежной зоны европейского Северо-Востока [19]. В автоморфной почве ФТ1 влагонасыщенность на уровне НВ–ПВ отмечена в первой половине вегетационного периода, во второй половине лета она снижалась до уровня ВЗ–НВ. Второй пик влагонасыщения до уровня НВ наблюдали в конце вегетации. В полугидроморфной почве ФТ2 отмечено полное насыщение влагой (ПВ) в течение более длительного периода времени (май–июнь, первая и вторая декады августа), а в гидроморфной почве ФТ3 — практически в течение всего вегетационного периода.

В ряду возрастания поверхностного переувлажнения как в почвах карьеров, так и в фоновых почвах выявлено увеличение средних значений полевой влажности за вегетационный период (табл. 3). Минимальные значения полевой влажности и вариабельности этого параметра характерны для почв, формирующихся в относительно дренированных условиях (участки Т4 и ФТ1). Максимальная вариабельность полевой влажности отмечена в почвах, занимающих промежуточное положение по уровню поверхностного переувлажнения, — Т5 и ФТ2.

Почвы карьера характеризуются более контрастным гидротермическим режимом, что обусловлено



Рис. 2. Сумма осадков и динамика влажности почв карьера и фоновых почв. I, II, III — декады месяца, 1 — ВЗ–НВ, 2 — НВ, 3 — НВ–ПВ, 4 — >ПВ.

Примечание: цифры на прямоугольных рисунках означают полевую влажность (мас. %).

особенностями почвенно-растительного покрова на начальных этапах развития. В вегетационный период почвы карьеров теплее по сравнению с фоновыми почвами (табл. 4). Средние за вегетационный период температуры полугидроморфных почв как молодых, так и фоновых ниже, чем автоморфных, что связано с наличием более мощного подстильно-торфяного горизонта, а также

Таблица 3. Средние значения полевой влажности (мас.%) вегетационного периода 2022 г. (май–сентябрь) и коэффициенты вариации (%) в профилях фоновых почв и почв карьера (*n* = 9)

Глубина, см	Фоновые участки			Участки на территории карьера		
	ФТ1	ФТ2	ФТ3	Т4	Т5	Т6
Подстилка/ Торфяной слой	198.5 ± 74.1 37.3	559.9 ± 171.3 30.3	1362.9 ± 424.0 31.1	117 ± 131 112.0	178.9 ± 87.7 49.0	500.4 ± 138.1 27.6
Подподстилочный/ подторфяной горизонт	30 ± 16 16.0	78 ± 42 54.7	—	18.7 ± 3.4 18.3	24.0 ± 7.1 38.0	35.2 ± 6.1 17.3
10–20	21.2 ± 4.0 19.0	—	1542.9 ± 448.2 29.1	16.8 ± 2.4 14.1	21.5 ± 6.4 29.8	32.1 ± 4.9 15.3
20–30	19.1 ± 2.9 20.4	23.7 ± 7.5 21.8	1391.9 ± 396.0 28.5	17.0 ± 1.0 5.6	23.8 ± 9.3 39.0	*
30–40	19.4 ± 3.0 18.4	20.9 ± 5.4 12.6	1118.5 ± 295.7 26.4	17.3 ± 1.0 6.0	23.8 ± 7.4 31.2	*

* Обводненный горизонт большую часть вегетационного периода.
Примечание. В числителе — среднее арифметическое ± среднеквадратичное отклонение, в знаменателе — коэффициент вариации.

медленным их прогреванием из-за увеличения влажности и тем самым теплоемкости почв [11, 26]. В гидроморфных почвах из-за высокого стояния воды температуру не измеряли.

Для минеральной толщи почв карьеров, по сравнению с фоновыми, характерен более контрастный температурный режим, о чем свидетельствует увеличение значений коэффициентов вариации.

Особенно это выражено в почвах дренированных позиций. Сглаживанию температурного режима фоновых участков способствуют как развитый древостой, создающий особый микроклимат, так и особенности строения почв, характеризующиеся более мощным подстильно-торфяным горизонтом, предохраняющим почвы от резких перепадов температуры.

Таблица 4. Средние температуры (°C) за вегетационный период 2022 г. (май–сентябрь) и их коэффициенты вариации (%) в профилях фоновых почв и почв карьера

Глубина, см	Фоновые участки		Участки на территории карьера	
	ФТ1	ФТ2	Т4	Т5
На поверхности почвы	17.6 ± 8.3 47.2	16.5 ± 7.7 46.5	20.4 ± 9.0 43.9	17.6 ± 7.6 43.5
1	14.9 ± 6.0 40.2	13.9 ± 5.9 42.4	15.8 ± 5.4 34.3	13.9 ± 5.3 38.0
5	12.3 ± 3.4 28.0	11.3 ± 3.9 34.5	14.6 ± 4.9 33.7	11.9 ± 3.5 29.5
15	10.1 ± 2.1 20.4	9.7 ± 2.1 21.8	12.9 ± 3.8 29.2	10.9 ± 2.4 22.3
25	9.9 ± 1.8 18.4	8.9 ± 1.4 15.5	12.5 ± 3.4 27.0	10.8 ± 2.1 19.9
35	9.7 ± 1.7 17.9	8.6 ± 1.3 15.4	12.3 ± 3.1 25.3	10.4 ± 2.1 19.7

Примечание. В числителе — среднее арифметическое ± среднеквадратичное отклонение, в знаменателе — коэффициент вариации.

Таблица 5. Гранулометрический состав почв

Горизонт, глубина, см	Гигроскопическая влага, %	Потери от обработки HCl, %	Содержание фракций, %; размер частиц, мм					
			1–0.25	0.25– 0.05	0.05– 0.01	0.01– 0.005	0.005– 0.001	<0.001
Фоновые почвы								
Подзолистая грубогумусированная глееватая потечно-гумусовая (ФТ1)								
ELg,hi 8–20	1.24	1.61	5.73	17.8	53.4	6.85	4.41	11.9
ELBg 20–42(51)	0.98	1.21	3.86	21.7	50.3	4.88	8.3	11.0
BT1 42(51)–60(62)	2.43	1.44	1.32	10.6	47.1	5.45	10.9	24.7
BT2 60(62)–90	3.99	1.57	2.33	9.6	42.7	4.53	4.53	36.3
Торфяно-подзолисто-глеевая потечно-гумусовая (ФТ2)								
ELg,hi 25–28(30)	1.09	0.65	9.7	26.6	44.0	4.40	5.38	9.9
ELg,hi 28(30)–44	1.27	0.96	7.3	22.7	46.0	5.39	9.3	9.3
BELg 44–60	2.46	1.01	2.4	12.9	51.5	8.4	4.95	19.8
BT1g 60–72	3.07	0.90	4.7	22.6	38.9	2.99	5.48	25.3
BT2g 72–92	2.79	1.02	11.9	29.9	31.3	1.49	1.99	23.4
BCg 92–125	3.59	1.54	12.9	26.0	18.5	5.51	7.01	30.1
Торфяная олиготрофная перегнойно-торфяная (ФТ3)								
Ghi 65–80	1.34	1.06	5.69	18.8	47.0	5.39	7.35	15.8
Почвы карьеров								
Пелозем гумусовый грубогумусированный элювиированный глееватый остаточно-карбонатный (Т4)								
C ⁼ el 1–4	2.87	2.03	12.3	23.0	23.4	6.5	5.5	29.4
C ⁼ ca 12–40	3.02	1.94	13.8	27.0	15.4	5.0	8.0	30.8
C1 ⁼ ca,g 40–60	2.80	7.65	11.2	27.5	17.4	4.0	8.5	31.5
C3 ⁼ ca,g 77–110	2.81	8.09	11.1	27.7	14.4	3.5	9.5	33.9
Пелозем гумусовый потечно-гумусовый грубогумусированный элювиированный глееватый (Т5)								
C ⁼ el,g 5–10	2.22	1.53	9.5	20.2	34.1	4.9	5.9	25.3
C1 ⁼ g 10–15	2.51	1.41	10.9	25.8	27.8	3.0	5.5	27.2
C2 ⁼ g 15–46	2.29	1.34	8.6	21.8	36.6	5.0	7.4	20.6
C3 ⁼ g 46–64	2.47	1.46	8.2	20.0	39.6	4.0	6.4	21.8
C4 ⁼ g 64–90	2.48	1.32	8.8	20.5	37.2	5.0	5.0	23.6
Глеезем торфянистый иловато-перегнойный потечно-гумусовый (Т6)								
C ⁼ g,hi 10–11	3.27	1.43	11.2	23.9	29.5	4.49	7.5	23.4
C1 ⁼ g 11–20	3.15	1.61	9.6	24.4	29.4	4.99	6.0	25.6
C2 ⁼ g 20–30	3.37	1.77	11.2	24.5	26.0	6.00	7.0	25.3
C2 ⁼ g 30–40	3.06	1.39	13.0	31.7	23.4	1.49	8.5	21.8

Гранулометрический состав почв. Почвы фоновых участков (ФТ1 и ФТ2) сформированы на отложениях тяжело- и среднесуглинистого гранулометрического состава, участка ФТ3 — легкосуглинистого (табл. 5). Все фоновые почвы характеризуются преобладанием фракций крупной пыли, ила и мелкого песка. Для почв участков ФТ1 и ФТ2 характерно облегчение верхней минеральной части профиля. Распределение илистых частиц в обеих почвах носит четко выраженный элювиально-иллювиальный характер.

Почвообразование на территории карьера предположительно идет на отложениях моренного происхождения, гранулометрический состав которых неоднороден в пространстве — от среднесуглинистых до тяжелосуглинистых. Возможно, при подготовке территории к рекультивации в процессе её планировки на некоторых участках могло произойти погребение моренных суглинков покровными и/или их перемешивание. В почвах карьера, как и в фоновых почвах, преобладают фракции мелкого песка, крупной пыли и ила, однако в них снижена доля крупной пыли, что особенно заметно в почве участка Т4. На территории Республики Коми содержание пылевой фракции (диаметр частиц 0.05–0.01 мм) в покровных суглинках колеблется в пределах 40–53%, в моренных суглинках оно уменьшается до 13–31% [14].

В почвах карьеров непосредственно под гумусово-слаборазвитыми и органогенными горизонтами отмечено некоторое уменьшение содержания илистых частиц по сравнению с нижележащим слоем. В почвах участков Т4 и Т5 это связано, по-видимому, с начальными этапами подзолообразования и разрушения минералов в процессе глеевой мобилизации соединений железа. Неравномерность распределения ила в почве участка Т5 может быть обусловлена неоднородностью почвообразующих пород.

Выявленная нами дифференциация по гранулометрическому составу профиля почв на участках Т4 и Т5 отмечалась в ходе первых десятилетий почвообразовательных процессов в техногенных ландшафтах и другими исследователями [21, 37, 38]. По мнению [18], вынос илистой фракции из верхней его части (элювирование) в сочетании с вымыванием ее в нижней (иллювирование) обусловлены суспензионным переносом. Автор [21] утверждает, что в процессе почвообразования элювиально-иллювиальная дифференциация почвенного профиля по гранулометрическому составу происходит уже на ранних стадиях почвообразования. Причем глубина залегания элювиального горизонта связана с интенсивностью промывного водного режима. Многочисленные данные свидетельствуют о возможности за сравнительно короткий срок (несколько десятилетий) зафиксировать возникновение почв с текстурной дифференциацией профиля в результате таких почвообразовательных

процессов, как кислотный гидролиз минералов и лессиваж [37, 40]. Начальные стадии подзолообразования наблюдали под еловыми и смешанными насаждениями. В слаборазвитых почвах под широколиственными породами и многолетними травами обеднение верхнего слоя тонкодисперсным материалом исследователи объясняют процессами лессиважа [40].

В регионах с гумидным климатом роль гидроморфизма в почвенной дифференциации ила неоднозначна. По данным [37], по мере увеличения поверхностного гидроморфизма коэффициент дифференциации ила (отношение содержания ила в горизонте ВТ к его содержанию в горизонте ЕL) может как уменьшаться, так и возрасти или же не изменяться. Возможно, это вызвано особенностями внутрипочвенного бокового стока, образующего сложную сеть потоков, зависящих от микрорельефа, а также “рельефа” временных водоупорных горизонтов. Расположение конкретного профиля в системе этих потоков может способствовать как усилению, так и ослаблению глинистой дифференциации [37].

По мнению [55], в условиях застойного режима формируются почвы с недифференцированным профилем, застойно-промывного (на кислых, нейтральных и выщелоченных породах) — с дифференцированным профилем и светлыми кислыми элювиальными горизонтами. При застойном водном режиме изменения физико-химических свойств почв выражены слабо или не проявляются вообще.

Кислотность, содержание оксида кальция. Валовое содержание СаО в минеральных горизонтах фоновых почв не превышает 1.4% (рис. 3). Почвы имеют кислую реакцию среды (рис. 4). Максимальная кислотность отмечена в элювиальном горизонте, что характерно для почв таежной зоны Республики Коми [6].

На карьере в почве участка Т4 присутствуют обломки карбонатсодержащих пород. В верхней минеральной части включения имеют рыхлую консистенцию, в нижней — они твердые, прочные, до 3 см в диаметре. По данным валового анализа, содержание СаО возрастает с глубиной от 1–2 до 6.9%, что может свидетельствовать о выщелачивании карбонатов в верхней части профиля. В почвах участков Т5 и Т6 вскипания от обработки кислотой не отмечено, валовое содержание СаО в них находится на уровне 1.1–1.4%.

Почвы карьера, по сравнению с фоновыми почвами, менее кислые, на участках Т4 и Т5 четко выражено подкисление подподстилочных подгоризонтов, имеющих признаки элювирования (С^{el}). Нижняя часть профиля почвы Т4 имеет нейтральную реакцию водной вытяжки за счет наличия карбонатов. В почвах участков Т5 и Т6 весь профиль характеризуется кислой реакцией.

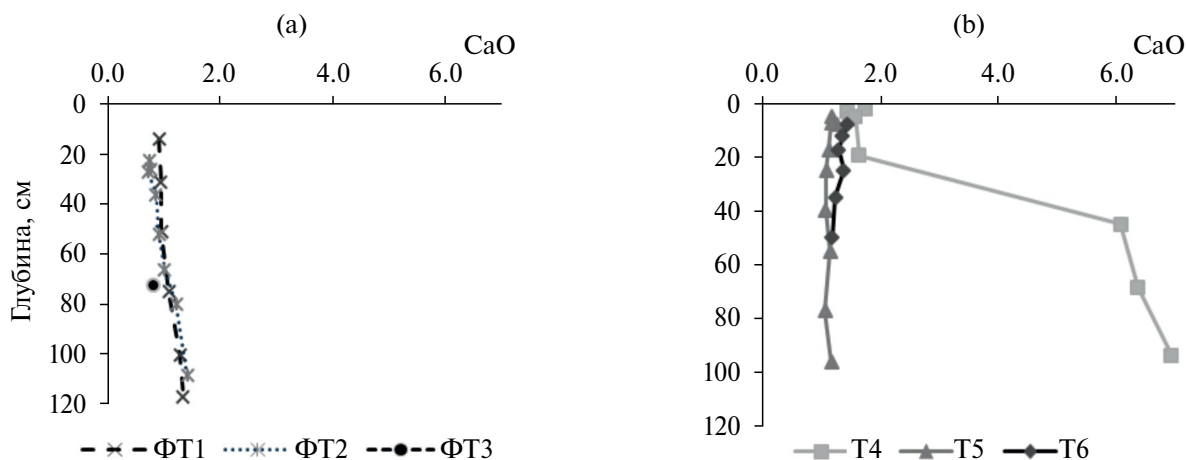


Рис. 3. Профильное распределение валового содержания CaO (%) в минеральной части почв фоновых участков (а) и почв карьера (б).

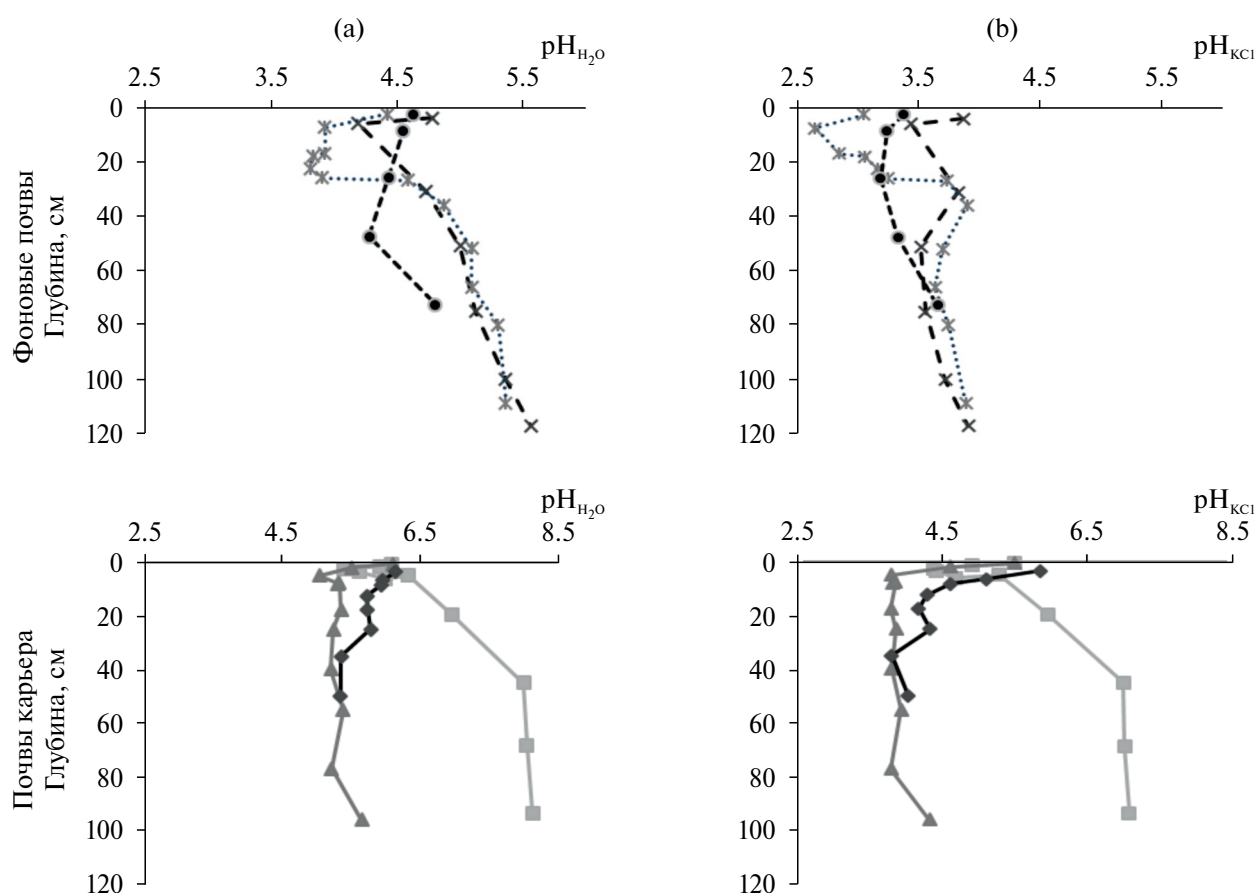


Рис. 4. Профильное распределение pH_{H₂O} (а) и pH_{KCl} (б) в почвах фоновых участков и карьера.

Известно, что при восстановлении хвойных лесов в ходе первичной сукцессии происходит достаточно быстрое подкисление верхней части минеральной толщи почв [1, 21]. В ряде работ отмечена высокая скорость выщелачивания карбонатсодержащих

минералов из поверхностных горизонтов молодых и слаборазвитых почв [47, 48, 54]. Глубина выщелачивания CaCO₃ линейно возрастает с увеличением возраста почвы, этот процесс активизируется при увеличении количества осадков. В гидроморфных

и полугидроморфных почвах карьеров, как правило, карбонатсодержащие минералы не встречаются, тогда как в автоморфных их фиксируют, начиная с глубины 20–40 см. Последнее может быть обусловлено как различиями в минералогическом составе почвообразующих пород, так и более активным выщелачиванием карбонатов в условиях повышенного уровня влажности почв.

Профильное распределение соединений Al, Fe и Si. В почвах фоновых участков выражен

элювиально-иллювиальный характер распределения валовых форм соединений Fe и Al (рис. 5). В новообразующихся почвах участков Т4 и Т5 в подгоризонтах с признаками элювирования отмечено некоторое уменьшение валового содержания соединений Fe и Al на фоне увеличения Si (рис. 5) по сравнению с нижележащей толщей профиля. Это может свидетельствовать как о начале процессов подзолообразования, так и глеевой мобилизации соединений железа, обусловленной

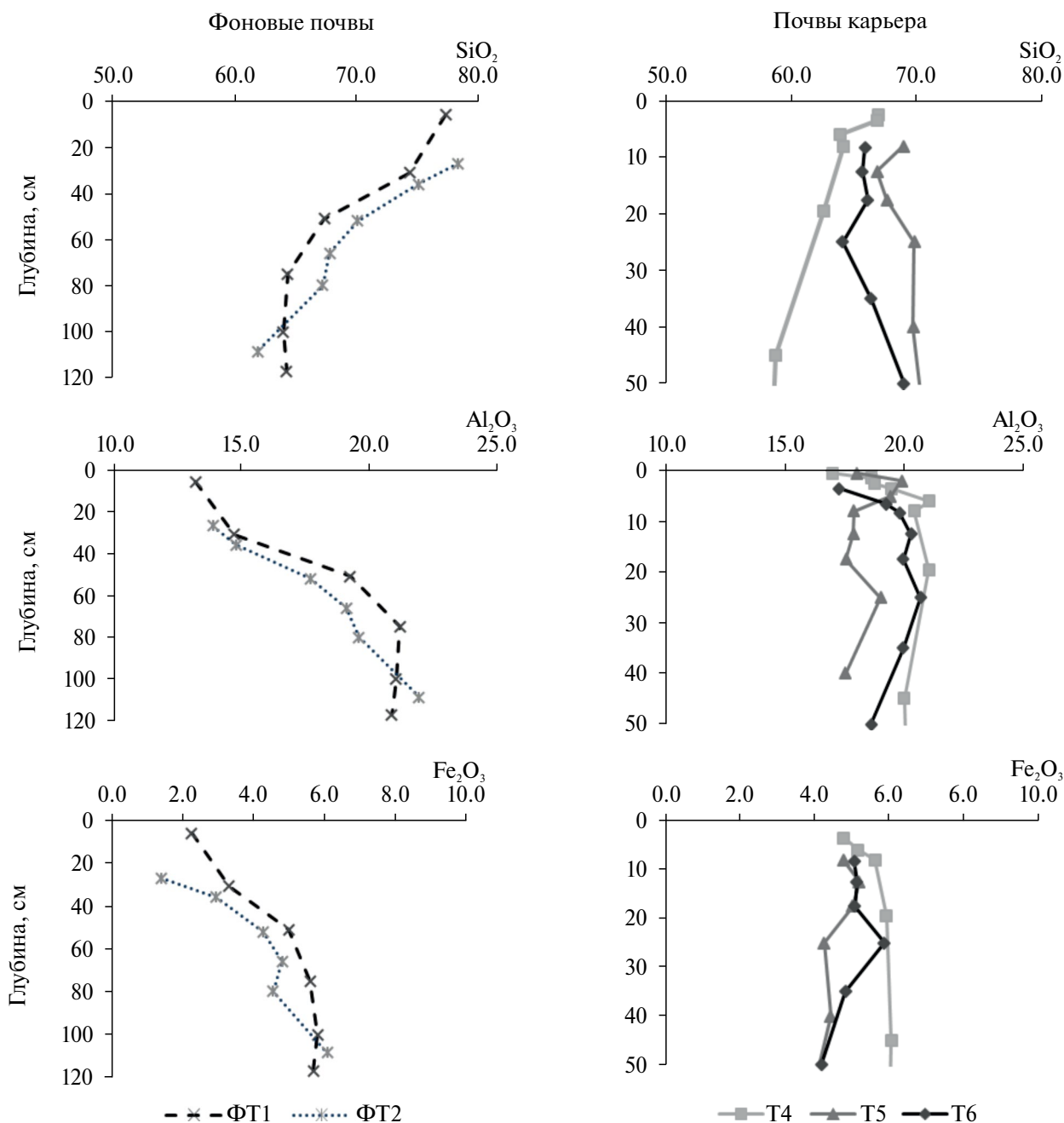


Рис. 5. Профильное распределение валового содержания SiO_2 , Al_2O_3 и Fe_2O_3 (%) в минеральной части почв фоновых участков и карьера.

периодическим поверхностным переувлажнением почв. По данным [41], уменьшение валового содержания Al и Fe в подподстилочном горизонте молодых почв наблюдается уже спустя 20 лет восстановительного процесса. Снижение Al, Fe в подподстилочном горизонте и некоторая тенденция к их аккумуляции ниже по профилю могут быть связаны и с развитием процессов оглеения в результате периодического переувлажнения и контрастного окислительно-восстановительного режима. В периоды развития переувлажнения и восстановительных условий осуществляется мобилизация почвенного железа, а при иссушении почвы и окислительных условиях — осаждение и сегрегация [15]. Данная картина менее выражена в почве участка Т6.

Аналогичная тенденция отмечена и для профильного распределения содержания оксалаторастворимых форм Fe и Al, а также дитионорастворимых форм Fe (рис. 6). В почвах участков Т5 и Т6, по сравнению с Т4, диагностируется более высокое содержание оксалаторастворимых соединений Fe и Al. Значения индекса Швертманна изменяются в ряду почв от 0.1–0.4 (Т4) до 0.4–0.7 (Т5) и 0.3–0.8 (Т6), что индицирует процессы глееобразования в полугидроморфных и гидроморфных почвах карьера, по сравнению с почвой, формирующейся в относительно дренированных условиях. Появление зон восстановления соединений железа связано как с периодическим/постоянным переувлажнением почв, так и с миграцией в профиле последовательно аккумулирующегося в ходе развития растительного сообщества почвенного органического вещества [10, 15]. Гумус оторфованных почв, представленных в более влажных условиях, характеризуется высокой степенью гидролиземости, меньшей прочностью связи с минеральной частью

почв, повышенным содержанием в составе гумусовых веществ агрессивной фракции ФК1а [17], что способствует разрушению железо- и алюминий-содержащих минералов и интенсивной мобилизации Fe и Al, которые диагностируются увеличением содержания оксалаторастворимых соединений Fe и Al. Нарастание переувлажнения в ряду почв Т4 → Т5 → Т6 затрудняет протекание подзолистого процесса, замедляет элювиальный вынос биогенных элементов, продуктов разрушения минералов, илистых частиц и подвижных альфегумусовых соединений.

Запасы органического углерода и азота. По мере развития растительного покрова на карьере происходит формирование органогенных горизонтов, но мощность их существенно ниже, чем в почвах фоновой территории (табл. 6). По мере включения органического вещества в минеральную почвообразующую толщу, увеличения ее пористости за счет развития корней растений происходит снижение плотности верхней части профиля [42]. Так, в грубогумусированных подгоризонтах подстилок плотность составляет около 0.14–0.26 г/см³. В пропитанных гумусом минеральных подгоризонтах — 0.56–0.90 г/см³, в подгоризонтах с признаками элювирования — 1.00–1.42 при плотности исходной породы около 1.66–1.70 г/см³. С нарастанием переувлажнения почв мощность гумусовых и органогенных горизонтов возрастает от 0.8 до 14 см. В почвах карьера содержание $C_{орг}$ и N в подгоризонте Wao приближается к таковым в органогенных горизонтах фоновых почв, но еще не достигает их значений. Вниз по профилю как в молодых, так и зрелых почвах отмечено закономерное снижение содержания $C_{орг}$ и N с уменьшением величины C/N.

В рассмотренных рядах почв отмечено увеличение запасов $C_{орг}$ (табл. 7). Под ельниками

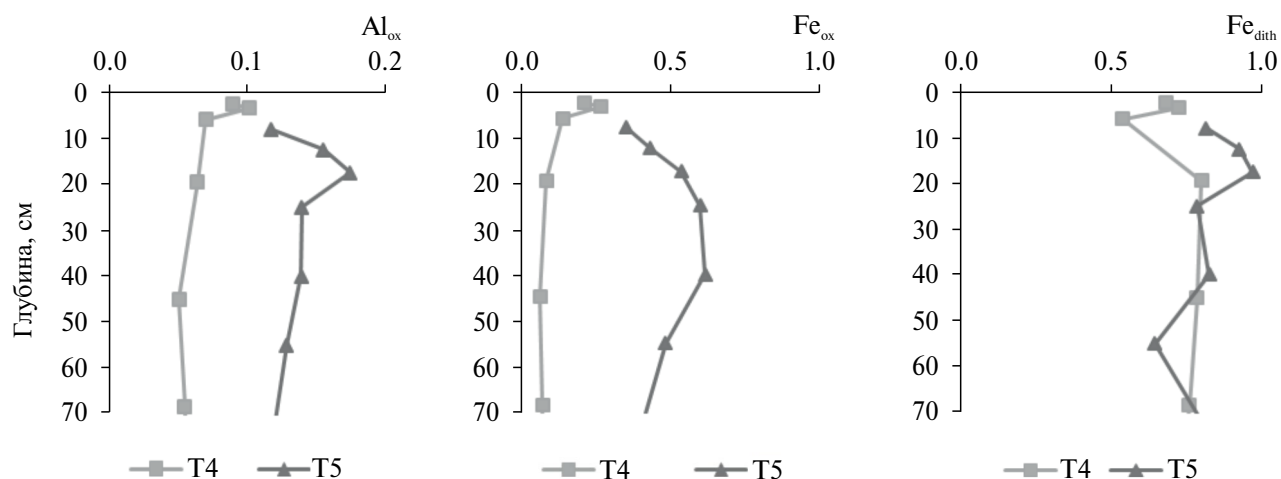


Рис. 6. Профильное распределение содержания оксалаторастворимых форм алюминия (Al_{ox} , %) и железа (Fe_{ox} , %), дитионорастворимых форм железа (Fe_{dith} , %) в минеральной части почв карьера.

Таблица 6. Средние ($\bar{X} \pm \sigma$) значения мощности горизонтов/подгоризонтов, плотности, содержания углерода и азота и отношение C/N в профиле фоновых почв и почв карьеров

Горизонт	Мощность, см	Плотность, г/см ³	C _{орг} , %	N, %	C/N	Горизонт	Мощность, см	Плотность, г/см ³	C _{орг} , %	N, %	C/N
Фоновый ельник зеленомошный, подзолистая грубогумусированная глееватая потечно-гумусовая (ФТ1) ($n = 3$)						Молодой ельник моховый, пелозем гумусовый грубогумусированный элювируванный глееватый остаточно-карбонатный (Т4) ($n = 4$)					
Oao	6.0 ± 1.7	0.09 ± 0.02	33.4 ± 1.7	1.545 ± 0.007	21.6	Wao	0.8 ± 0.3	0.26 ± 0.05	27.1 ± 1.8	1.08 ± 0.22	25.2
ELg	24.0 ± 10.4	1.40 ± 0.14	0.6 ± 0.3	0.058	10.5	C ⁼ hi	0.5 ± 0.0	0.56 ± 0.16	6.6 ± 1.1	0.39 ± 0.14	16.9
ELBg	14 ± 11	1.60 ± 0.07	0.23 ± 0.07	0.028	8.2	C ⁼ el	0.8 ± 0.4	1.00 ± 0.10	2.2 ± 0.5	0.170 ± 0.014	13.0
BT1	16.3 ± 3.2	1.62 ± 0.06	0.20 ± 0.07	0.047	4.3	C ⁼ ca	3.9 ± 1.3	1.46 ± 0.02	0.70 ± 0.12	0.059 ± 0.013	11.9
BT2	26.3 ± 5.5	1.60 ± 0.08	0.14 ± 0.03	0.031	4.5	Cl ⁼ ca,g	4.7 ± 3.1	1.68 ± 0.07	0.19 ± 0.07	0.030 ± 0.006	6.3
BC	42 ± 10	1.63 ± 0.06	0.15 ± 0.02	0.034	4.4	C3 ⁼ ca,g	42 ± 5	1.70 ± 0.09	0.10 ± 0.01	0.024 ± 0.003	4.3
Фоновый ельник сфагновый, торфяно-подзолисто-глеевая потечно-гумусовая (ФТ2) ($n = 3$)						Молодой ельник щучковый, пелозем гумусовый грубогумусированный элювируванный глееватый потечно-гумусовый (Т5) ($n = 3$)					
T1/T2	12.0 ± 4.4	0.10 ± 0.01	38.2 ± 3.7	1.28 ± 0.38	29.8	Wao	4.3 ± 0.4	0.14 ± 0.01	21.8 ± 1.8	1.02 ± 0.04	21.3
T2/T3	8.7 ± 8.1	0.18 ± 0.03	34.1 ± 4.7	1.040 ± 0.014	32.8	C ⁼ g,hi	1.5 ± 0.7	0.90 ± 0.42	4.7 ± 4.6	0.299 ± 0.26	16.3
ELg,hi	8.0 ± 1.7	1.01 ± 0.03	5.0 ± 4.8	0.18 ± 0.05	28.6	C ⁼ el,g	4.3 ± 1.1	1.42 ± 0.23	0.56 ± 0.02	0.052 ± 0.004	10.7
ELg,hi	21.0 ± 5.7	1.72 ± 0.13	0.61 ± 0.27	0.028	19.7	C2 ⁼ g	5.0 ± 0.0	1.62 ± 0.05	0.36 ± 0.01	0.044 ± 0.006	8.1
BELg	19.3 ± 3.1	1.62 ± 0.02	0.33 ± 0.24	0.028	11.8	C3 ⁼ g	29 ± 5	1.66 ± 0.01	0.67 ± 0.16	0.059 ± 0.010	11.4
BTg	28.3 ± 3.5	1.64 ± 0.04	0.25 ± 0.16	0.022	11.4	C4 ⁼ g	44	1.66	0.63	0.06	10.65
Фоновый сосняк сфагновый, торфяная олиготрофная перегнойно-торфяная (ФТ3) ($n = 3$)						Осоковник, глеезем торфянистый иловато-перегнойный потечно-гумусовый (Т6) ($n = 3$)					
TO1	14.7 ± 4.6	0.06 ± 0.01	43.5 ± 2.3	1.06 ± 0.13	41.2	Tmr	9.0 ± 1.4	0.16 ± 0.02	18.2 ± 4.5	0.88 ± 0.14	20.7
TO2	28.0 ± 12.0	0.09 ± 0.02	44.5 ± 4.8	1.7 ± 0.4	25.8	C ⁼ g,hi	1.3 ± 1.1	1.59 ± 0.01	0.64 ± 0.02	0.057 ± 0.011	11.2
Th	23.0 ± 3.5	0.15 ± 0.03	46.6 ± 1.4	2.1 ± 0.5	22.4	Cl ⁼ g	9.3 ± 0.4	1.66 ± 0.16	0.36 ± 0.18	0.042 ± 0.008	8.6
Ghi	13.0 ± 2.8	1.32 ± 0.11	3.4 ± 1.7	0.8 ± 0.9	4.3	C2 ⁼ g	10.0 ± 0.0	1.66 ± 0.06	0.38 ± 0.04	0.039 ± 0.002	9.9
G	38.5 ± 4.9	1.70 ± 0.03	0.4 ± 0.1	0.031 ± 0.008	12.9	C2 ⁼ g	15.0 ± 7.1	1.63 ± 0.03	0.50 ± 0.26	0.044 ± 0.012	11.4

Примечание. $\bar{X}$ – среднее арифметическое значение содержания элемента, под чертой: $\pm \sigma$ – стандартное отклонение; n – объем выборки.

Таблица 7. Средние запасы ($X \pm \sigma$) органического углерода, т/га

Растительное сообщество, почва	Запасы в слое, т/га			
	органогенный/ органо- минеральный горизонты почв	0—20 см	0—50 см	0—100 см
Фоновые участки				
Ельник зеленомошный, подзолистая почва ($n = 3$)	17.4±2.0	24.2±6.0	40.6±4.6	53.1±3.6
Ельник сфагновый, торфяно-подзолисто-глеевая почва ($n = 3$)	89.2±14.3	83.9±2.0	139.5±28.9	154.0±42.2
Сосняк сфагновый, торфяная олиготрофная почвы ($n = 3$)	313.1±83.7	56.7±3.9	218.1±29.3	368.4±63.9
Уравнение регрессии	$y = 15.132e^{0.0023x}$	—	$y = 42.887e^{0.0013x}$	$y = 47.65e^{0.0016x}$
R^2	0.9178	—	0.7873	0.9275
Участки на территории карьера				
Исходное содержание в почвообразующей породе	—	6.6	16.5	—
Молодой ельник моховой, пелозем гумусовый ($n = 4$)	4.5±1.0	13.4±1.0	18.3±0.7	—
Молодой ельник щучковый, пелозем гумусовый потечно-гумусовый ($n = 3$)	11.2±3.3	27.1±1.0	63.6±9.1	—
Осоковник, торфяно-глеезем ($n = 3$)	26.0±7.7	33.0±2.6	60.5±5.3	—
Уравнение регрессии	$y = 3.8527e^{0.0039x}$	$y = 13.895e^{0.0018x}$	—	—
R^2	0.8515	0.5947	—	—

Примечание. R^2 — величина достоверности аппроксимации; прочерк — не определяли.

x — средние значения полевой влажности (мас. %) подстилки/торфяного слоя в вегетационный период, y — средние значения запасов органического углерода.

зеленомошными запасы минимальны, они экспоненциально возрастают и достигают максимальных значений в заболоченных почвах. Отсутствие закономерности экспоненциального роста запасов $C_{\text{орг}}$ в слое 0—20 см фоновых почв связано с уменьшением плотности верхней части гидроморфных почв по сравнению с подстилочным горизонтом полугидроморфных почв. Тест Крускал—Уоллис показал достоверность ($H = 7.2000$, $p = 0.0273$) различий между группами фоновых почв с разным уровнем увлажнения.

В профилях почв, формирующихся на карьере, запасы органического углерода в слоях 0—20 и 0—50 см, как правило, в 2—3 раза меньше по сравнению с фоновыми почвами. Различия

между группами почв карьера с разным уровнем увлажнения (под разными растительными сообществами) также достоверны ($H = 6.0000$, $p = 0.0498$). В условиях повышенной влажности на участках Т5 и Т6 запасы углерода в минеральной толще выше, чем в почвах наиболее дренированного участка Т4. Выявлена положительная корреляция между средними значениями полевой влажности и запасами органического углерода в верхнем 0—20-сантиметровом слое почвы ($r = 0.91$).

В слое 0—20 см начальные запасы $C_{\text{орг}}$ в почвообразующей породе карьера составляют 6.6 т/га, в слое 0—50 см — 16.5 т/га (исходное содержание $C_{\text{орг}}$ в породе — 0.2%, плотность — 1.65 г/см³). Скорость накопления $C_{\text{орг}}$ в слое 0—20 см минимальна

в почве Т4 под молодым ельником разнотравно-моховым — 0.36 т/га в год. На участках Т5 и Т6 скорость депонирования $C_{орг}$ значительно увеличивается: в почве под молодым ельником щучковым этот показатель составляет 0.96 т/га в год, в почве осоковника — 1.22 т/га в год.

Почвы фоновых участков по запасам углерода соответствуют почвам еловых лесов, данные о которых представлены в ряде работ [22, 25, 29]. Запасы углерода в молодых почвах близки к данным, полученным для почв техногенных ландшафтов, формирующихся в условиях таежной зоны России [21], но они существенно ниже по сравнению с более южными регионами [53].

Скорость накопления $C_{орг}$ в ходе посттехногенной сукцессии зависит как от структуры и строения растительного сообщества, как основного источника поступления органического вещества, так и от характеристик субстрата. Минимальная скорость накопления углерода, отмеченная для почвы карьера Т4, обусловлена меньшим количеством растительных остатков, поступающих на поверхность почвы. Максимальное значение скорости накопления углерода, отмеченное для почвы Т6 под осоковником, связано в большей мере с консервацией органического вещества в условиях недостаточного поступления кислорода. Ранее при проведении исследований на карьерах, расположенных на борových террасах [49], зафиксировано, что на древнеаллювиальных песчаных отложениях в условиях дефицита влаги данный параметр составлял 0.07–0.19 т/га в год для слоя 0–20 см, переувлажнение почв способствовало его возрастанию до 0.53–0.60 т/га в год. Таким образом, при первичном почвообразовании на породах различного гранулометрического состава (суглинки, пески) отмечено возрастание скорости накопления углерода в ряду увеличения влажности почв, но скорость депонирования углерода существенно выше на суглинках (примерно в 2 раза) как для дренированных условий, так и для условий переувлажнения почв. Более быстрые темпы накопления органического углерода в почвах, формирующихся на суглинистых породах, по сравнению с песчаными, связаны не только с лучшим развитием растительного покрова, но и с высоким содержанием в минеральной части профиля глинистых частиц, стабилизирующих почвенный углерод [43].

Полученные материалы о скорости аккумуляции $C_{орг}$ в почвах, формирующихся в условиях отсутствия застоя влаги, согласуются с данными, полученными для других таежных регионов России. Скорость секвестрации $C_{орг}$ в первые десятилетия формирования почв в автоморфных условиях среднетаежной подзоны Урала составляет для слоя 0–20 см 0.12–0.19 т/га в год, в южно-таежной подзоне — 0.3–0.7 т/га в год [21]. По данным [52], скорость накопления органического углерода в почвах

посттехногенных ландшафтов может варьировать от 0.4 до 5.7 т/га в год в зависимости от природно-климатических условий региона, характера нарушенной территории, типа искусственных сообществ, формируемых при рекультивации, методов подготовки и улучшения техногенного субстрата и т.д. Максимальные значения показателя (более 4 т/га в год) были выявлены при благоприятных климатических условиях и интенсивных приемах рекультивации, включающих помимо посадки древесных и кустарниковых культур внесение удобрений и посев смеси злаков и бобовых растений [51, 53].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что в биоклиматических условиях таежной зоны (Республика Коми) процессы первичного почвообразования на суглинистых отложениях детерминированы особенностями состава формирующихся растительных сообществ и условиями увлажнения (степенью гидроморфизма) почв. На моренных карбонатных отложениях в условиях отсутствия застоя влаги в третьем десятилетии восстановительного процесса формируется маломощный профиль пелоземов гумусовых с гумусово-слаборазвитым горизонтом (Wao), в верхней части подстиляющей минеральной толщи появляются слабовыраженные признаки элювиирования (C^{el}). В почвах наблюдается выщелачивание карбонатов примерно до глубины 40 см. В условиях застойного увлажнения в профиле почвы формируется маломощный минерально-торфяной горизонт (T_{mr}) на фоне профильного оглеения минеральной толщи. Ведущими профилеобразующими процессами почв, формирующихся на суглинистых почвообразующих породах в дренированных условиях техногенных ландшафтов, являются подстилкообразование и элювиирование, в условиях повышенной влажности почв — подстилкообразование, элювиирование и оглеение, избыточной влажности — торфообразование и оглеение.

О процессах элювиирования и иллювиирования свидетельствуют морфологические признаки (наличие белесоватости в верхней части минеральной толщи), перераспределение соединений кремния, железа и алюминия, а также илистых частиц. Процессы оглеения подтверждаются проявлением сизоватых и охристых тонов, присутствием конкреционных новообразований в почвенном профиле и увеличением коэффициента Швертманна в почвах переувлажненных биотопов.

В ряду увеличения влажности почв, формирующихся как на территории карьера, так и на фоновых участках, увеличиваются запасы почвенного органического углерода. На территории карьера в почвах дренированных позиций скорость аккумуляции органического углерода составляет 0.36 т/га

в год, в условиях переувлажнения этот показатель возрастает до 0.96–1.22 т/га в год за счет консервации растительного материала в виде торфа.

Процессы первичного почвообразования на суглинистых породах в таежной зоне идут в соответствии с климатическими условиями региона. Основные характеристики молодых почв стремятся к свойствам почв фоновых участков, но за период исследований (22 года) не достигают их.

Результаты исследований могут быть использованы при создании теоретической базы восстановления почв в процессе регенерации посттехногенных экосистем с учетом различных условий педогенеза.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы НИР отдела почвоведения на 2022–2024 гг. “Криогенез как фактор формирования и эволюции почв арктических и бореальных экосистем европейского Северо-Востока в условиях современных антропогенных воздействий, глобальных и региональных климатических трендов”, регистрационный номер: 122040600023-8.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.В., Гагарина Э.И.* Почвообразование в посттехногенных экосистемах карьеров на северо-западе Русской равнины. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2006. 208 с.
2. *Александровский А.Л., Александровская Е.И.* Эволюция почв и географическая среда. М.: Наука, 2005. 223 с.
3. *Андреева Е.Н., Баккал И.Ю., Горшков В.В., Лянгузова И.В., Мазная Е.А., Нешатаев В.Ю., Нешатаева В.Ю., Ставрова Н.И., Ярмишко В.Т., Ярмишко М.А.* Методы изучения лесных сообществ. СПб.: НИИ-Химии СПбГУ, 2002. 240 с.
4. *Андроханов В.А., Овсянникова С.В., Курачев В.М.* Техноземы: свойства, режимы, функционирование. Новосибирск: Наука, Сибирская издательская фирма РАН, 2000. 200 с.
5. *Андроханов В.А., Курачев В.М.* Почвенно-экологическое состояние техногенных ландшафтов: динамика и оценка. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2010. 224 с.
6. Атлас почв Республики Коми. Сыктывкар: Изд-во ООО “Коми республиканская типография”, 2010. 356 с.
7. *Боул С., Хоул Ф., Мак-Крекен Р.* Генезис и классификация почв. М.: Прогресс, 1977. 416 с.
8. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
9. *Веретенникова Е.Э., Курьина И.В., Дюкарева Е.А., Головацкая Е.А., Смирнова С.В.* Геохимические особенности торфяных залежей олиготрофных болот южно-таежной зоны Западной Сибири // Геохимия. 2021. Т. 66. № 6. С. 562–576.
10. *Водяницкий Ю.Н.* Железо в гидроморфных почвах. М.: АПР, 2017. 160 с.
11. *Ворончихина Е.А.* Рекультивация нарушенных ландшафтов: теория, технологии, региональные аспекты. Пермь, 2010. 165 с.
12. *Голеусов П.В., Лисецкий Ф.Н.* Воспроизводство почв в антропогенно нарушенных ландшафтах лесостепи. М.: ГЕОС, 2009. 210 с.
13. *Ермаков Е.И., Зверева Т.С., Рыбальченко О.В.* Изменение гранитного щебня под многолетней культурой пшеницы и томата // Почвоведение. 2000. № 12. С. 1463–1471.
14. *Забоева И.В.* Почвы и земельные ресурсы Коми АССР. Сыктывкар: Коми книжное издательство, 1975. 344 с.
15. *Зайдельман Ф.Р.* Процесс глееобразования и его роль в формировании почв. М.: Изд-во МГУ, 1998. 316 с.
16. *Зайдельман Ф.Р., Соколова Т.А., Нарокова Р.П.* Изменение содержания химического и минералогического состава илистых фракций трех почвообразующих пород под влиянием оглеения в условиях модельного опыта // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1978. № 1. С. 46–53.
17. *Козачок Ж.Н.* Особенности гумусовых веществ подзолистых и болотно-подзолистых почв // Экология таежных почв Севера. Сыктывкар, 1997. С. 53–64.
18. *Козловский Ф.И., Рюльман Й., Травникова Л.С., Кузяков Я.В.* Дифференциация исходно гомогенных субстратов по илу в многолетнем полевом опыте // Почвоведение. 2001. № 2. С. 149–158.
19. *Кононенко А.В.* Гидротермический режим таежных и тундровых почв Европейского Северо-Востока. Л.: Наука, 1986. 144 с.
20. *Лиханова И.А., Кузнецова Е.Г., Холопов Ю.В., Денева С.В., Лаптева Е.М.* Почвенное органическое вещество и запасы углерода в почвах техногенных ландшафтов средней тайги европейского северо-востока России // Лесохозяйственная информатика. 2022. № 3. С. 125–134. <https://doi.org/10.24419/LHI.2304-3083.2022.3.11>
21. *Махонина Г.И.* Экологические аспекты почвообразования в техногенных экосистемах Урала. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2003. 356 с.
22. *Машика А.В.* Запасы органического углерода в почвах коренных ельников // Коренные еловые леса Севера: биоразнообразие, структура, функции. СПб.: Наука, 2006. 337 с.

23. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Вып. 1. Архангельская, Вологодская области и Коми АССР книга 1. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 483 с.
24. *Нейштадт М.И.* Стратиграфия торфяных месторождений в свете данных абсолютного возраста // Природа болот и методы их исследований. Л., 1967. С. 90–95.
25. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И.* Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 256 с.
26. *Павлов А.В.* Теплофизика ландшафтов. Новосибирск: Наука, 1979. 278 с.
27. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
28. *Пономаренко С.В.* Развитие профиля на начальных стадиях почвообразования. Дис. ... канд. биол. наук. М., 1986. 215 с.
29. Путеводитель научной почвенной экскурсии: Лесная зона (сезонно-промерзающие почвы) / Отв. ред. Забоева И.В. Сыктывкар, 1997. 72 с.
30. Растительность Европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. 236 с.
31. *Рейнтам Л.Ю.* Гумусное состояние первичных почв под лесом на карьерных отвалах сланцевой промышленности // Почвоведение. 2001. № 10. С. 1207–1216.
32. *Руднева Е.Н., Забоева И.В., Урусевская И.С.* Почвенно-географическое районирование центральной и восточной частей европейской территории СССР // Подзолистые почвы центральной и восточной частей европейской территории СССР. Л.: Наука, 1981. С. 118–152.
33. *Середина В.П., Двуреченский В.Г., Пронина И.А., Акинина А.Н.* Вещественный состав эмбриоземов, формирующихся на отвалах железорудных месторождений юга Западной Сибири // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2017. № 40. С. 25–43. <https://doi.org/10.17223/19988591/40/2>
34. *Смагин А.В., Садовникова Н.Б., Смагина М.В., Глаголев М.В., Шевченко Е.М., Хайдапова Д.Д., Губер А.К.* Моделирование динамики органического вещества почв. М.: Изд-во МГУ, 2001. 120 с.
35. *Соколов Д.А., Андроханов В.А., Кулижский С.П., Доможакова Е.А., Лойко С.В.* Морфогенетическая диагностика процессов почвообразования на отвалах каменноугольных разрезов Сибири // Почвоведение. 2015. № 1. С. 106–117.
36. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
37. *Тонконогов В.Д.* Глинисто-дифференцированные почвы Европейской России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1999. 156 с.
38. *Трофимов С.С., Таранов С.А.* Особенности почвообразования в техногенных экосистемах // Почвоведение. 1987. № 11. С. 95–99.
39. *Федорец Н.Г., Шильцова Г.В., Германова Н.И., Антипина Г.С., Крышень А.М., Соколова А.И.* Начальные этапы почвообразования на отвалах железорудного месторождения в северо-таежной подзоне Карелии // Почвоведение. 1998. № 2. С. 133–139.
40. *Чижикова Н.П., Верховец И.А., Первова Н.Е., Лебедева М.П., Скворцова Е.Б., Золотарёв Г.В., Савельев Д.В.* Начальные стадии почвообразования на покровном суглинке (модельный эксперимент). Ижевск, 2016. 252 с.
41. *Abakumov E., Trubetskoy O., Demin D., Celi L., Cerli C., Trubetskaya O.* Humic acid characteristics in podzol soil chronosequence // Chemistry and Ecology. 2010. V. 26. P. 59–66. <https://www.researchgate.net/publication/233079163>
42. *Brimhall G.H., Chadwick O.A., Lewis C.J., Compston W., Williams I.S., Danti K.J., Dietrich W.E., Power M.E., Hendricks D. and Bratt J.* Deformational mass transport and invasive processes in soil evolution // Science. 1991. V. 255. P. 695–702. <https://doi.org/10.1126/science.255.5045.695>
43. *Fujisaki K., Chapuis-Lardy L., Albrecht A., Razafimbelo T., Chotte J.-L., Chevallier T.* Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands // Geoderma. 2018. V. 313. P. 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.010>
44. *Hupy J.P., Schaetzl R.J.* Soil development on the WWI battlefield of Verdun, France. // Geoderma. 2008. V. 145(1). P. 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.024>
45. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports. Rome: FAO, 2015. No 106.
46. *Lal R.* Soil carbon sequestration to mitigate climate change // Geoderma. 2004. V. 123. P. 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
47. *Lichter J.* Primary succession and forest development on coastal Lake Michigan sand dunes // Ecological Monographs. 1998. V. 68(4). P. 487–510.
48. *Lichter J.* Rates of weathering and chemical depletion in surface soils across a chronosequence of Lake Michigan sand dunes // Geoderma. 1998. V. 85. P. 255–282. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00026-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00026-3)
49. *Likhanova I.A., Deneva S.V., Kholopov Y.V., Kuznetsova E.G., Shakhtarova O.V., Lapteva E.M.* The Effect of Hydromorphism on Soils and Soil Organic Matter during the Primary Succession Processes of Forest Vegetation on Ancient Alluvial Sands of the European North-East of Russia // Forests. 2022. V. 13(2). 230. <https://doi.org/10.3390/f13020230>
50. *Likhanova I.A., Kuznetsova E.G., Lapteva E.M., Deneva S.V., Makeev B.A.* Soil Formation in the Quarries after Forest Reclamation in the Middle Taiga Subzone

- of the Northeast of European Russia // Eurasian Soil Science. 2021. V. 54(4). P. 631–647.
<https://doi.org/10.1134/S1064229321040104>
51. Matos E.S., Freese D., Böhm C., Quinkenstein A., Hüttl R.F. Organic matter dynamics in reclaimed lignite mine soils under Robinia pseudoacacia L. plantations of different ages in Germany // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2012. V. 43. P. 745–755.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2012.648354>
 52. Misebo A.M., Pietrzykowski M., Woś B. Soil Carbon Sequestration in Novel Ecosystems at Post-Mine Sites – A New Insight into the Determination of Key Factors in the Restoration of Terrestrial Ecosystems // Forests. 2022. V. 13. 63.
<https://doi.org/10.3390/f13010063>
 53. Pietrzykowski M., Daniels W.L. Estimation of carbon sequestration by pine (Pinussylvestris L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on differing mine soil substrates // Ecol. Eng. 2014. V. 73. P. 209–218.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.058>
 54. Vanden Bygaart A.J. and Protz R. Soil genesis on a chronosequence, Pinery Provincial Park, Ontario // Can. J. Soil Sci. 1995. V. 75. P. 63–72.
<https://doi.org/10.4141/cjss95-009>
 55. Zaidel'man F.R., Dzizenko N.N. & Cherkas, S.M. The influence of gleyzation on the chemical composition of the lysimetric water and the physicochemical properties of the parent rocks: A model experiment // Eurasian Soil Sc. 2014. V. 47. P. 1187–1197.
<https://doi.org/10.1134/S1064229314120126>

Soil Formation on Loamy Deposits in Technogenic Landscapes of the Taiga Zone in the North-Eastern Part of European Russia

I. A. Likhanova^{1, *}, E. G. Kuznetsova¹, Yu. V. Kholopov¹, S. V. Deneva¹, and E. M. Lapteva¹

¹*Institute of Biology, Komi Science Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, 167982 Russia*

**e-mail: likhanova@ib.komisc.ru*

The paper highlights the influence of moisture on the soil formation process on loamy deposits during the primary vegetation succession. The study was carried out in the north-eastern part of European Russia (Komi Republic) in the middle taiga subzone. The authors analyzed young soils on the territory of a quarry for extraction of loamy grounds and background soils in the vicinity of it. Planting the Siberian spruce cultures on the territory of the quarry activated formation of the tree layer and thereby accelerated formation of the zonal type soils. The third succession decade in drained conditions saw formation of organic soil horizons (litters), a decrease in soil density in the upper profile part, a tendency to redistribute and differentiate the silty fraction by one-and-a-half oxides, indicating the beginning of selective podzolization. The rise in soil moisture content increased conservation of organic residues (peat formation) and made gley formation active. The quarry soils, like background soils, increased in acidity, carbon and nitrogen reserves along with the soil moisture content increase. In automorphic soil formation conditions, the rate of organic carbon accumulation in the upper 0–20-cm layer is $0.4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$; the excessive soil moisture content further increased it ($1.0\text{--}1.2 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$). The reserves of C_{org} in the upper 20-cm soil layer of young soils are by 2–4 times less than those in background soils.

Keywords: primary soil formation, loams, soil moisture, soil carbon, quarry, reclamation

МЕТОДЫ ИЗМЕРЕНИЙ МАССОВОЙ ДОЛИ УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В ПОЧВАХ, СОДЕРЖАЩИХ КАРБОНАТЫ (ОБЗОР)

© 2024 г. Е. В. Шамрикова^{а, *}, Е. В. Ванчикова^а, Е. В. Кызьюрова^а, Е. В. Жангуров^а

^аИнститут биологии Коми НЦ УрО РАН, Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167982 Россия

*e-mail: shamrik@ib.komisc.ru

Поступила в редакцию 21.06.2023 г.

После доработки 23.10.2023 г.

Принята к публикации 24.10.2023 г.

В мировой практике измерение массовой доли углерода органических соединений ($C_{\text{орг}}$) в почвах, содержащих карбонаты, выполняют различными способами. Проведен анализ методов, позволяющих решить данную задачу, включая новейшие подходы: термогравиметрия, дифференциальная сканирующая калориметрия, спектроскопия. Показано, что присутствие CaCO_3 не препятствует применению дихроматометрического метода (Тюрин, Уолкли—Блэк) определения $C_{\text{орг}}$. Недостатки метода сводятся к трудоемкости анализа, необходимости постоянного присутствия оператора, неполному окислению органических соединений и загрязнению окружающей среды. Метод измерения потерь массы почвы при прокаливании (ППП) экономичен и экспрессен, однако дает завышенное содержание $C_{\text{орг}}$, что связано с неадекватностью пересчетного коэффициента 1.724, наличием адсорбированной и химически связанной воды, а также минеральных компонентов, разлагающихся при $T = 105\text{--}550^\circ\text{C}$. Наиболее актуальным решением нахождения $C_{\text{орг}}$ в карбонатных почвах является использование анализатора и кальциметра, хотя точность измерений $C_{\text{орг}}$ при наличии карбонатов существенно снижается из-за квадратичного суммирования погрешностей двух методов. Высокая стоимость прибора, обслуживания, поверки и ремонта ограничивает его массовое использование в почвенных лабораториях. Для измерения содержания карбонатов почв возможно применение и гравиметрического (ППП), и волюмометрического (кальциметр) методов. Использование последнего предпочтительно для почв с преобладанием CaCO_3 в карбонатном составе. Предварительное удаление карбонатов из образцов почв трудоемко, а также может приводить к частичной потере $C_{\text{орг}}$ вследствие кислотной экстракции. Высокая стоимость приборов и отсутствие библиотек спектров почв сдерживают развитие vis-NIR и MIR спектроскопии как альтернативы методам “мокрой” химии. Продолжение сравнительных исследований улучшит понимание пространственных закономерностей распределения углерода органических соединений почв.

Ключевые слова: сравнительный анализ, углерод органических и неорганических соединений

DOI: 10.31857/S0032180X24030027, **EDN:** Y1XNFI

ВВЕДЕНИЕ

В почве углерод присутствует в органическом веществе и индивидуальных органических соединениях ($C_{\text{орг}}$), а также в различных формах карбонатов, в основном кальция и магния ($C_{\text{н}}$). В глобальном масштабе карбонатные почвы покрывают более 30% земной поверхности [27, 48, 79], и примерно одна треть общего углерода почв представлена неорганической формой [13].

Углерод непрерывно циркулирует в биосфере Земли под влиянием химических, физических и биологических процессов. Две формы углерода

тесно взаимосвязаны [88, 96]. С одной стороны, карбонаты замедляют круговорот органического углерода, стабилизируя $C_{\text{орг}}$ путем физической защиты (окклюзии) от деградации [64]. С другой, органические кислоты, образующиеся в результате функционирования биоты [5], растворяют карбонаты. Углерод в виде углекислого газа, образовавшегося в ходе реакции, удаляется из системы [7, 8, 58, 60, 80, 109]. Подтверждением течения этих процессов выступает тесная взаимосвязь между содержанием $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{н}}$ ($r = -0.983$, $p < 0.000$, $n = 9$ [6]), характеризующая почвы Полярного Урала (хребет Большой Пайпудынский) (рис. 1).

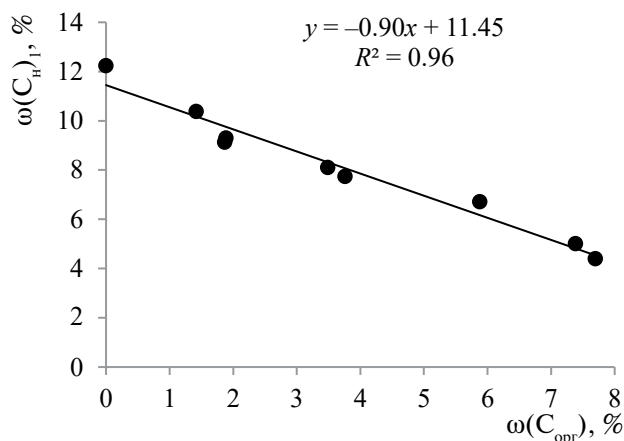


Рис. 1. Взаимосвязь содержания углерода органических и неорганических соединений ($\omega(C_{\text{орг}})$ и $\omega(C_n)_1$) в горно-тундровых карбонатных почвах Полярного Урала. Составлено по [6]. Здесь и далее $\omega(C_n)_1$ измерена волюмометрическим методом.

В источниках литературы информация о взаимосвязи содержания разных форм углерода противоречива. Встречаются упоминания как о положительной и отрицательной (менее тесной) корреляции, так и об отсутствии таковой. Это определяется свойствами и генезисом почвы, источниками происхождения органических и неорганических соединений, климатическими условиями, методами землепользования и управления [51, 65, 107]. Уникальность примера почв хребта Большой Пайпудынский связана с тем, что почвы сформированы на однородных по составу элювиально-делювиальных отложениях карбонатных пород, массовая доля (ω) CaCO_3 которых достигает 100% (соответственно $\omega(C_n) = 12\%$).

Круговорот углерода органических и неорганических соединений реагирует на изменение климата и участвует в его регулировании. Карбонаты считаются надежным палеоэкологическим индикатором и используются для региональных палеоклиматических исследований [108, 112]. Система C_n почвы является одним из крупнейших поглотителей атмосферного CO_2 [24, 44, 59, 110, 111]. С другой стороны, накоплены обширные сведения о латеральном выносе растворенного углерода карбонатов. При этом масштабы водного экспорта C_n в виде H_2CO_3 , HCO_3^- и CO_3^{2-} могут в несколько раз превышать уровень его стабилизации [43, 66, 77].

Таким образом, в эпоху глобальных изменений становится все более актуальной оценка запасов обеих форм углерода почв в составе общего пула элемента [27, 98]. Анализ работ по данной тематике выявил непропорционально большее количество исследований, посвященных методам

измерений $C_{\text{орг}}$ в бескарбонатных почвах. Существенно меньшее внимание уделено сравнению подходов измерения содержания $C_{\text{орг}}$ в присутствии карбонатов [34, 87]. Вместе с тем подобные исследования необходимы для интеграции планетарных данных с целью мониторинга современного состояния углерода почв и прогноза его изменений под действием природных и антропогенных факторов [72, 86]. Отсутствие сопоставимых данных является одной из причин низкой точности глобальных карт запасов углерода органических соединений почв, включая почвы, содержащие карбонаты [40].

На решение вопросов стандартизации и унификации методов измерений показателей почв направлена работа Глобальной сети почвенных лабораторий (ГЛОСОЛАН), созданной в рамках работы Глобального почвенного партнерства Продовольственной и сельскохозяйственной организации Объединенных Наций (ФАО). За пять лет усилиями ученых мира разработано и представлено в открытом доступе более 20 протоколов гармонизированных методов измерений параметров почв (<https://www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan/>). Работа в этом направлении продолжается.

Цель настоящего исследования – провести критический анализ методов измерений содержания углерода органических соединений в карбонатных почвах, включающий рассмотрение преимуществ и недостатков методов измерений углерода карбонатов.

ФАКТОРЫ, ВЛИЯЮЩИЕ НА ТОЧНОСТЬ РЕЗУЛЬТАТОВ ИЗМЕРЕНИЙ СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА В ПОЧВЕ

В мировой практике измерение содержания углерода органических и неорганических соединений почв выполняют различными методами. При выборе методики исследований учитывают особенности химических свойств исследуемой почвы, необходимую точность результатов измерений, экспрессность, стоимость анализа, экологичность (безопасность для инженера и окружающей среды), а также возможность в одной пробе почвы измерять и другие показатели (например, N, S, O, H).

Все методы измерений содержания $C_{\text{орг}}$ базируются на его окислении до оксида углерода (IV). Существуют методы сжигания органических соединений (“сухой” способ), основанные на измерении количества CO_2 , и методы окисления $C_{\text{орг}}$ в растворах (“мокрой” способ). Последние предполагают оценку количества окислителя, пошедшего на перевод $C_{\text{орг}}$ в CO_2 , или количества восстановленной формы используемого окислителя, образовавшейся в процессе реакции окисления–восстановления [3].

Неравномерная оснащённость химических лабораторий ограничивает сравнение результатов измерений содержания $C_{\text{орг}}$, полученных альтернативными методами. Проблемы проведения долгосрочного мониторинга отдельных территорий вызывает также смена/развитие аналитических методов исследований [49, 50]. Однако использование различных способов — далеко не единственная причина расхождения результатов измерений [67].

Серьёзные трудности при интерпретации временных рядов динамики углерода почв порождает вольная трактовка прописей методов, возникающая в связи с отсутствием детального описания всех процедур. Источниками несовместимости результатов исследований почв, полученных по одной методике, могут быть также другие факторы. Приведем примеры некоторых из них:

1) изменения в схеме полевого отбора проб почвы [69], а также естественная неоднородность условий формирования почв [23, 74];

2) разная пробоподготовка почв — качество удаления неразложившихся растительных остатков [35, 45, 106], выбор размера частиц (диаметр ячеек сита), недостаточная однородность проб [36, 40];

3) выбор массы исследуемой пробы почвы, определяющей точность результата измерений (“труба Хорвица” — увеличение погрешности результата измерений по мере снижения концентрации вещества в анализируемой пробе) [104];

4) смена операторов в лаборатории [49, 50];

5) продолжительность и условия хранения почвы. Данный фактор заслуживает большего внимания в будущих исследованиях [16]. Изменения состава проб при хранении могут быть связаны с микробиологической активностью. В соответствии с работой [19], повторный анализ почв, хранившихся около 30 лет в закрытых стеклянных емкостях, не обнаружил изменения общего содержания углерода. Напротив, группой исследователей [32, 103] подтверждено снижение содержания углерода в связи с непрерывным выделением CO_2 .

МЕТОДЫ ИЗМЕРЕНИЙ СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА В ПОЧВАХ

Высокотемпературное каталитическое окисление (ВКО) углерода на анализаторах. Метод измерений содержания общего углерода ($C_{\text{общ}}$) в почве на анализаторе (сжигание органических соединений и разложение карбонатов при температуре более 1000°C) признан золотым стандартом [26, 31, 36].

Данный метод имеет ряд преимуществ перед другими способами исследований углерода в почве, например:

1) гарантирует полное окисление углерода органических соединений и разложение неорганических;

2) является селективным, так как интенсивность аналитического сигнала (площадь пика CO_2 на хроматограмме) не зависит от присутствия других компонентов почвы;

3) позволяет исследовать широкий диапазон массовой доли углерода — от 0.1 до 100%;

4) доступны стандартные образцы для градуировки анализатора, так как используют как индивидуальные органические соединения, так и государственные (ГСО) и отраслевые (ОСО) стандартные пробы почв, растительных материалов и других твердых объектов;

5) экспресность метода позволяет в автоматическом режиме исследовать партию проб почв, помещенных в пробоотборный диск (до 100 шт.);

6) высокая точность результатов измерений, зависящая от содержания углерода в почве. Относительные погрешности (δ) измерений содержания ω ($C_{\text{общ}}$) составляют $\pm\delta = 23, 15, 10$ и 3.5% для диапазонов содержания $\omega(C_{\text{общ}}) = (0.1-2); (2-5)$ и $(5-30)$ и свыше 30% соответственно¹.

В связи с этим метод оценки содержания общего углерода почв на анализаторе часто используют как референтный, при сравнительных исследованиях результатов измерений массовой доли углерода, полученных разными методами [86].

Недостатком данного способа является то, что для большинства анализаторов не отработаны условия раздельного измерения содержания $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{н}}$. Поэтому, при исследовании карбонатных почв, необходима дополнительная оценка содержания углерода карбонат-ионов. В этом случае понижается точность измерений $\omega(C_{\text{орг}})$, так как квадратично суммируются погрешности двух методов:

$$\omega(C_{\text{орг}}) = \omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}}),$$

$$\delta(\omega(C_{\text{орг}})) = \frac{100 \sqrt{\Delta^2(\omega(C_{\text{общ}})) + \Delta^2(\omega(C_{\text{н}}))}}{\omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}})}, \quad (1)$$

где δ — относительная погрешность измерений массовой доли $C_{\text{орг}}$,

Δ — абсолютная погрешность измерений массовой доли $C_{\text{орг}}$.

¹ Ванчикова Е.В., Кондратёнок Б.М., Туманова Е.А. Методика измерений №88-17641-004-2016 (ФР.1.31.2016.23502). Почвы, грунты, донные отложения, торф и продукты его переработки, твердые материалы растительного, животного, природного и производственного происхождения, химические соединения. Методика измерений массовой доли азота, углерода, органического вещества на элементном анализаторе EA 1110 (CHNS-O). ИБ Коми НЦ УрО РАН: Сыктывкар, 2016. 29 с.

Следует отметить, что в этом случае относительная погрешность показателя, рассчитанного по разности двух значений, значимо зависит от соотношения уменьшаемого и вычитаемого. Ниже приведены два способа решения этой проблемы: предварительное удаление карбонатов из образца почвы и измерение содержания углерода неорганических соединений волюмометрическим методом (ВММ) на кальциметре.

Реализация поставленной задачи высокотемпературным каталитическим окислением углерода на анализаторе в присутствии карбонатов предполагает приобретение трех средств измерений — анализатора, кальциметра (либо муфельной печи), аналитических весов. В сумме со стоимостью расходных материалов, обслуживания, поверки и ремонта метод ВКО углерода на анализаторах может оказаться достаточно дорогим и финансово недоступным для многих лабораторий [61].

В практическом почвоведении активно используются аналоги анализаторов. Так, согласно данным [2], коллективом Почвенного института им. В.В. Докучаева в начале 80-х годов прошлого столетия для анализа общего углерода почв был испытан экспресс-анализатор АН-7529 (Гомель). При значительном удешевлении (не менее чем в 10 раз) стоимости анализа почв на данной установке по сравнению с CNS-анализаторами прибор лишен возможности одновременного нахождения содержания иных элементов. Кроме того, верхний предел измерения $\omega(C_{орг})$ ограничивается 10%. Проблема дополнительного определения C_n в этом подходе решена путем замера CO_2 , образовавшегося при обработке второй навески почвы раствором $HClO_4$, кулонометрическим титрованием.

Удаление карбонатов из образца почвы. Для исследований почвы на анализаторе к навеске (1.5–20 мг, в зависимости от содержания $C_{орг}$) добавляют по каплям избыток раствора хлороводородной кислоты до прекращения выделения газа (CO_2). Анализ выполняют в серебряных контейнерах. При необходимости оценки $\omega(C_n)$ в почве, исследуют две навески, измеряя в исходной пробе содержание общего углерода и $C_{орг}$ после удаления карбонат-анионов.

Подобный прием удаления карбонатов из образца почвы применяют и для других методов [11, 34, 63, 83]. Для разложения карбонатов используют разные кислоты — HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4 [22]. Однако предварительное обескарбоначивание почвы трудоемко, а также может приводить к потере части $C_{орг}$ из-за кислотной экстракции при удалении избытка раствора кислоты декантацией [10, 84]. В целях минимизации потери органоминеральных коллоидных частиц есть рекомендация проводить центрифугирование [22]. Другой метод подкисления включает фумигацию парами кислоты образца почвы, помещенного в капсулу [34, 52].

Метод подкисления *in situ* предполагает обработку проб почв раствором кислоты с последующей их сушкой во избежание потери кислоторастворимых компонентов. Методы подкисления на месте позволяют избежать потери растворимого в кислоте $C_{орг}$, поскольку повторное взвешивание обработанных кислотой образцов не требуется [95].

Ацидиметрия, основанная на обратном титровании оставшейся кислоты после реакции с образцом, является еще одним возможным подходом [71].

Гравиметрическое измерение потери массы почвы при выделении CO_2 также было предложено как более быстрое, недорогое и точное измерение содержания углерода карбонатов [47, 78]. Так как при обработке почвы раствором кислоты при устранении ее избытка удаляются все кислоторастворимые соединения, а при использовании минимального количества кислоты карбонат-анионы заменяются на анионы используемой кислоты, то природа соединений при оценке убыли массы почвы неопределенна.

Если учитывать то, что все подходы основаны на взаимодействии карбонатов почвы с кислотой, то ограничения включают различную продолжительность реакции для разных типов карбонатов, зависящую от их реакционной способности. Кроме того, эти методы часто недостаточно точны при низком содержании карбонатов [71].

Волюмометрический метод измерений содержания углерода неорганических соединений с использованием кальциметра. Метод предполагает разложение присутствующих в почве карбонатов раствором хлороводородной кислоты. По мере выделения CO_2 в реакционной емкости, соединенной с бюреткой, возрастает давление, и вода в бюретке поднимается. Изменение уровня воды является мерой количества CO_2 . Калибровку кальциметра проводят по навескам карбоната кальция. Хорошо зарекомендовал себя в работе кальциметр компании Eijkelkamp (Нидерланды)², с помощью которого можно одновременно измерять содержание карбонатов в пяти образцах [6]. Использование кальциметра не трудоемко. Если учитывать то, что результат измерений относят к содержанию $CaCO_3$, то и использовать кальциметр предпочтительно для почв, в которых в составе карбонатов доминирует $CaCO_3$. Однако проблемы при исследовании почв, содержащих $MgCO_3$ и Na_2CO_3 , можно решить, выражая результат измерений в виде массовой доли C_n . Следует отметить, что мешающее действие могут оказывать соединения, взаимодействующие с раствором HCl с выделением газообразных продуктов (SO_2 , H_2S и др.).

² ISO 10693:1995. Soil quality — Determination of carbonate content — Volumetric method. 1995. P. 9.

Относительная погрешность измерений массовой доли карбоната кальция и, соответственно, C_H для диапазонов $w(\text{CaCO}_3) = 0.5\text{--}5\%$ и $w(C_H) = 0.06\text{--}0.6\%$ составляет $d = 20\%$; $w(\text{CaCO}_3) = 5\text{--}15\%$ и $w(C_H) = 0.6\text{--}1.8\%$ — $d = 15\%$, $w(\text{CaCO}_3) > 15\%$ и $w(C_H) > 1.8\%$ — $d = 10\%$.

Как было показано выше (формула (1)), оценка $w(C_{\text{орг}})$ по разности результатов измерений содержания $C_{\text{общ}}$ и C_H приводит к повышению относительной погрешности $C_{\text{орг}}$. В качестве примера приведены (табл. 1) теоретические (рассчитанные по погрешностям методик) значения относительной погрешности измерений $w(C_{\text{орг}})$ в карбонат-

ных почвах [87]. Погрешность зависит от доли

C_H в общем содержании углерода ($\frac{\omega(C_H)}{\omega(C_{\text{общ}})}$).

При $\frac{\omega(C_H)}{\omega(C_{\text{общ}})} < 40\%$ погрешность измерения $C_{\text{орг}}$

не превышает 20%. В свою очередь почвам, в кото-

рых преобладают карбонаты ($\frac{\omega(C_H)}{\omega(C_{\text{общ}})} = 80\text{--}90\%$),

характерна погрешность 70–290% (пробы почв 18–23, табл. 1).

Дихроматометрический метод (модификации Тюрина и Уолкли–Блэка). Недостатки метода сводятся к трудоемкости, необходимости постоянного присутствия оператора и связаны с загрязнением окружающей среды [98].

Ограничениями метода являются присутствие в почвах Cl^- , Mn^{2+} и Fe^{2+} , наличие трудноокисляемых компонентов, таких как пирогенный C, а также неопределенность условно принятой нулевой степени окисления углерода органических соединений в реакции с дихроматом калия [38, 39].

Однако, несмотря на очевидные сложности и ограничения, дихроматометрический метод, реализуемый в двух наиболее распространенных в мировом почвоведении вариантах — методах Тюрина и Уолкли–Блэка, до настоящего времени активно используется в практическом почвоведении. Нормативный документ³ предполагает измерение массовой доли углерода органических соединений или органического вещества (ОВ) методом их окисления дихромат-анионами, в диапазоне $w(C_{\text{орг}}) = 0.17\text{--}8.7\%$ ($w(\text{ОВ}) = 0.3\text{--}15\%$).

³ Ванчикова Е.В., Кондратёнок Б.М., Туманова Е.А. Методика измерений №88-17641-004-2016 (ФР.1.31.2016.23502). Почвы, грунты, донные отложения, торф и продукты его переработки, твердые материалы растительного, животного, природного и производственного происхождения, химические соединения. Методика измерений массовой доли азота, углерода, органического вещества на элементном анализаторе EA 1110 (CHNS-O). Сыктывкар: ИБ Коми НЦ УрО РАН, 2016. 29 с.

При точности измерений 20% учет неокисляемого дихроматом калия $C_{\text{орг}}$ в бескарбонатных почвах, согласно этому документу, осуществляется путем введения поправочных коэффициентов — 1.15 и 1.3³ (метод Тюрина и Уолкли–Блэка соответственно). Несовпадение поправочных коэффициентов для двух вариантов “мокрого” метода, на наш взгляд, связано с большим диспергированием твердой фазы почвы и продолжительностью нагревания системы. Последние факторы приводят к большей эффективности окисления органического углерода по методу Тюрина по сравнению с методом Уолкли–Блэка [4, 86].

И хотя ряд авторов рекомендуют использовать единый поправочный коэффициент для метода Уолкли–Блэка [49, 50, 61], есть значительное количество оппонентов, отрицающих универсальность этого показателя. В многочисленных литературных источниках можно встретить иные значения поправочных коэффициентов от 1.2 до 1.85 [68, 75, 83, 86]. По мнению [25, 33, 49, 55, 61], значение поправочного коэффициента зависит от типа почвы, диапазона значений $C_{\text{орг}}$ и ее гранулометрического состава. Низкое восстановление углерода может быть связано с локальными факторами, такими как значительный уровень обугленного органического вещества после пожаров [91]. Кроме того, есть мнение, что значения коэффициентов в некоторых выборках могут различаться в зависимости от климатических условий года. По мнению [77], лучшая стратегия повышения качества данных — поиск поправочных коэффициентов для конкретного участка и года. Однако подобное решение требует значительных дополнительных финансовых и человеческих ресурсов.

Относительно влияния карбонатов на результаты измерений $\omega(C_{\text{орг}})$ в почвах дихроматометрическим методом в литературе можно встретить различные мнения. В работе [10] находят присутствие карбонатов ограничением использования данного метода. Согласно [1], карбонаты щелочеземельных металлов реагируют с хромовой смесью, нейтрализуя кислоту, как правило, не мешают измерению органического углерода. Действующий ГОСТ⁴ не содержит упоминаний о специфике работы с карбонатными почвами. Пропись метода Уолкли–Блэка подразумевает ограничение на анализ почв, содержащих значительное количество карбонизированных материалов [37]. При этом предельно допустимая массовая доля CaCO_3 в почвах, пригодных для анализа, в руководящем документе не указана.

Есть упоминание о высокой изменчивости измерений содержания углерода органических соединений в случае значительного превышения

⁴ ГОСТ 26213-91 Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Издательство стандартов, 1992. 10 с.

Таблица 1. Расчетные значения относительной погрешности (δ) измерения массовой доли (ω) углерода органических соединений в карбонатных почвах. Составлено по [87]

№ ПОЧВЫ	C _{общ}		C _н		C _{орг}		δ(ω(C _{орг}))	$\frac{\omega(C_{\text{н}})}{\omega(C_{\text{общ}})}$
	ω	±Δ	ω	±Δ	ω	±Δ		
	%							
$\frac{\omega(C_{\text{н}})}{\omega(C_{\text{общ}})} \leq 0.4$								
1	13.6	1.4	0.8	0.1	12.8	1.4	11	0.06
2	6.3	0.6	0.6	0.1	5.7	0.6	11	0.1
3	6.7	0.7	1.1	0.2	5.6	0.7	12	0.16
4	4.4	0.7	0.9	0.1	3.5	0.7	19	0.2
5	2.7	0.4	0.6	0.1	2.1	0.4	20	0.22
6	6.3	0.6	1.6	0.2	4.7	0.7	14	0.25
7	6.1	0.6	1.6	0.2	4.5	0.7	15	0.26
8	5.7	0.6	1.6	0.2	4.1	0.6	15	0.28
9	23.6	2.4	7	0.7	16.6	2.5	15	0.3
10	12.1	1.2	4.4	0.4	7.7	1.3	17	0.36
11	12.4	1.2	5	0.5	7.4	1.3	18	0.4
$\frac{\omega(C_{\text{н}})}{\omega(C_{\text{общ}})} > 0.4$								
12	1.6	0.4	0.7	0.1	0.9	0.4	43	0.44
13	1.6	0.4	0.8	0.1	0.8	0.4	48	0.5
14	1.2	0.3	0.6	0.1	0.6	0.3	50	0.51
15	12.6	1.3	6.7	0.7	5.9	1.4	24	0.53
16	0.9	0.2	0.6	0.1	0.3	0.2	80	0.67
17	11.5	1.2	7.7	0.8	3.8	1.4	36	0.67
18	0.9	0.2	0.7	0.1	0.2	0.2	116	0.76
19	11.4	1.1	9.3	0.9	2.1	1.5	70	0.82
20	11	1.1	9.1	0.9	1.9	1.4	75	0.83
21	1.1	0.3	1	0.2	0.1	0.3	290	0.88
22	11.8	1.2	10.4	1.0	1.4	1.6	112	0.88
23	6.7	0.7	6.1	0.6	0.6	0.9	151	0.91

* Расчет $\omega(C_{\text{орг}})$ проводили по разности $\omega(C_{\text{общ}})$ и $\omega(C_{\text{н}})_1$, измеренных высокотемпературным окислением и волюмометрическим методом соответственно.

содержания неорганического углерода над органическим из-за сложности разрушения карбонатов [68]. Однако представлены экспериментально полученные аргументы в пользу того, что карбонаты не влияют на измерение $\omega(C_{\text{орг}})$ дихроматометрическим методом, включая почвы с высоким содержанием CaCO_3 [87]. Это свидетельствует о том, что пределы измерения и погрешность, приписанные к модификации метода Тюрина и методу Уолкли–Блэка³, применимы и к карбонатным почвам.

Первым доказательством является сравнение $\omega(C_{\text{орг}})$ в бескарбонатных стандартных пробах почв (ГСО 10413-2014; ОСО 11201; ОСО 21401; ОСО

29106, Россия) и в смесях этих проб почв с CaCO_3 . Трехкратное превышение количества углерода в составе карбонатов над органическим углеродом не влияет на результат измерений массовой доли $C_{\text{орг}}$ методами Тюрина и Уолкли–Блэка [87]. Возможно, данный факт связан со спецификой строения карбонатных пород.

Вторым аргументом выступают результаты сравнения $\omega(C_{\text{орг}})$ в почвах, содержащих карбонаты — исходных и лишенных карбонатов достаточным количеством раствора серной кислоты. Измерения $\omega(C_{\text{орг}})$ выполняли методами Тюрина и Уолкли–Блэка, в качестве референтного

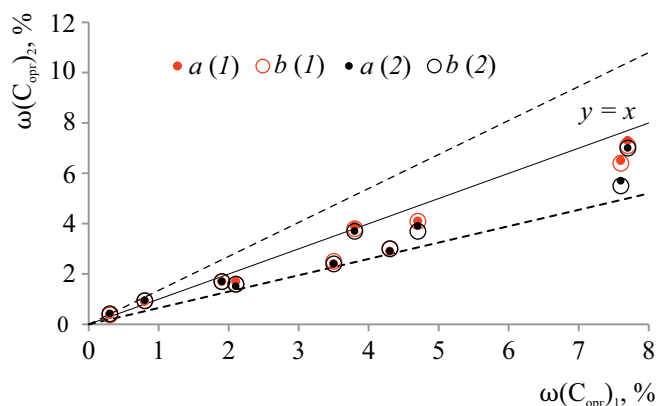


Рис. 2. Взаимосвязь содержания углерода органических соединений $\omega(C_{\text{орг}})_2$, измеренного методами Уолкли–Блэка (1) и Тюрина (2), и опорного значения $\omega(C_{\text{орг}})_1 = \omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}})_1$ в исходных образцах почв (а) и в образцах, лишенных карбонатов (б). Пунктирными линиями отмечены границы относительной погрешности $\delta = \pm 35\%$. Здесь и далее $\omega(C_{\text{общ}})$ измерена методом высокотемпературного каталитического окисления.

(опорного) значения $\omega(C_{\text{орг}})$ выбрали разность результатов измерений $\omega(C_{\text{общ}})$ (ВКО на анализаторе) и $\omega(C_{\text{н}})$ карбонатов (ВММ на кальциметре) (рис. 2). Из рисунка следует: все результаты измерений $\omega(C_{\text{орг}})$ методами Тюрина и Уолли–Блэка в исходных и обескарбонированных пробах почв не отклоняются от реперных значений более, чем на 35%. Расхождение результатов измерений одной пробы исходной и после удаления карбонатов как методом Тюрина, так и Уолкли–Блэка не превышает 7%.

В настоящее время в мировой практике почвоведения все большее внимание уделяется контролю качества измерений — как внешнему (межлабораторные сличительные испытания, или “кольцевые тесты”), так и внутреннему [https://www.fao.org/global-soil-partnership/glosolan/]. Последний, как известно, может осуществляться с использованием либо альтернативного (опорного) метода, либо с помощью стандартных образцов. Диапазон измеренных дихроматометрически, аттестованных значений $C_{\text{орг}}$ стандартных образцов почв составляет $\omega(C_{\text{орг}}) = 0.2\text{--}9\%$. ГСО и ОСО на более высокие значения $C_{\text{орг}}$ данного метода отсутствуют. В этой связи оценку качества дихроматометрического измерения $C_{\text{орг}}$ карбонатных почв для широкого диапазона значений выполнили с помощью другого подхода (ВКО в совокупности с ВММ) [87], увеличив верхний предел измеряемого показателя с $\omega(C_{\text{орг}}) = 8.7\%$ ($\omega(\text{ОВ}) = 15\%$)³ до $\omega(C_{\text{орг}}) = 46\%$ ($\omega(\text{ОВ}) = 79\%$). Весь массив результатов $\omega(C_{\text{орг}})$ разбили на два поддиапазона: 0.17–10% (99 проб, из них 18 — карбонатные) и 10–46% (54 пробы,

4 из них — карбонатные) (рис. 3). Содержание углерода неорганических соединений в почвах соответствует интервалу 0.3–10%.

В первом поддиапазоне для проб с $\omega(C_{\text{орг}}) \leq 2\%$ относительное отклонение результатов измерения $C_{\text{орг}}$ карбонатных почв по методу Уолкли–Блэка от разности массовой доли $C_{\text{общ}}$ и $C_{\text{н}}$ составляет более 25% (рис. 4а). Таким образом, погрешность опорного метода превышает нормированную погрешность измерения дихроматометрического измерения, равную 20%³, что неприемлемо. В этой связи проведение оценки качества результатов измерения $\omega(C_{\text{орг}})$ в карбонатных почвах по методу Уолкли–Блэка³ с использованием двух средств измерений (анализатор и кальциметр) возможно только при $\omega(C_{\text{орг}}) > 2\%$. Данный экспериментальный полученный вывод подтверждает и уточняет расчёт теоретических относительных погрешностей (с учетом погрешностей всех методик) — контроль качества измерений возможен для проб, в которых

нижний предел $\omega(C_{\text{орг}})$ составляет 2% и $\frac{\omega(C_{\text{н}})}{\omega(C_{\text{общ}})}$

не превышает 30%. На рис. 6 эта область значений

выделена фигурными скобками. Следовательно, для карбонатных почв с $\omega(C_{\text{орг}}) = 0.17\text{--}2\%$ оценку качества дихроматометрических измерений допустимо проводить только с использованием стандартных образцов, аттестованных по этому методу. Однако в многолетней практике работы аналитической лаборатории подобные ГСО не встречались.

Для почв, не содержащих карбонаты, и карбонатных с $\omega(C_{\text{орг}}) > 2\%$, включая почвы второго поддиапазона с $\omega(C_{\text{орг}}) > 10\%$, в основном (93 из 99 случаев) отклонение не превышает 20% (рис. 4б). Более того, исследование почв с $\omega(C_{\text{орг}}) > 10\%$ показало высокую корреляцию измеряемого показателя ($r > 0.9$, $p < 0.000$, $n = 54$) с опорным значением (разница ВКО и ВММ). Следовательно, перспективно провести дополнительное метрологическое исследование органогенных горизонтов почв с целью аттестации методов Тюрина и Уолкли–Блэка для оценки содержания $C_{\text{орг}}$ в почвах при $\omega(C_{\text{орг}}) > 8.7\%$ ($\omega(\text{ОВ}) > 15\%$).

Необходимо отметить, что при содержании $C_{\text{орг}}$ более 2% большинство значений по методу Уолкли–Блэка завышены по сравнению с опорным (рис. 5б). Коэффициенты, учитывающие неполное окисление углерода органических соединений дихромат-ионами в условиях метода Уолкли–Блэка, равны в среднем не 1.3, а 1.24. Еще большая доля органических соединений окисляется дихромат-ионами в диапазоне $\omega(C_{\text{орг}}) = 10\text{--}46\%$ (рис. 3, отклонение от линии $y = x$). В этом случае поправочный коэффициент снижается с 1.3 до 1.15. Это дополнительно подтверждает непостоянство значения поправочного коэффициента, зависящего от природы

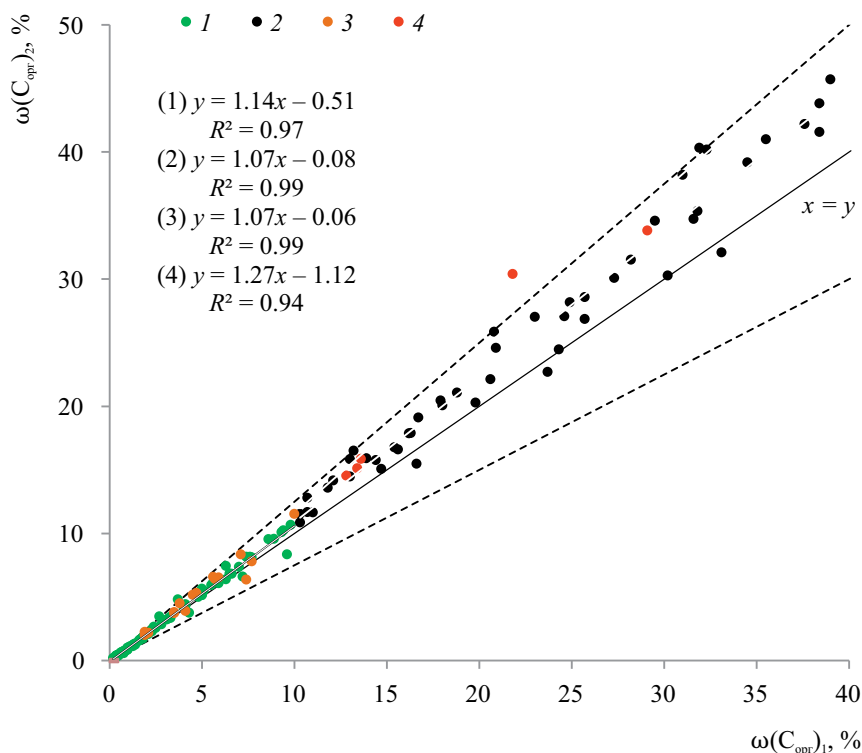


Рис. 3. Взаимосвязь содержания углерода органических соединений $\omega(C_{\text{орг}})_2$, измеренного методом Уолкли–Блэка, и опорного значения $\omega(C_{\text{орг}})_1 = \omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}})_1$: бескарбонатные почвы с $\omega(C_{\text{орг}})_1 = 0.17\text{--}10\%$ (1) и $10\text{--}46\%$ (2), карбонатные почвы с $\omega(C_{\text{орг}})_1 = 2\text{--}10\%$ (3) и $10\text{--}46\%$ (4). Пунктирными линиями отмечены границы относительной погрешности $\delta = \pm 25\%$.

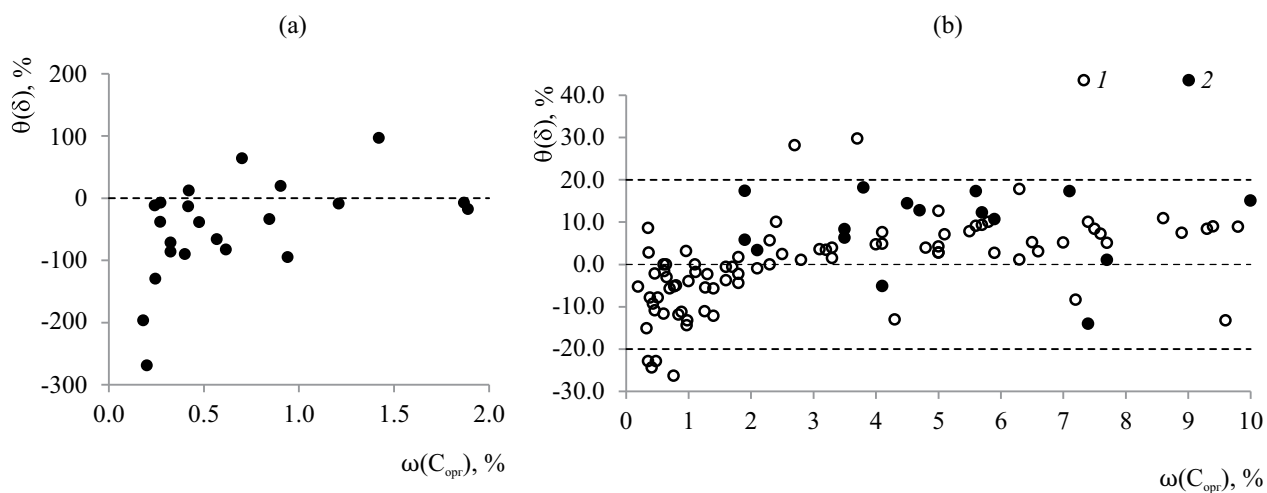


Рис. 4. Относительное отклонение $\theta(\delta)$ измерения $\omega(C_{\text{орг}})$ методом Уолкли–Блэка от опорного $\omega(C_{\text{орг}})_1 = \omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}})_1$: в карбонатных почвах с $\omega(C_{\text{орг}}) < 2\%$ (а) и $\omega(C_{\text{орг}}) > 2\%$ (1b), а также в бескарбонатных почвах (2b).

органических соединений почвы, а следовательно, типа почвы, условий формирования органического вещества, диапазона значений $\omega(C_{\text{орг}})$ в пробе и т.д.

Дополнительно отметим, что для результатов оценки $\omega(C_{\text{орг}})_2$, полученных методом Уолкли–Блэка

(рис. 4) в карбонатных почвах, абсолютное отклонение обусловлено погрешностью трех методов: $\theta(\Delta) = (\omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}}) - \omega(C_{\text{орг}})_2)$. Поэтому при низком содержании $C_{\text{орг}}$, относительное отклонение $\theta(\delta)$ оказалось таким высоким (рис. 4а).

Гравиметрический метод (измерение потери массы почвы при прокаливании). Гравиметрический метод считается экономичным, экологически безопасным, быстрым, простым и относительно недорогим способом оценки содержания обеих форм углерода [15, 100, 105, 108]. Использование метода требует обычное для большинства лабораторий оборудование — аналитические весы, сушильный шкаф, муфельную печь и фарфоровые тигли. В основе метода лежит прокаливание почвы при высокой температуре в течение определенного промежутка времени. Этот метод в основном используют для измерений массовой доли органического вещества в почвах при его содержании более 15% (очес, подстилки, торф и др.) [1], а также для пересчета результатов элементного анализа на прокаленную почву.

Соблюдение температурного режима — важнейшее требование, особенно при измерении $\omega(C_{орг})$ в карбонатных почвах. В литературе и нормативных документах нет единообразия рекомендуемых условий нагревания. Считают, что оптимальная температура, с одной стороны, определяется полнотой удаления органического вещества ($T = 500–600^\circ\text{C}$), с другой стороны, — сведением к минимуму потери массы, вызванной разложением карбонатов ($T = 750–850^\circ\text{C}$). В некоторых руководствах рекомендована $T = 450^\circ\text{C}$ [42] или 500°C [63]. Вместе с тем только при $T = 550^\circ\text{C}$ достигается полнота разложения органических соединений почвы [54]. Препятствием для точности измерений $\omega(C_{орг})$ может быть наличие в почвах карбонатов Cu, Fe, Mn, Mg, а также сложных карбонатов, которые разлагаются при температурах $T = 380–600^\circ\text{C}$ [53, 73, 101].

Поскольку данным методом непосредственно измеряют потерю массы почвы при нагревании (считают, что при заданной температуре сгорают все органические соединения), то для расчета $\omega(C_{орг})$ необходимо знать долю $C_{орг}$ в удаляемых соединениях (рис. 5). Согласно обзору [75], общепринятое значение доли $C_{орг}$ в условно называемом

органическом веществе $\frac{\omega(C_{орг})}{\omega(ОВ)} = 0.58$ (1/1.724)

не является универсальным [63]. В литературных источниках разные его значения можно объединить в диапазон 0.4–0.71 [56, 75, 81, 87]. Непосто-

янство измеренного значения отношения $\frac{\omega(C_{орг})}{\omega(ОВ)}$

связано с различной природой органических соединений в почвах.

В работе [87] 153 пробы почв исследовали и гравиметрическим методом. В диапазоне $\omega(C_{орг})$ от 0.2 до 5% результаты измерений содержания органических соединений этим методом завышены от 85

до 18% соответственно. Следовательно, нижний предел измерений $\omega(C_{орг})$ составляет 5% (далее пробы, в которых $\omega(C_{орг}) \leq 5\%$, не рассматривали). Сравнение результатов измерений $\omega(C_{орг})$ разными методами с количеством органического вещества, найденного по потере массы почвы при прокаливании (72 пробы почв не содержат карбонаты и 16 — карбонатные, рис. 6-1), позволило оценить $\omega(C_{орг})$ в органических соединениях, удаляемых из почвы при нагревании до $T = 550^\circ\text{C}$. Это значение составило от 0.43 до 0.48 (опорное значение $\omega(C_{орг}) = \omega(C_{общ}) - \omega(C_{н})$, метод сравнения — метод Уолкли—Блэка).

При нагревании почв помимо разложения органических соединений протекают и другие процессы. В большей степени этот фактор зависит от минералогического состава почв, содержания глинистой и коллоидной фракций. Например, удаление химически связанной воды. Кристаллогидраты при нагревании ($T = 105–550^\circ\text{C}$) теряют воду [100]. В этом же диапазоне температур разлагаются карбонаты с более высокой летучестью [20]: азурит, малахит, сидерит, родохрозит ($T = 380–500^\circ\text{C}$), гидрокарбонат натрия ($T = 60–200^\circ\text{C}$) [20, 53, 101], магнезит и доломит ($T = 600–800^\circ\text{C}$) [73]. При $T = 500^\circ\text{C}$ начинает разлагаться карбонат магния. Газообразные продукты при высоких температурах могут выделять гипсовые и сульфидные минералы [21, 82, 100]. Таким образом, присутствие в почвах карбонатов Cu, Fe, Mn, Mg, Na, а также комплексных карбонатов может исказить результаты измерений $\omega(C_{орг})$.

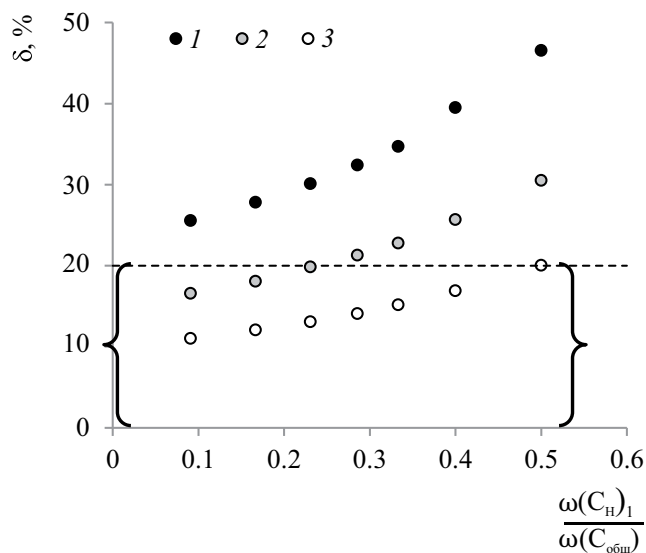


Рис. 5. Расчетные значения относительной погрешности (δ) измерений $\omega(C_{орг})=1\%$ (1), 2% (2) и 5% (3), в карбонатных почвах двумя методами в зависимости от доли

$\frac{\omega(C_{н})_1}{\omega(C_{общ})}$.

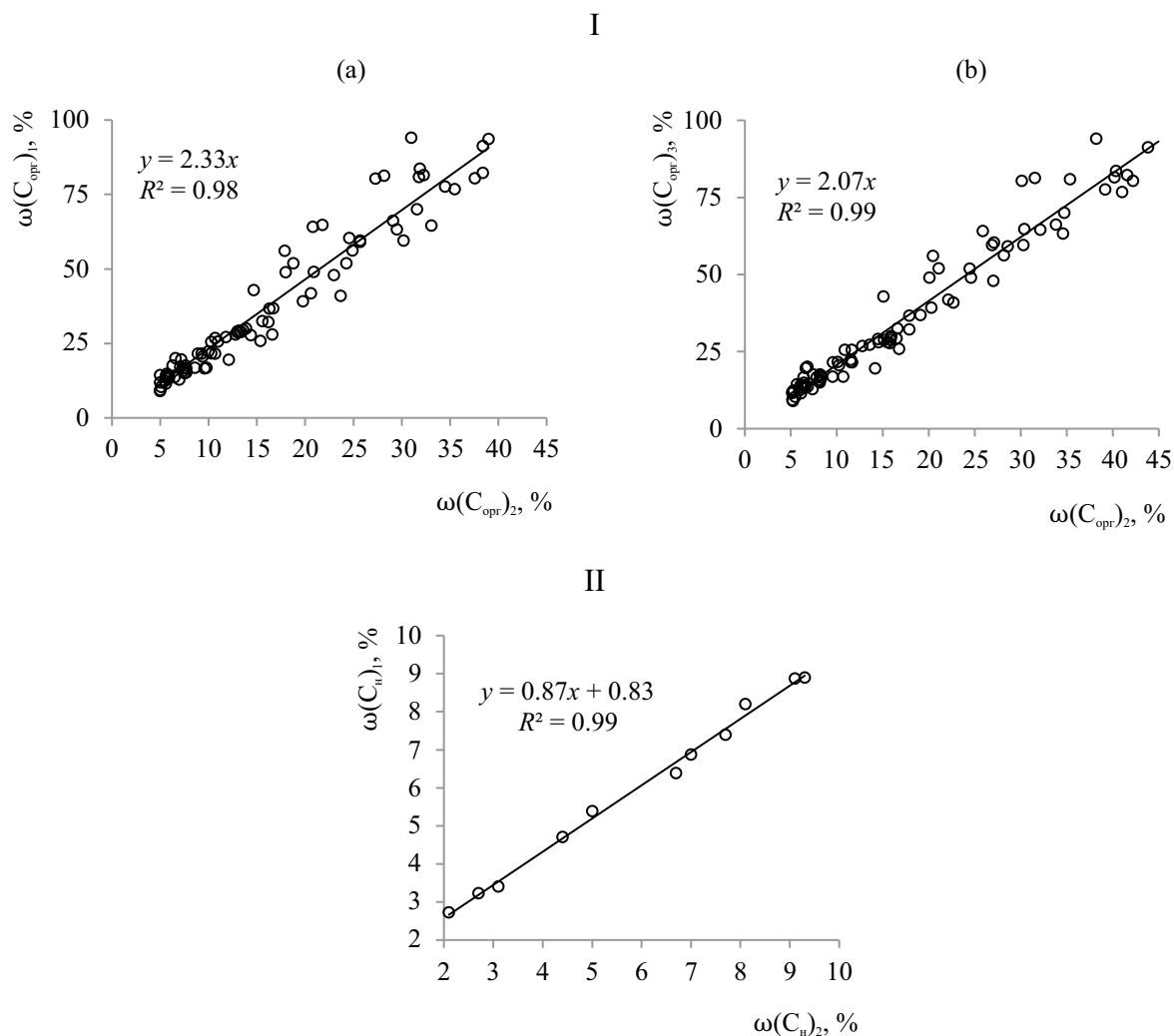


Рис. 6. Взаимосвязи массовых долей углерода органических (Ia, Ib) и неорганических (II) соединений, измеренных разными методами: расчетный метод (высокотемпературное каталитическое окисление в совокупности с волюмометрическим методом) – $\omega(C_{\text{орг}})_1 = \omega(C_{\text{общ}}) - \omega(C_{\text{н}})_1$, метод Уолкли–Блэка – $\omega(C_{\text{орг}})_3$, гравиметрический метод – $\omega(C_{\text{орг}})_2$ и $\omega(C_{\text{н}})_2$, волюмометрический метод – $\omega(C_{\text{н}})_1$.

Гравиметрическим методом, последовательно нагревая навеску пробы почвы сначала при $T = 550^\circ\text{C}$, затем при $T \geq 800^\circ\text{C}$, можно оценить и $\omega(C_{\text{н}})$, условно считая, что при температуре $T \geq 800^\circ\text{C}$ удаляется только газообразный продукт разложения карбонатов – CO_2 . Однако, с одной стороны, при $T \geq 800^\circ\text{C}$ разлагаются и галогениды, с другой – карбонат натрия полностью разлагается только при температуре $T = 1000^\circ\text{C}$ [57, 75, 92]. В этой связи предложенная температура в $T = 925^\circ\text{C}$ для оценки содержания карбонатов [18] представляется дискуссионной.

Сравнение волюмометрического и гравиметрического измерения неорганического углерода в 23 пробах почв для диапазона $\omega(C_{\text{н}})$ от 0.3 до 2% показало завышение результатов, полученных

вторым методом, от 160 до 17% соответственно. В интервале $\omega(C_{\text{н}})$ от 2 до 4% завышение существенно снижается (на 28 и 8% соответственно). При больших значениях расхождение измерений данного показателя двумя методами не превышает 4% (рис. 6-II).

При незначительной разнице в стоимости кальциметра и муфельной печи на результаты, полученные на кальциметре, влияет меньшее количество факторов (кроме случайных), снижающих точность измерения $\omega(C_{\text{н}})$ по сравнению с гравиметрическим методом [87].

Инструментальные методы термического разложения соединений, содержащих углерод. В последнее время в практику исследований почв

внедряются альтернативные методы измерений различных форм углерода, позволяющие преодолеть неполное окисление, удаление карбонатов, исключить использование вредных реагентов. Примерами могут служить методы, основанные на термолабильности органических и неорганических соединений [10, 48, 102]. Сочетание различных методов термического анализа (термогравиметрия, дифференциальная сканирующая калориметрия, газозмиссионный анализ) в одном подходе делает их полезным инструментом в исследованиях почв [85].

В работе [99] протестировали возможности термографии для исследований обеих форм углерода в почвах и искусственных образцах и пришли к выводу, что данный метод может быть более надежным по сравнению с традиционными способами. Реализацию термического анализа для исследований почв [10] проводили с использованием синхронного термоанализатора Netzsch STA 409 PC Luxx. Содержание $C_{\text{орг}}$ было определено по выделению CO_2 в диапазоне $T = 120\text{--}550^\circ\text{C}$, а $C_{\text{н}}$ — $T = 550\text{--}850^\circ\text{C}$. По мнению авторов, дополнителными преимуществами этого метода являются экспрессность, относительная дешевизна и простота реализации. Однако по поводу дешевизны метода стоит усомниться. Далеко не каждой химической лаборатории доступны дериватографы.

В работе [73] показана возможность количественного измерения карбонатов в почвах на пиролизаторе Rock Eval 6. Прибор позволяет по градиенту температур в течение 30 мин измерить содержание выделенного CO_2 при разложении карбонатов различных металлов и по температуре разложения идентифицировать природу карбоната металла.

Очевидно, что термические исследования почв сохраняют ограничения, приведенные при характеристике гравиметрического метода.

Спектроскопия. Последние три десятилетия активно развиваются новые методы измерений обеих форм углерода почв — спектроскопия отражения в видимом ближнем (Vis-NIR, 400–2500 нм) и в среднем (MIRS, 4000–400 cm^{-1}) инфракрасном диапазоне излучений с измерением коэффициента диффузного отражения [14, 30, 46, 93].

Не оспорим целый ряд достоинств спектроскопического анализа почв по сравнению с традиционными методами “мокрой” химии [12, 48]. Получение данных в обоих диапазонах экспрессно (одно сканирование занимает несколько секунд); пробоподготовка ограничивается в основном сушкой и измельчением почвы; не требуется деструкция анализируемого материала; почва в процессе сканирования не расходуется. Кроме того, спектр одного сканирования заданного

объема пробы позволяет одновременно оценивать несколько параметров почвы (pH, общий азот, гранулометрический состав, емкость катионного обмена и др.). В этой связи использование спектроскопии позволяет избежать потенциального варьирования показателей почв, связанных с пробоотбором [90].

Развитие технологий инфракрасной спектроскопии послужило началом накопления библиотек спектров почв, охватывающих территории различных пространственных масштабов [17, 30, 62, 70]. Известны калибровочные базы данных, аккумулирующие сведения о почвах на национальном (Франция [46], Китай, [89]), континентальном (Европа [94]) и глобальном [97] уровнях.

Спектрометры — весьма дорогостоящее оборудование. Так, стоимость спектрорадиометра ASD Labspec для анализа почвы в vis-NIR диапазоне достигает 65000 \$ США. Однако соотношение первоначальных инвестиций в техническое оснащение и его отдачи высоко, поскольку сканируются и анализируются десятки тысяч проб почвы, что дает значительный выигрыш по сравнению с первоначальными инвестициями [9, 29]. В совокупности эти преимущества приводят к количественному анализу почвы с гораздо более высокой производительностью и меньшими затратами, чем при использовании обычных лабораторных методов [41].

Последнее является основой оптимистического тезиса [48] об ожидаемом вытеснении традиционных физико-химических методов анализа почв спектроскопическими подходами при наличии оптимально полных хранилищ спектров. Для достижения этой цели эксперты всего мира объединяют свои усилия. Значительный вклад в развитие всех видов спектроскопии для анализа почв прилагает Глобальная сеть почвенных лабораторий.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В век глобальных изменений, происходящих в окружающей среде, актуален мониторинг содержания углерода органических соединений, в том числе в карбонатных почвах. Запрос на адекватную оценку запасов почвенного органического вещества, как основного показателя почвенного плодородия, все более возрастает и в связи с необходимостью решения вопросов продовольственной безопасности. Объединение сведений, выполненных разными методами, зачастую требует введения поправочных коэффициентов. В этой связи для создания единых баз, инвентаризации почвенных ресурсов, картографирования, прогноза изменения состояния почвенного покрова становится важным сопоставление методов измерения почвенных характеристик.

Представленный сравнительный анализ преимуществ и недостатков методов может способствовать осознанному выбору подходов к измерению содержания органического углерода в карбонатных почвах. Очевидным остается необходимость проведения дальнейших исследований по сопоставлению результатов для почв различных географических зон. В рамках поиска поправочных коэффициентов актуально использование референтных методов. Повышению качества измерений также будет способствовать проведение внешнего (проверка квалификации почвенных лабораторий посредством межлабораторных сравнительных испытаний, “кольцевые тесты”) и внутреннего контроля, недопущение изменений в методических стандартах. Сохраняется потребность на разработку (в том числе на международном уровне) стандартизированных и подробных протоколов, включающих стратегии отбора проб (дизайн, глубина и время), условия хранения и метода анализа, а также гармонизацию уже накопленных сведений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены в рамках бюджетной темы НИР “Криогенез как фактор формирования и эволюции почв арктических и бореальных экосистем европейского Северо-Востока в условиях современных антропогенных воздействий, глобальных и региональных климатических трендов” (№ 122040600023-8).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Воробьева Л.А. Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 270 с.
2. Козут Б.М., Милановский Е.Ю., Хаматнуров Ш.А. О методах определения содержания органического углерода в почвах (критический обзор) // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2023. № 114. С. 5–28. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2023-114-5-28>
3. Пономарева В.В., Плотникова Т.А. Гумус и почвообразование. Л.: Наука, 1980. 438 с.
4. Шамрикова Е.В., Ванчикова Е.В., Кондратёнок Б.М., Лантева Е.М., Кострова С.Н. Проблемы и ограничения дихроматометрического метода измерения содержания почвенного органического вещества (обзор) // Почвоведение. 2022. № 7. С. 787–794. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22070097>
5. Шамрикова Е.В., Груздев И.В., Пунегов В.В., Ванчикова Е.В., Ветошкина А.А. Индивидуальные органические соединения водных вытяжек из подзолистых почв Республики Коми // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1068–1076.
6. Шамрикова Е.В., Жангуров Е.В., Кулюгина Е.Е., Королев М.А., Кубик О.С., Туманова Е.А. Почвы и почвенный покров горно-тундровых ландшафтов Полярного Урала на карбонатных породах: разнообразие, классификация, распределение углерода и азота // Почвоведение. 2020. № 9. С. 1053–1070. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20090154>
7. Шамрикова Е.В., Кубик О.С., Денева С.В., Пунегов В.В. Состав водорастворимой фракции почв побережья Баренцева моря: органический углерод и азот, низкомолекулярные компоненты // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1322–1338. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19110108>
8. Шамрикова Е.В., Кубик О.С., Пунегов В.В., Груздев И.В. Влияние разнообразия биоты на состав низкомолекулярных водорастворимых органических соединений почв южной тундры // Почвоведение. 2014. № 3. С. 295–303. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14030101>
9. Ahmed Z.U., Woodbury P.B., Sanderman J., Hawke B., Jauss V., Solomon D., Lehmann J. Assessing soil carbon vulnerability in the Western USA by geospatial modeling of pyrogenic and particulate carbon stocks // J. Geophys. Res. Biogeosci. 2017. V. 122. P. 354–369. <https://doi.org/10.1002/2016JG003488>
10. Apesteguia M., Plante A.F., Virto I. Methods assessment for organic and inorganic carbon quantification in calcareous soils of the Mediterranean region // Geoderma Regional. 2018. V. 12. P. 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.12.001>
11. Bao S. Soil Agricultural Chemistry Analysis. Beijing: China Agriculture Press, 2000. P. 178–200 (in Chinese).
12. Barthès B.G., Kouakoua E., Moulin P., Hmaidi K., Gallali T., Clairotte M., Bernoux M., Bourdon E., Toucet J., Chevallier T. Studying the physical protection of soil carbon with quantitative infrared spectroscopy // J. Near Infrared Spectrosc. 2016. V. 24. P. 199–214. <https://doi.org/10.1255/jnirs.1232>
13. Batjes N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world // Eur. J. Soil Sci. 1996. V. 47. P. 151–163.
14. Bellon-Maurel V., McBratney, A.B. Near-infrared (NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopic techniques for assessing the amount of carbon stock in soils – critical review and research perspectives // Soil Biol. Biochem. 2011. V. 43. P. 1398–1410. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.019>

15. Ben-Dor E., Banin A. Determination of organic matter content in arid-zone soils using a simple "loss-on-ignition" method // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 1989. V. 20 (15–16). P. 1675–1695.
<https://doi.org/10.1080/00103628909368175>
16. Bergh E.L., Calderon F.J., Clemensen A.K., Durso L., Eberly J.O., Halvorson J.J., Jin V.L., Margenot A.J., Stewart C.E., Pelt S.V., Liebig M.A. Time in a bottle: Use of soil archives for understanding long-term soil change // Soil Sci. Soc. Am. J. 2022. V. 1–8. P. 520–527.
<https://doi.org/10.1002/saj2.20372>
17. Biney J.K.M., Saberioon M., Borůvka L., Houška J., Vašát R., Agyeman P.C., et al. Exploring the suitability of UAS based multispectral images for estimating soil organic carbon: Comparison with proximal soil sensing and spaceborne imagery // Remote Sensing. 2021. V. 13. P. 1–19.
<https://doi.org/10.3390/rs13020308>
18. Bisutti I., Hilke I., Schumacher J., Raessler M. A novel single-run dual temperature combustion (SRDTC) method for the determination of organic, in-organic and total carbon in soil samples // Talanta. 2007. V. 71(2). P. 521–528.
19. Blake L., Goulding K.W.T., Mott C.J.B., Poulton P.R. Temporal changes in chemical properties of air-dried stored soils and their interpretation for long-term experiments // Eur. J. Soil Sci. 2000. V. 51. P. 345–353.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00307.x>
20. Boyle J.F. A comparison of two methods for estimating the organic matter content of sediments // J. Paleolimnol. 2004. V. 31. P. 125–127.
<https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000013354.67645.DF>
21. Brauer A., Mingram J., Franc U., Gunter C., Schettler G., Wulf S., Zolitschka B., Negendank J.F.W. Abrupt environmental oscillations during the Early Weichselian recorded at Lago Grande di Monticchio, southern Italy // Quat. Int. 2000. V. 73–74. P. 79–90.
[https://doi.org/10.1016/S1040-6182\(00\)00066-5](https://doi.org/10.1016/S1040-6182(00)00066-5)
22. Brodie C.R., Leng M.J., Casford J.S.L., Kendrick C.P., Lloyd J.M., Yongqiang Z., Bird M.I. Evidence for bias in C and N concentrations and $\delta^{13}\text{C}$ composition of terrestrial and aquatic organic materials due to pre-analysis acid preparation methods // Chem. Geol. 2011. V. 282(3–4). P. 67–83.
<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2011.01.007>
23. Brus D.J. Statistical approaches for spatial sample survey: Persistent misconceptions and new developments // Eur. J. Soil Sci. 2021. V. 72. P. 686–703.
<https://doi.org/10.1111/ejss.12988>
24. Bughio M.A., Wang P., Meng F., Qing C., Kuz'yakov Y., Wang X., Junejo S.A. Neof ormation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil // Geoderma. 2016. V. 262. P. 12–19.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.003>
25. Chan K.Y., Conyers M.K., Li G.D., Helyar K.R.C., Poile G., Oates A. Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long – term experiments // Soil Research. 2011. V. 49. P. 320–328.
<https://doi.org/10.1071/SR10185>
26. Chatterjee A., Lal R., Shrestha R.K., Ussiri D.A.N. Soil carbon pools of reclaimed minesols under grass and forest landuses // Land Degrad. Dev. 2009. V. 20. P. 300–307.
<https://doi.org/10.1002/ldr.916>
27. Chen L., Jing X., Flun D.F.B., Shi Y., Kuhn P., Scholten T., He J.S. Changes of carbon stocks in alpine grassland soils from 2002 to 2011 on the Tibetan Plateau and their climatic causes // Geoderma. 2017. V. 288. P. 166–174.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.11.016>
28. Chen Y., Barak P. Iron nutrition of plants in calcareous soils // Adv. Agron. 1982. V. 35. P. 217–240.
29. Clairotte M., Grinand C., Kouakoua E., Thébault A., Saby N.P.A., Bernoux M., Barthès B.G. National calibration of soil organic carbon concentration using diffuse infrared reflectance spectroscopy // Geoderma. 2016. V. 276. P. 41–52.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.021>
30. Comstock J.P., Sherpa S.R., Ferguson R., Bailey S., Beem-Miller J.P., Lin F., Lehmann J., Wolfe D.W. Carbonate determination in soils by mid-IR spectroscopy with regional and continental scale models // PLoS ONE. 2019. V. 14 (2). P. e0210235.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210235>
31. Davis M.R., Alves B.J.R., Karlen D.L., Kline K.L., Galdos M., Abulebdeh D. Review of soil organic carbon measurement protocols: A US and Brazil comparison and recommendation // Sustainability. 2018. V. 10. P. 4–8.
<https://doi.org/10.3390/su10010053>
32. De Nobili M., Contin M., Brookes P.C. Microbial biomass dynamics in recently air-dried and rewetted soils compared to others stored air-dry for up to 103 years // Soil Biol. and Biochem. 2006. V. 38. P. 2871–2881.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.044>
33. De Vos B., Lettens S., Muys B., Deckers J.A. Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: Recovery, limitations and uncertainty // Soil Use and Management. 2007. V. 23. P. 221–229.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00084.x>

34. *Dhillon G.S., Amichev B.Y., Freitas R., Rees K.* Accurate and Precise Measurement of Organic Carbon Content in Carbonate-Rich Soils // *Commun. Soil Sci. Plan.* 2015. V. 46(21). P. 2707–2720.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1089271>
35. *Díaz-Zorita M., Grove J.H., Perfect E.* Sieving duration and sieve loading impacts on dry soil fragment size distributions // *Soil and Tillage Research.* 2007. V. 94. P. 15–20.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2006.06.006>
36. FAO. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes-GSOC-MRV protocol. Rome, Italy, 2020a. 113 p.
<https://doi.org/10.4060/cb0509en>
37. FAO. Global Soil Laboratory Network. Standard operating procedure for soil calcium carbonate equivalent. Volumetric Calcimeter method. Rome: FAO, 2020. 17 p.
<https://www.fao.org/3/ca8620en/ca8620en.pdf>
38. FAO. Global Soil Laboratory Network. Standard operating procedure for soil organic carbon Tyurin spectrophotometric method. Rome: FAO, 2021. 18 p.
<https://www.fao.org/3/cb4757en/cb4757en.pdf>
39. FAO. Global Soil Laboratory Network. Standard operating procedure for soil organic carbon Walkley-Black method: Titration and colorimetric method. Rome: FAO, 2020b. 25 p.
<https://www.fao.org/3/ca7471en/ca7471en.pdf>
40. FAO. Soil Organic Carbon Mapping Cookbook 2nd edition. Rome: FAO, 2018. 223 p.
<https://www.fao.org/3/I8895EN/i8895en.pdf>
41. FAO. Soil spectroscopy training material: A primer on soil analysis using visible and near-infrared (vis-NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy. Rome: FAO, 2022. 19 p.
<https://www.fao.org/3/cb9005en/cb9005en.pdf>
42. *Fordyce F., Brereton N., Hughes J., Reay G., Thomas L., Walker A., Luo W., Lewis, J.* The Selenium Content of Scottish Soil and Food Products // Commissioned by the Food Standards Agency. Scotland. Project Code S14042, 2009. 116 p.
43. *Friesen S.D., Dunn C., Freeman C.* Decomposition as a regulator of carbon accretion in mangroves: a review // *Ecol. Eng.* 2018. V. 114. P. 173–178.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.069>
44. *Gao Y., Tian J., Pang Y., Liu J.* Soil inorganic carbon sequestration following afforestation is probably induced by pedogenic carbonate formation in Northwest China // *Front. Plant Sci.* 2017. V. 8. P. 1282.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01282>
45. *Ge Z., An T., Bol R., Li S., Zhu P., Peng C., Xu Y., Cheng N., Li T., Wu Y., Xie N., Wang J.* Distributions of straw-derived carbon in Mollisol's aggregates under different fertilization practices // *Scientific Reports.* 2021. V. 11. P. 1–9.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-97546-3>
46. *Gogé F., Joffre R., Jolivet C., Ross I., Ranjard L.* Optimization criteria in sample selection step of local regression for quantitative analysis of large soil NIRS database // *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 2012. V. 110. P. 168–176.
47. *Goh T.B., Arnaud R.J.S., Mermut A.R.* Carbonates // *Soil Sampling and Methods of Analysis.* Boca Raton, FL: Lewis Publishers. CRC Press, 2013. P. 177–185.
48. *Gomez C., Chevallier T., Moulin P., Bouferra I., Hmadi K., Arrouays D., Barthès B.G.* Prediction of soil organic and inorganic carbon concentrations in Tunisian samples by mid-infrared reflectance spectroscopy using a French national library // *Geoderma.* 2020. V. 375. P. 114469.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114469>
49. *Grahmann K., Terra J.A., Ellerbrock R., Rubio V., Barro R., Caamaño A., Quincke A.* Data accuracy and method validation of chemical soil properties in long-term experiments: Standard operating procedures for a non-certified soil laboratory in Latin America // *Geoderma Regional.* 2022. V. 28. P. e00487.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00487>
50. *Grahmann K., Zwink M., Barkusky D., Verch G., Sommer M.* The dilemma of analytical method changes for soil organic carbon in long-term experiments // *Eur. J. Soil Sci.* 2023. V. 74. P. e13362.
<https://doi.org/10.1111/ejss.13362>
51. *Guo Y., Wang X., Li X., Wang J., Xu M., Li D.* Dynamics of soil organic and inorganic carbon in the cropland of upper Yellow River Delta, China // *Sci. Rep.* 2016. V. 6. P. 36105.
52. *Harris D., Horwath W.R., Van Kessel C.* Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2001. V. 65(6). P. 1853–1856.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2001.1853>
53. *Hartman M., Svoboda K., Pohorely M., Syc M.* Thermal Decomposition of Sodium Hydrogen Carbonate and Textural Features of Its Calcines // *Ind. Eng. Chem. Res.* 2013. V. 52. P. 10619–10626.
<https://doi.org/10.1021/IE400896C>
54. *Hoogsteen M.J.J., Lantinga E.A., Bakker E.J., Tittonell P.A.* An Evaluation of the Loss-on-Ignition Method for Determining the Soil Organic Matter Content of Calcareous Soils // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*

2018. V. 49(13). P. 1541–1552.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1474475>
55. *Jensen J.L., Christensen B.T., Schjønning P., Watts C.W., Munkholm L.J.* Converting loss-on-ignition to organic carbon content in arable topsoil: Pitfalls and proposed procedure // *Eur. J. Soil Sci.* 2018. V. 69. P. 604–612.
<https://doi.org/10.1111/ejss.12558>
 56. *Kamara A., Rhodes E.R., Sawyerr P.A.* Dry combustion carbon, Walkley-Black carbon, and loss on ignition for aggregate size fractions on a toposequence // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2007. V. 38(15–16). P. 2005–2012.
<https://doi.org/10.1080/00103620701548639>
 57. *Kristl M., Muršec M., Šuštar V., Kristl J.* Application of thermogravimetric analysis for the evaluation of organic and inorganic carbon contents in agricultural soils // *J. Therm. Anal. Calorim.* 2016. V. 123. P. 2139–2147.
<https://doi.org/10.1007/s10973-015-4844-1>
 58. *Lal R.J., Kimble M.* Pedogenic carbonates and the global C cycle // *Global Climate Change and Pedogenic Carbonates*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2000. P. 1–14.
 59. *Lal R.* Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems // *Food Policy*. 2011. V. 36. P. S33–S39.
<https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.12.001>
 60. *Lehmann J., Kleber M.* The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. V. 528. P. 60–68.
<https://doi.org/10.1038/nature16069>
 61. *Lettens S., Vos B., Quataert P. et al.* Variable carbon recovery of Walkley-Black analysis and implications for national soil organic carbon accounting // *Eur. J. Soil Sci.* 2007. V. 58. P. 1244–1253.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00916.x>
 62. *Leue M., Hoffmann C., Hierold W., Sommer M.* In-situ multi-sensor characterization of soil cores along an erosiondeposition gradient // *Catena*. 2019. V. 82. P. 104140.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104140>
 63. *Li N., Sack D., Sun J., Liu S., Liu B., Wang J., Gao G., Li D., Song Z., Jie D.* Quantifying the carbon content of aeolian sediments: Which method should we use? // *Catena*. 2020. V. 185. P. 104276.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104276>
 64. *Lopez-Sangil L., Rovira P.* Sequential chemical extractions of the mineral-associated soil organic matter: an integrated approach for the fractionation of organo-mineral complexes // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 62. P. 57–67.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.004>
 65. *Lu T., Wang X., Xu M., Yu Z., Luo Y., Smith P.* Dynamics of pedogenic carbonate in the cropland of the North China Plain: Influences of intensive cropping and salinization // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2020. V. 292. P. 106820.
 66. *Maher D.T., Santos I.R., Golsby-Smith L., Gleeson J., Eyre B.D.* Groundwater derived dissolved inorganic and organic carbon exports from a mangrove tidal creek: The missing mangrove carbon sink? // *Limnology and Oceanography*. 2013. V. 58(2). P. 475–488.
<https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.2.0475>
 67. *Menditto A., Patriarca M., Magnusson B.* Understanding the meaning of accuracy, trueness and precision // *Accreditation and Quality Assurance*. 2007. V. 12. P. 45–47.
<https://doi.org/10.1007/s00769-006-0191-z>
 68. *Navarro A.F., Roig A., Cegarra J., Bernal M.P.* Relationship between total organic carbon and oxidizable carbon in calcareous soils // *Commun. Soil Sci. Plan.* 1993. V. 24(17–18). P. 2203–2212.
<https://doi.org/10.1080/00103629309368949>
 69. *Olson K.R., Al-Kaisi M.M., Lal R., Lowery B.* Experimental consideration, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2014. V. 78. P. 348–360.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>
 70. *O'Rourke S.M., Angers D.A., Holden N.M., McBratney A.B.* Soil organic carbon across scales // *Global Change Biology*. 2015. V. 21. P. 3561–3574.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12959>
 71. *Pansu M., Gautheyrou J.* *Carbonates* // *Handbook of Soil Analysis*. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 2006. P. 593–604.
 72. *Peralta G., Di Paolo L., Luotto I., Omuto C., Mainka M., Viatkin K., Yigini Y.* Global soil organic carbon sequestration potential map (GSOCseq v1.1). Technical manual. FAO: Rome, Italy, 2022. 225 p.
<https://doi.org/10.4060/cb2642en>
 73. *Pillot D., Deville E., Prinzhofer A.* Identification and Quantification of Carbonate Species Using Rock-Eval Pyrolysis // *Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP Energies nouvelles*. 2014. V. 69. P. 341–349.
<https://doi.org/10.2516/ogst/2012036>
 74. *Poeplau C., Bolinder M.A., Kätterer T.* Towards an unbiased method for quantifying treatment effects on soil carbon in long-term experiments considering initial within-field variation // *Geoderma*. 2016. V. 267. P. 41–47.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.026>
 75. *Pribyl D.W.* A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor // *Geoderma*. 2010. V. 156. P. 75–83.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>

76. *Rayment G.E., Miller R.O., Sulaeman E.* Proficiency testing and other interactive measures to enhance analytical quality in soil and plant laboratories // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2000. V. 31. P. 1513–1530. <https://doi.org/10.1080/00103620009370523>
77. *Reithmaier G.M.S., Ho D.T., Johnston S.G., Maher D.T.* Mangroves as a source of greenhouse gases to the atmosphere and alkalinity and dissolved carbon to the coastal ocean: A case study from the Everglades National Park, Florida // *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 2020. V. 125(12). P. e2020JG005812. <https://doi.org/10.1029/2020JG005812>.
78. *Rodriguez J.B., Self J.R., Arriaga F.J.* A simple, gravimetric method to quantify inorganic carbon in calcareous soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2016. V. 80(4). P. 1107–1113.
79. *Romanyà J., Rovira P.* An appraisal of soil organic C content in Mediterranean agricultural soils // *Soil Use Manag.* 2011. V. 27. P. 321–332. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00346.x>
80. *Romanyà J., Rovira P.* Organic and inorganic P reserves in rain-fed and irrigated calcareous soils under longterm organic and conventional agriculture // *Geoderma.* 2009. V. 151. P. 378–386. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2009.05.009>
81. *Roper W.R., Robarge W.P., Osmond D.L., Heitman J.L.* Comparing four methods of measuring soil organic matter in North Carolina soils // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2019. V. 83(2). P. 466–474. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2018.03.0105>
82. *Rosen M.R., Chague-Goff C., Esre P., Goshell L.* Utilization of the sedimentological and hydrochemical dynamics of the Stump Bay Wetland along Lake Taupo, New Zealand, for the recognition of paleo-shoreline indicators // *Sediment. Geol.* 2002. V. 148. P. 357–371. [https://doi.org/10.1016/S0037-0738\(01\)00226-3](https://doi.org/10.1016/S0037-0738(01)00226-3)
83. *Santi C., Certini G., D'Acqui L.P.* Direct Determination of Organic Carbon by Dry Combustion in Soils with Carbonates // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2006. V. 37(1–2) P. 155–164. <https://doi.org/10.1080/00103620500403531>
84. *Schulten H.R.* Direct pyrolysis-mass spectrometry of soils: A novel tool in agriculture, ecology, forestry, and soil science // *Mass Spectrometry of Soils.* New York: Marcel Dekker, 1996. P. 373–436.
85. *Sebag D., Verrecchia E.P., Cecillon L., Adatte T., Albrecht R., Aubert M., Bureau F., Cailleau G., Copard Y., Decaens T., Disnar J.R., Hetenyi M., Nyilas T., Trombino L.* Dynamics of soil organic matter based on new Rock-Eval indices // *Geoderma.* 2016. V. 284. P. 185–203.
86. *Shamrikova E.V., Kondratenok B.M., Tumanova E.A., Vanchikova E.V., Lapteva E.M., Zonova T.V., Lu-Lyan-Min E.I., Davydova A.P., Libohova Z., Suvannang N.* Transferability between soil organic matter measurement methods for database harmonization // *Geoderma.* 2022a. V. 412. P. 115547. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115547>
87. *Shamrikova E.V., Vanchikova E.V., Lu-Lyan-Min E.I., Kubik O.S., Zhangurov E.V.* Which method to choose for measurement of organic and inorganic carbon content in carbonate-rich soils? Advantages and disadvantages of dry and wet chemistry // *Catena.* 2023. V. 228. P. 107151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2023.107151>
88. *Shamrikova E., Yakovleva E., Gabov D., Zhangurov E., Korolev M., Zazovskaya E.* Polyarenes distribution in the soil-plant system of reindeer pastures in the Polar Urals // *Agronomy.* 2022b. V. 12(2), 372–389. <https://doi.org/10.3390/agronomy12020372>
89. *Shi Z., Ji W., Viscarra-Rossel R.A., Chen S., Zhou Y.* Prediction of soil organic matter using a spatially constrained local partial least squares regression and the Chinese vis-NIR spectral library // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 679–687. <https://doi.org/10.1111/ejss.12272>
90. *Singh K., Murphy B.W., Marchant B.P.* Towards cost-effective estimation of soil carbon stocks at the field scale // *Soil Research.* 2013. V. 50(8). P. 672–684. <https://doi.org/10.1071/SR12119>
91. *Skjemstad J.O., Taylor J.A.* Does the Walkley-Black method determine soil charcoal? // *Commun. Soil Sci. Plant.* 1999. V. 30. P. 2299–2310. <https://doi.org/10.1080/00103629909370373>
92. *Sleutel S., De Neve S., Singier B., Hofman G.* Quantification of organic carbon in soils: a comparison of methodologies and Assessment of the Carbon Content of Organic Matter // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2007. V. 38. P. 2647–2657. <https://doi.org/10.1080/00103620701662877>
93. *Soriano-Disla J.M., Janik L.J., Viscarra Rossel R.A., MacDonald L.M., McLaughlin M.J.* The performance of visible, near-, and mid-infrared reflectance spectroscopy for prediction of soil physical, chemical, and biological properties // *Appl. Spectrosc. Rev.* 2014. V. 49(2). P. 139–186. <https://doi.org/10.1080/05704928.2013.811081>
94. *Stevens A., Nocita M., Tóth G., Montanarella L., van Wesemael B.* Prediction of soil organic carbon at the European scale by visible and near infrared reflectance spectroscopy // *PLoS ONE.* 2013. V. 8(6). P. e66409. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066409>

95. *Verardo D.J., Froelich P.N., McIntyre A.* Determination of organic carbon and nitrogen in marine sediments using the Carlo Erba NA-1500 analyzer // *Deep Sea Research Part A. Oceanogr. Res. Pap.* 1990. V. 37(1). P. 157–165.
96. *Virto I., Antón R., Plante A.* Role of Carbonates in the Physical Stabilization of Soil Organic Matter in Agricultural Mediterranean Soils // *Geology. Chapter 9*, 2018. P. 121–136.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00009-4>
97. *Viscarra Rossel R.A., Behrens T., Ben-Dor E., Brown D.J., Demattê J.A.M., Shepherd K.D., Shi Z., et al.* A global spectral library to characterize the world's soil // *Earth Sci. Rev.* 2016. V. 155. P. 198–230.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.01.012>
98. *Vitti C., Stellacci A.M., Leogrande R., Mastrangelo M., Cazzato E., Ventrella D.* Assessment of organic carbon in soils: a comparison between the Springer-Klee wet digestion and the dry combustion methods in Mediterranean soils (Southern Italy) // *Catena*. 2016. V. 137. P. 113–119.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.09.001>
99. *Vuong T.X., Heitkamp F., Jungkunst H.F., Reimer A., Gerhard G.* Simultaneous measurement of soil organic and inorganic carbon: evaluation of a thermal gradient analysis // *J. Soils Sediments*. 2013. V. 13(7). P. 1133–1140.
<https://doi.org/10.1007/s11368-013-0715-1>
100. *Wang Q., Li Y., Wang Y.* Optimizing the weight loss-on-ignition methodology to quantify organic and carbonate carbon of sediments from diverse sources // *Environ. Monit. Assess.* 2011. V. 174. P. 241–257.
<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1454-z>
101. *Wang Q., Seki K., Miyazaki T., Ishihama Y.* The causes of soil alkalization in the Songnen Plain of Northeast China // *Paddy Water Environ.* 2009. V. 7(3). P. 259–270.
<https://doi.org/10.1007/s10333-009-0166-x>
102. *Wang X., Wang J., Zhang J.* Comparisons of three methods for organic and inorganic carbon in calcareous soils of northwestern China // *PLoS ONE*. 2012. V. 7(8). P. e44334.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044334>
103. *Włodarczyk T., Szarlip P., Kozieł W., Nosalewicz M., Brzezińska M., Pazur M., Urbanek E.* Effect of long storage and soil type on the actual denitrification and denitrification capacity to N₂O formation // *International Agrophysics*. 2014. V. 28. P. 371–381.
<https://doi.org/10.2478/intag-2014-0027>
104. *Workman J., Mark H.* Limitations in analytical accuracy, part I: Horwitz's trumpet // *Spectroscopy* 2006. V. 21(9). P. 19–24.
105. *Wright A.L., Wang Y., Reddy K.R.* Loss-on-Ignition Method to Assess Soil Organic Carbon in Calcareous Everglades Wetlands // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2008. V. 39(19–20). P. 3074–3083.
<https://doi.org/10.1080/00103620802432931>
106. *Xu S., Silveira M.L., Ngatia L.W., Normand A.E., Solenberger L.E., Ramesh Reddy K.* Carbon and nitrogen pools in aggregate size fractions as affected by sieving method and land use intensification // *Geoderma*. 2017. V. 305. P. 70–79.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.044>
107. *Yang Y., Fang J., Ji C., Ma W., Su S., Tang Z.* Soil inorganic carbon stock in the Tibetan alpine grasslands // *Global Biogeochem. Cycles*. 2010. V. 24(4). P. GB4022.
<https://doi.org/10.1029/2010GB003804>
108. *Yang Y., Ma X., Wang L., Fu X., Zhang J.* Evaluation of three methods used in carbonate content determination for lacustrine sediments // *J. Lake Sci.* 2016. V. 28(4). P. 917–924 (in Chinese).
<https://doi.org/10.18307/2016.0426>
109. *Zamanian K., Pustovoytov K., Kuzyakov Y.* Pedogenic carbonates: forms and formation processes // *Earth Sci. Rev.* 2016. V. 157. P. 1–17.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.03.003>
110. *Zamanian K., Zarebanadkouki M., Kuzyakov Y.* Nitrogen fertilization raises CO₂ efflux from inorganic carbon: A global assessment // *Glob Change Biol.* 2018. V. 24(7). P. 2810–2817.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14148>
111. *Zamanian K., Zhou J., Kuzyakov Y.* Soil carbonates: The unaccounted, irrecoverable carbon source // *Geoderma*. 2021. V. 384. P. 114817.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114817>
112. *Zhao J., Luo X., Ma Y., Shao T., Yue Y.* Soil characteristics and new formation model of loess on the Chinese Loess Plateau // *Geosci. J.* 2017. V. 21. P. 607–616.
<https://doi.org/10.1007/s12303-016-0069-y>

Methods for Measuring Organic Carbon Content in Carbonate Soils (Review)

E. V. Shamrikova^{1, *}, E. V. Vanchikova¹, E. V. Kyzurova¹, and E. V. Zhangurov¹

¹*Institute of Biology, Komi Scientific Center, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, 167982 Russia*

**e-mail: shamrik@ib.komisc.ru*

In world practice, the measurement of the mass fraction of carbon of organic compounds (C_{org}) in soils containing carbonates is carried out in various ways. An analysis of methods that allow solving this problem was carried out, including the latest approaches: thermogravimetry, differential scanning calorimetry, spectroscopy. It has been shown that the presence of $CaCO_3$ does not prevent the use of the dichromatometric method (Tyurin, Walkley-Black) for determining C_{org} . The disadvantages of the method boil down to the laboriousness of the analysis, the need for constant presence of the operator, incomplete oxidation of organic compounds and environmental pollution. The method of measuring soil mass loss-on-ignition (LOI) is economical and rapid, but it gives an overestimated C_{org} content, which is associated with the inadequacy of the conversion factor of 1.724, the presence of adsorbed and chemically bound water, as well as mineral components decomposing at $T = 105\text{--}550^\circ\text{C}$. The most relevant solution for finding C_{org} in carbonate soils is to use an analyzer and a calcimeter, although the accuracy of C_{org} measurements in the presence of carbonates is significantly reduced due to the quadratic summation of the errors of the two methods. The high cost of the device, maintenance, verification and repair limit its widespread use in soil laboratories. To measure the content of soil carbonates, it is possible to use both gravimetric (LOI) and volumetric (calciometer) methods. The use of the latter is preferable for soils with a predominance of $CaCO_3$ in carbonate composition. Preliminary removal of carbonates from soil samples is labor-intensive and can lead to partial loss of C_{org} due to acid extraction. The high cost of instruments and the lack of libraries of soil spectra hinder the development of vis-NIR and MIR spectroscopy as an alternative to “wet” chemistry methods. Continuing comparative studies will improve the understanding of the spatial patterns of distribution of carbon in soil organic compounds.

Keywords: methods, carbon of organic and inorganic compounds

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ Ag, Bi, Te И Tl НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО

© 2024 г. Т. В. Минникова^а, *, С. И. Колесников^а, Н. А. Евстегнеева^а,
А. Н. Тимошенко^а, Н. И. Цепина^а, К. Ш. Казеев^а

^аЮжный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского,
пр. Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: loko261008@yandex.ru

Поступила в редакцию 23.06.2023 г.

После доработки 16.10.2023 г.

Принята к публикации 17.10.2023 г.

Проведена оценка ферментативной активности чернозема обыкновенного (Haplic Chernozem) при загрязнении Ag, Bi, Te и Tl. Проанализирована активность 10 ферментов: каталазы, дегидрогеназы, пероксидазы, полифенолоксидазы, аскорбатоксидазы, ферриредуктазы, протеазы, фосфатазы, инвертазы и уреазы. По степени ингибирования ферментов тяжелые металлы располагаются в следующей последовательности: Tl > Ag > Bi > Te. С ростом концентрации тяжелых металлов токсическое воздействие на активность ферментов увеличивается. Оксидоредуктазы проявили большую чувствительность к загрязнению Ag, Bi, Te и Tl, чем гидролазы. Среди оксидоредуктаз наибольшая чувствительность была обнаружена у ферриредуктазы, а наименьшая — у аскорбатоксидазы. По активности ферментов класса гидролазы наибольшей чувствительностью обладает инвертаза, а наименьшей — уреазы. При загрязнении Ag, Bi и Te наибольшей информативностью обладает инвертаза, а при загрязнении Tl — уреазы и полифенолоксидаза. Среди ферментов класса оксидоредуктазы наибольшая информативность обнаружена у пероксидазы, а наименьшая — у аскорбатоксидазы. Среди ферментов класса гидролазы наибольшей информативностью обладает инвертаза, а наименьшей — фосфатаза. Результаты исследования возможно использовать для оценки экологического состояния почв, загрязненных Ag, Bi, Te и Tl.

Ключевые слова: тяжелые металлы, оксидоредуктазы, гидролазы, интегральный показатель ферментативной активности

DOI: 10.31857/S0032180X24030035, **EDN:** YIWYXI

ВВЕДЕНИЕ

Существенный вклад в деградацию почвенного покрова, снижение урожайности и качества сельскохозяйственных культур во всем мире вносит загрязнение тяжелыми металлами и металлоидами. Они относятся к приоритетным загрязнителям. Однако влияние не всех тяжелых металлов исследовано одинаково хорошо. Помимо широко изученных тяжелых металлов (Pb, Hg, Cd, Zn, Cu, Cr, Ni) есть менее изученные, но не менее токсичные элементы, такие как Ag, Bi, Te и Tl [41, 48, 49, 56]. Основные источники загрязнения Ag, Bi, Te, Tl включают углесжигающие установки на тепловых электрических станциях, нефтеперерабатывающие заводы, цементное производство [46, 58, 60]. Концентрации Ag, Bi, Te, Tl в незагрязненных почвах представлены в табл. 1.

В загрязненных почвах концентрации Ag варьируют от 8.0 до 35.9 мг/кг [16, 25, 63], вплоть до 7000 мг/кг в почвах рудных месторождений [2], Bi от 0.15 до 1891 мг/кг [5, 17]. Содержание Te около 0.166 мг/кг [22], 11 мг/кг [46], вблизи рудных месторождений достигает 290 мг/кг [23], Tl — до 7 мг/кг [20, 26], 19 мг/кг [36].

Загрязнение почв Ag, Bi, Te и Tl негативным образом влияет на живые организмы. Установлено экотоксическое влияние на растения Ag [51], Bi [27], Te [1, 43, 62] и Tl [45, 37]. Существует ряд исследований, подтверждающих высокую токсичность для бактерий загрязнения Ag [21, 40], Bi [41], Te [48] и Tl [35].

Исследования экологического состояния почв после антропогенных воздействий по широкому диапазону ферментов встречаются нечасто [7–11,

Таблица 1. Диапазон фонового содержания Ag, Bi, Te, Tl в почвах

Элемент	Концентрация, мг/кг	Ссылка
Ag	0.010–1.000	[14, 24]
Bi	0.200–1.120	[14, 25]
Te	0.008–0.690	[19, 43]
Tl	<1	[44]

13, 38, 39]. Встречаются исследования, подтверждающие токсическое влияние Te и Tl на активность ферментов в различных живых системах [15, 18, 28, 42, 52]. В отличие от Ag изучению влияния Bi, Te, Tl на ферментативную активность почв уделяется ограниченное внимание, несмотря на актуальность данной проблемы. Существуют лишь единичные исследования, касающиеся изучения влияния Bi, Te и Tl на ферментативную активность почв [30, 33, 34, 41, 54]. Таким образом, актуальным представляется изучение вопроса, связанного с влиянием Ag, Bi, Te и Tl на ферментативную активность почв, в частности сравнение элементов между собой по степени экотоксичности.

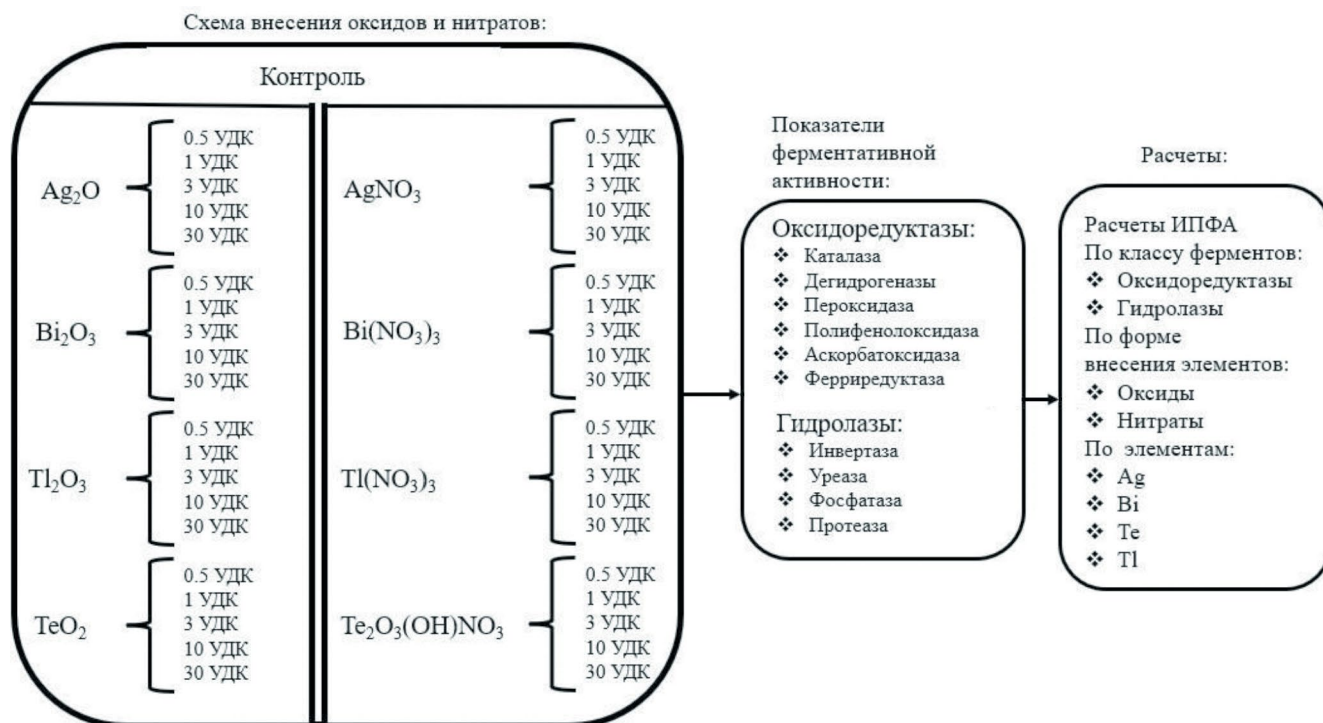
Цель работы – оценить ферментативную активность чернозема обыкновенного при загрязнении Ag, Bi, Te и Tl.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для модельного эксперимента использовали чернозем обыкновенный – Haplic Chernozem [59]. Отбор почвы проводили на территории Ботанического сада Южного федерального университета ($A_{\text{пах}}$ 0–10 см) ($47^{\circ}14'17.54''$ N; $39^{\circ}38'33.22''$ E). Почва характеризуется следующими свойствами: содержание гумуса – 4.4%, pH 7.8, гранулометрический состав – тяжелосуглинистый.

Модельный эксперимент. Схема и этапы проведения модельного эксперимента представлены на рис. 1. В каждый вегетационный сосуд помещали 300 г почвы. Повторность трехкратная. Ag, Bi, Tl и Te вносили в почву в форме оксидов (Ag_2O , Bi_2O_3 , Tl_2O_3 , TeO_2) и нитратов (AgNO_3 , $\text{Bi}(\text{NO}_3)_3$, $\text{Tl}(\text{NO}_3)_3$, $\text{Te}_2\text{O}_3(\text{OH})\text{NO}_3$). Загрязнение почв выражали в условно-допустимых концентрациях (УДК): 0.5, 1, 3, 10, 30 УДК [31]. Одна УДК принята равной трем фоновым концентрациям элемента в почве, поскольку для многих тяжелых металлов с этой концентрации проявляется их токсичность. Инкубацию проводили в течение 10 сут, поскольку предыдущими исследованиями была установлена высокая токсичность серебра и висмута на 10 сут после загрязнения чернозема [32, 33].

Методы оценки ферментативной активности. Для оценки экологического состояния почв после внесения Ag, Bi, Tl и Te анализировали активность 10 ферментов: 6 ферментов класса оксидоредуктазы (каталазы, дегидрогеназы,

**Рис. 1.** Схема и этапы модельного эксперимента.

пероксидазы, полифенолоксидазы, аскорбатоксидазы, ферриредуктазы) и 4 фермента класса гидролазы (протеазы, фосфатазы, инвертазы и уреазы) (табл. 2). Именно эти два класса ферментов играют основную роль в биологическом круговороте веществ в почве [12].

Для комплексной оценки ферментативной активности почвы использовали интегральный показатель ферментативной активности (**ИПФА**). Он был рассчитан по всем ферментам (кроме аскорбатоксидазы в связи с ее низкой чувствительностью), отдельно для класса оксидоредуктаз и гидролаз, разных элементов, оксидов и нитратов.

Для расчета ИПФА почвы за 100% принимали активность фермента в контроле (незагрязненной почве). Относительные значения этого показателя выражали для других вариантов опытов формулой:

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} 100\%, \quad (1)$$

где B_1 — относительный балл фермента; B_x — фактическое значение биологического показателя; $B_{\max}$ — максимальное значение фермента (контроль).

Таблица 2. Методы измерения ферментативной активности почв

Фермент	Методика	Ссылка
Класс оксидоредуктаз		
Активность каталазы ($H_2O_2 : H_2O_2$ -оксидоредуктаза, КФ 1.11.1.6.)	По объему выделенного кислорода при разложении перекиси водорода, мл O_2 в 1 г почвы за 1 мин (по А.Ш. Галстяну)	[12]
Активность дегидрогеназ (субстрат : НАД (Ф) — оксидоредуктазы, КФ 1.1.1)	По восстановлению солей тетразолия в формазан, мг трифенилформазана в 1 г почвы за 24 ч (по А.Ш. Галстяну в модификации Ф.Х. Хазиева)	[12]
Активность ферриредуктазы (НАД (Ф)· $H_2 : Fe_2O_3$ — оксидоредуктазы. КФ 1.6.99)	По количеству восстановленного трехвалентного железа, мг Fe_2O_3 в 100 г за 48 ч (по А.Ш. Галстяну, Н.А. Оганесяну)	[12]
Активность полифенолоксидазы (О-дифенол : кислород — оксидоредуктаза. КФ 1.10.3.1)	По окислению гидрохинона до хинонов, мг 1,4-бензохинона в 1 г почвы за 30 мин (по Л.А. Карягиной, Н.А. Михайловой)	[12]
Активность пероксидазы (донор : H_2O_2 — оксидоредуктаза. КФ 1.11.1.7)	По окислению гидрохинона до хинонов в присутствии перекиси водорода, мг 1,4-бензохинона в 1 г почвы за 30 мин (по Л.А. Карягиной, Н.А. Михайловой)	[12]
Активность аскорбатоксидазы (L — аскорбат: кислород-оксидоредуктаза. КФ 1.10.3.3)	По разнице между количеством остаточной аскорбиновой кислоты и количеством образующейся дегидроаскорбиновой кислоты (ДГАК), мг ДГАК в 1 г почвы за 1 ч (по А.Ш. Галстяну, Л.Г. Марукяну (1973))	[12]
Класс гидролаз		
Активность β -фруктофуранозидазы (инвертазы, сахаразы, КФ 3.2.1.26)	По количеству глюкозы при гидролизе сахарозы, колориметрически с помощью реактива Феллинга, мг глюкозы в 1 г почвы за 24 ч (по Ф.Х. Хазиеву (2005))	[12]
Активность уреазы (карбамид — амидогидролаза, КФ 3.5.1.5.)	По количеству аммиака с реактивом Несслера, при гидролизе карбамида, мг NH_3 в 1 г почвы за 24 ч (по Ф.Х. Хазиеву (2005))	[12]
Активность фосфатазы (фосфогидролазы моноэфиров ортофосфорной кислоты. КФ 3.1.3.1-2)	По изменению содержания нитрофенолов с образованием органического фосфора и минеральных субстратов, мкг п-нитрофенола в 1 грамме почвы за 1 ч (по Tabatabai и Dick (2002))	[55]
Активность протеазы (пептид — гидролазы. КФ 3.4.4)	По количеству аминокислот при протеолитическом расщеплении казеина, мг глицина в 1 г почвы за 24 ч (по А.Ш. Галстяну (1978))	[12]

Затем суммировали относительные значения изучаемых биологических показателей, и для каждого варианта рассчитывали средний балл по формуле:

$$B_{\text{ср}} = \frac{B_1 + B_2 + \dots + B_n}{N}, \quad (2)$$

где $B_{\text{ср}}$ — средний оценочный балл показателей; $B_1 \dots B_n$ — относительный балл показателя; N — количество показателей.

Итог расчета ИПФА представлен формулой:

$$\text{ИПФА} = \frac{B_{\text{ср}}}{B_{\text{ref}}} 100\%, \quad (3)$$

где $B_{\text{ср}}$ — это средний оценочный балл активности фермента; B_{ref} — значение контроля, усредненное по всем биологическим показателям.

Чувствительность ферментов оценивали по степени снижения значений активности фермента в вариантах с загрязнением по сравнению с контролем.

Информативность ферментов оценивали по соотношению между активностью фермента и количеством загрязняющего элемента в почве по коэффициентам корреляции Спирмена (r).

Статистическая обработка. Статистическую обработку данных проводили с помощью пакетов Statistica 12.0 и Python 3.6.5 Matplotlib. Определяли статистику вариаций (средние значения, дисперсию) и устанавливали надежность различных выборок с помощью дисперсионного анализа (критерий Стьюдента).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Активность оксидоредуктаз. Активность каталазы и дегидрогеназ зависела от химической формы (оксиды или нитраты) и концентрации элементов (рис. 2а, 2б). Серебро в форме оксида при 0.5 УДК достоверно не оказывало влияния на активность каталазы и дегидрогеназ. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК наблюдали ингибирование активности каталазы на 9–45%, а дегидрогеназ — 7–32%. Нитраты серебра уже при 0.5 УДК ингибировали активность каталазы и дегидрогеназ на 20 и 17% соответственно. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК ингибирование каталазы составило от 33–50%, а дегидрогеназ — 18–32%.

Висмут в форме оксида так же, как у серебра на активность каталазы, не оказывал воздействия относительно контроля при 0.5, 1 и 3 УДК, а активность дегидрогеназ при 0.5 УДК была

ингибирована на 10%. При росте концентрации оксида висмута до 10 и 30 УДК наблюдали ингибирование активности на 36 и 42% соответственно. Нитраты висмута по сравнению с оксидами при низких дозах более токсичны: уже при 0.5 и 1 УДК ингибирование активности на 26 и 32%. При повышении дозы до 3–30 УДК ингибирование активности каталазы составило 36–40%, дегидрогеназ — 21–31%.

Оксид таллия ингибировал активность каталазы и дегидрогеназ при дозе 0.5 УДК на 15%, при повышении концентрации теллура от 1 до 30 УДК ингибирование каталазы составило 39–53%, а дегидрогеназ, в большей степени устойчивых к загрязнению таллием, — 24–39% относительно контроля. Нитрат таллия так же, как висмут, был более токсичен, чем оксид этого элемента: при 0.5 УДК ингибирование активности каталазы и дегидрогеназ на 29 и 22% соответственно. Повышение концентрации с 1 до 30 УДК активность каталазы была ингибирована на 36–76%, дегидрогеназ — на 28–65% соответственно.

Теллур в форме оксида 0.5 УДК снижал активность каталазы и дегидрогеназ на 12 и 9% соответственно. При повышении до 1 и 3 УДК степень ингибирования каталазы составила 19–23%, а дегидрогеназ — 15–17%. При большей концентрации теллура 10 и 30 УДК ингибирование каталазы было более выраженным 41–53%, а дегидрогеназ — 21–29% соответственно. Нитраты теллура более токсично воздействовали на почву, ингибируя активность каталазы и дегидрогеназ уже при 0.5 УДК на 23–24%. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК активность каталазы была ингибирована на 25–75%, дегидрогеназ — на 42–68% соответственно.

Активность пероксидазы и полифенолоксидазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te представлена на рис. 2с, 3а. Серебро в форме оксида 0.5 УДК не оказывает влияния на активность пероксидазы. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК установлено снижение активности фермента на 7–29% относительно контроля. Нитрат серебра при дозах 0.5, 1 и 3 УДК достоверно не отличался от контроля и только при дозе 10 и 30 УДК активность пероксидазы снизилась на 5 и 8% соответственно.

Висмут в форме оксида 0.5, 1 и 3 УДК оказывал стимулирующее воздействие на активность пероксидазы на 18, 13 и 7% относительно контроля соответственно. Только при повышении дозы до 10 и 30 УДК установлено ингибирование активности фермента на 11 и 17% относительно контроля. Нитрат висмута так же, как оксида, не оказывал ингибирующего воздействия на активность пероксидазы при 0.5, 1 и 3 УДК. При повышении дозы до

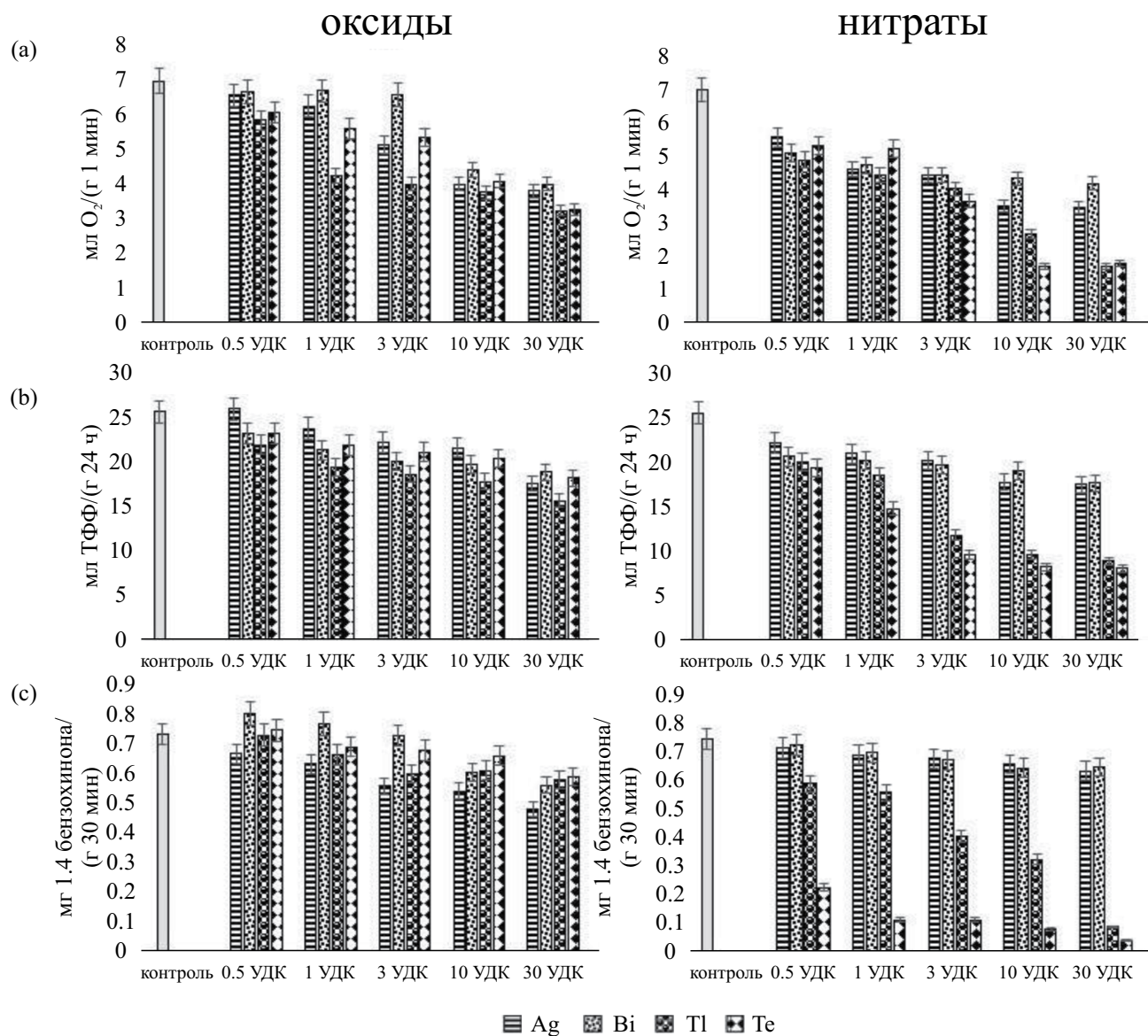


Рис. 2. Изменение активности ферментов класса оксидоредуктазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te: а – каталаза (в $\text{мл O}_2/(\text{г 1 мин})$); б – дегидрогеназы (мг ТФФ/(г 24 ч)); в – пероксидаза (мг 1,4 бензохинона/(г 30 мин)).

10 и 30 УДК снижение активности составило на 7 и 6% относительно контроля соответственно.

Оксид таллия 0.5 и 1 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность пероксидазы. При росте дозы от 3 до 30 УДК установлено снижение активности фермента на 10–15% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия уже при 0.5 УДК был ингибирован на 15% относительно контроля. При повышении дозы от 1 до 30 УДК ингибирование активности пероксидазы составило 19–87% относительно контроля соответственно.

Теллур в форме оксида в дозе 0.5, 1, 3 и 10 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность пероксидазы, и только при дозе 30 УДК установлено ингибирование активности на 14% относительно контроля соответственно. Нитрат теллура уже при 0.5 УДК ингибировал активность пероксидазы на 67%. С ростом концентрации от 1 до 30 УДК нитрата теллура активность фермента была ингибирована на 84–94%.

При внесении оксида серебра в дозе 0.5 УДК активность полифенолоксидазы снизилась на 16%. С повышением дозы оксида серебра от 1 до

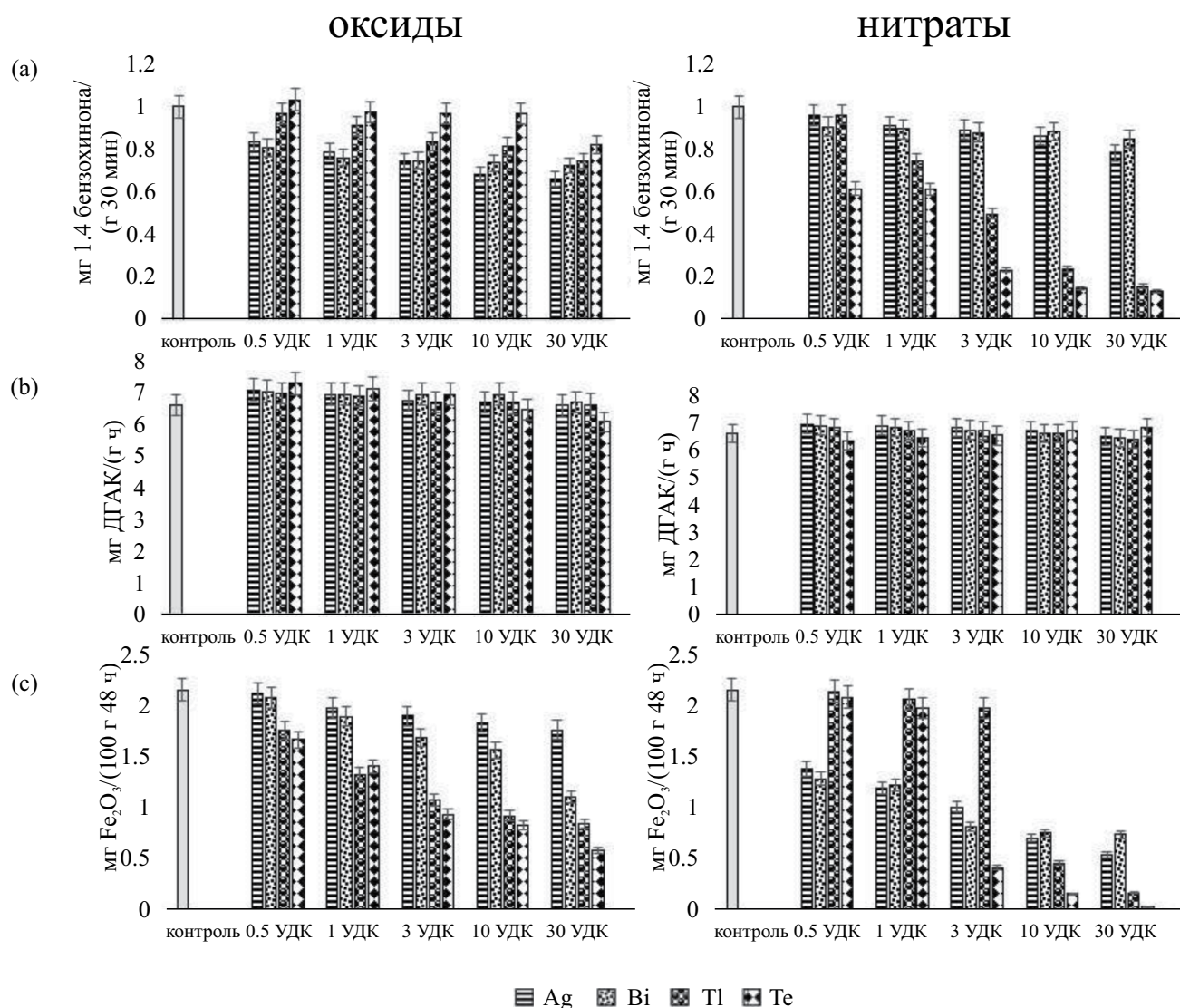


Рис. 3. Изменение активности ферментов класса оксидоредуктазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te: а – полифенолоксидаза (мг 1, 4 бензохинона/(г 30 мин)); б – аскорбатоксидаза (мг ДГАК/(г ч)); с – ферриредуктаза (мг Fe_2O_3 /(100 г 48 ч)).

30 УДК активность полифенолоксидазы снизилась на 20–33% относительно контроля. Нитрат серебра в дозе 0.5 УДК по сравнению с оксидом был менее токсичен и не оказывал воздействия на активность полифенолоксидазы. С ростом дозы от 1 до 30 УДК нитрата серебра активность фермента была ингибирована на 8–21% относительно контроля соответственно.

Оксид висмута уже при 0.5 УДК ингибировал активность полифенолоксидазы на 18%. При увеличении концентрации от 1 до 30 УДК оксида висмута активность фермента была ингибирована на 23–27% относительно контроля. Нитрат висмута в дозе 0.5 УДК ингибировал активность фермента на 8% относительно контроля. При повышении

дозы от 1 до 30 УДК нитрат висмута ингибировал активность на 9–14% относительно контроля соответственно.

Оксид таллия при дозе 0.5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. С повышением дозы от 1 до 30 УДК токсичность увеличивалась на 8–25% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия при дозе 0.5 УДК не отличался от контроля. С повышением дозы от 1 до 30 УДК активность полифенолоксидазы была ингибирована на 25–84% относительно контроля соответственно.

Теллур в форме оксида дозы 0.5, 1, 3 и 10 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность

полифенолоксидазы. Только при дозе 30 УДК ингибирование составило 17% относительно контроля. Нитрат теллура ингибировал уже с малой дозы 0.5 УДК на 38%. С повышением концентрации нитрата теллура активность снизилась на 38–86% относительно контроля соответственно.

Изменение активности аскорбатоксидазы и ферриредуктазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te представлено на рис. 3b, 3c. Оксиды и нитраты Ag, Bi, Tl и Te при всех дозах загрязнения не оказывали достоверного воздействия на активность аскорбатоксидазы почвы относительно контроля. Активность ферриредуктазы чернозема при загрязнении оксидом серебра 0.5 и 1 УДК достоверно не отличалась от контроля. При повышении дозы от 3 до 30 УДК установлено ингибирование активности на 11–17% относительно контроля. Нитрат серебра уже при дозе 0.5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 35%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность фермента была ингибирована на 44–75% относительно контроля соответственно.

Висмут в форме оксида в дозе 0.5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность ферриредуктазы. С увеличением дозы от 1 до 30 УДК активность была ингибирована на 11–48% относительно контроля соответственно. Нитрат висмута при 0.5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 40%. С повышением дозы от 1 до 30 УДК активность фермента была ингибирована на 47–65% относительно контроля.

Оксид таллия в дозе 0.5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 18%. При увеличении концентрации от 1 до 30 УДК активность фермента была ингибирована на 38–60% относительно контроля соответственно. Нитрат таллия 0.5, 1 и 3 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность почвенного фермента. Только при повышении концентрации от 10 и 30 УДК нитрата таллия установлено значительное ингибирование активности фермента на 79 и 92%.

Теллур в форме оксида дозы 0.5 УДК ингибировал активность ферриредуктазы на 22%. При повышении дозы 1–30 УДК активность фермента была ингибирована на 34–73% относительно контроля соответственно. Нитрат теллура при 0.5 и 1 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. При росте дозы от 3 до 30 УДК ингибирование активности ферриредуктазы составило 80–98% относительно контроля.

Установлено, что активность оксидоредуктаз больше всего чувствительна к загрязнению нитратами теллура и таллия. Среди ферментов наибольшее изменение активности относительно контроля отмечено по активности ферриредуктазы и каталазы.

Активность гидролаз. Активность ферментов класса гидролаз, участвующих в течении цикла углерода и азота, представлена на рис. 4. Активность инвертазы при загрязнении почвы оксидом серебра 0.5 и 1 УДК достоверно не отличалась от контроля (рис. 4a). При повышении концентрации от 3 до 30 УДК активность инвертазы была ингибирована на 11–46% относительно контроля. Нитрат серебра 0.5 УДК также не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК установлено ингибирование активности на 7–24% относительно контроля.

Оксид висмута 0.5 УДК ингибирует активность инвертазы на 7%. При повышении концентрации от 1 до 30 УДК ингибирование активности составило 9–20% относительно контроля. Нитрат висмута в дозах от 3 до 30 УДК снижал активность инвертазы на 7–72% относительно контроля.

Оксид таллия 0.5 УДК ингибирует активность инвертазы на 14%, при повышении концентрации от 1 до 30 УДК на 15–22%. Нитрат таллия в дозах 10 и 30 УДК ингибировал инвертазу на 22 и 60% относительно контроля.

Оксид теллура в дозах от 1 до 30 УДК ингибировал активность инвертазы на 9–23% относительно контроля. Нитрат теллура при дозах 0.5, 1 и 3 УДК не оказывали достоверного воздействия на активность фермента, а при повышении концентрации нитрата теллура до 10 и 30 УДК на 54 и 78% относительно контроля.

Активности уреазы при загрязнении оксидом серебра 0.5 УДК достоверного воздействия не обнаружено (рис. 4b). При повышении концентрации от 1 до 30 УДК установлено ингибирование активности уреазы на 8–19% относительно контроля. Нитрат серебра 0.5, 1, 3 и 10 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. Только при дозе 30 УДК нитрата серебра установлено ингибирование уреазы на 6% относительно контроля.

Оксид висмута в дозах от 3 до 30 УДК ингибировал уреазу на 7–21% относительно контроля. Нитрат висмута 0.5 и 1 УДК оказывал стимулирующее воздействие на активность уреазы на 12 и 7% соответственно. С ростом концентрации от 3 до 30 УДК установлено ингибирование активности на 8 и 10% относительно контроля.

Только при 30 УДК оксида таллия установлено снижение активности фермента на 11% относительно контроля. Содержание нитрата теллура в дозах 0.5, 1 и 3 УДК достоверно не влияет на активность уреазы. Похожая закономерность проявилась и при изучении воздействия нитрата теллура – только при 10 и 30 УДК установлено ингибирование активности на 7 и 12% относительно контроля.

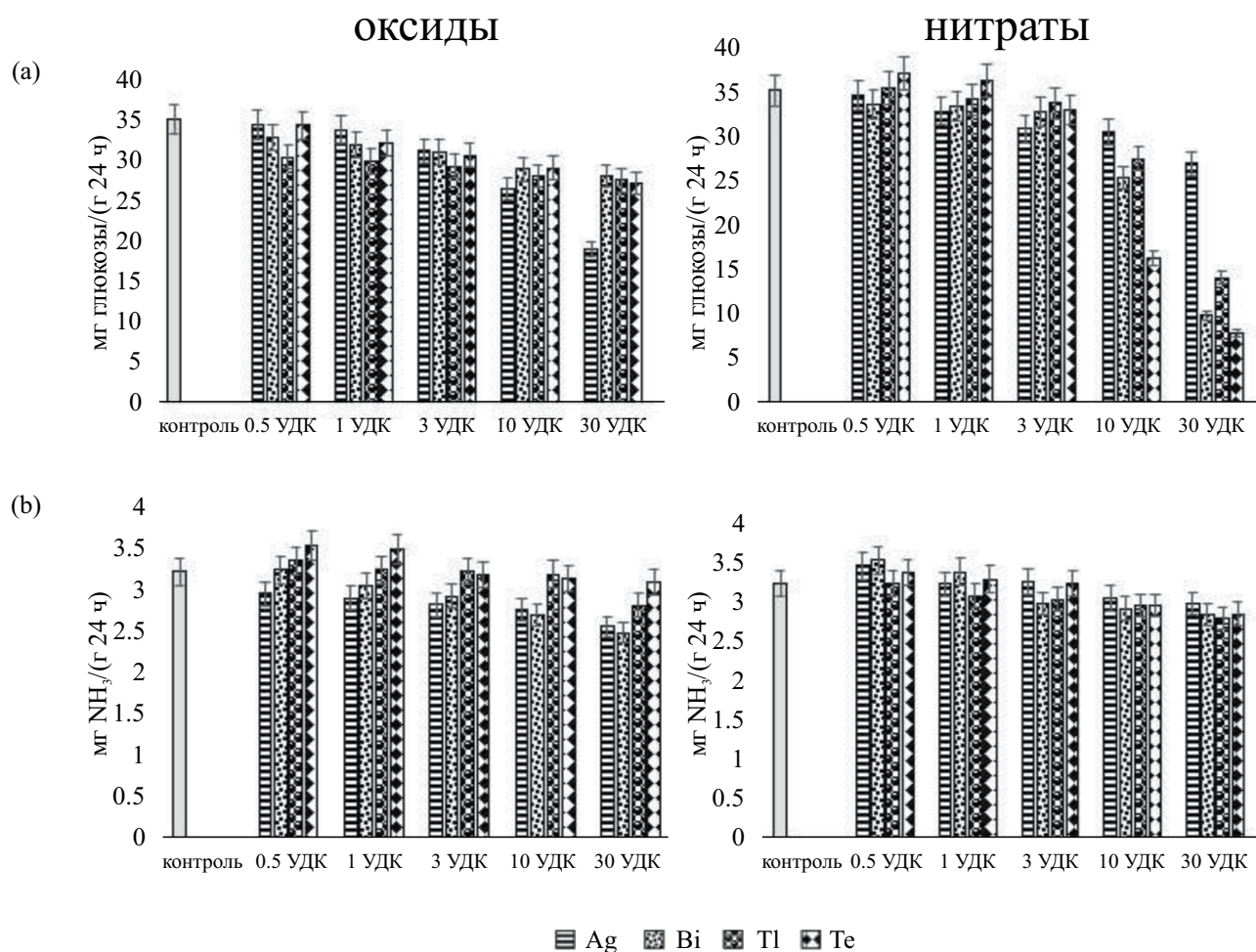


Рис. 4. Изменение активности ферментов класса гидролазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te: а – инвертаза (мг глюкозы/(г 24 ч)); б – уреазы (мг NH₃/(г 24 ч)).

Оксид теллура при дозах 0.5 и 1 УДК оказывали стимулирующее воздействие на активность уреазы на 12 и 10% относительно контроля. При повышении дозы от 3 до 30 УДК достоверного отличия от контроля не обнаружено. Нитрат теллура в дозах 10 и 30 УДК ингибируют активность уреазы на 7 и 10% соответственно.

Оксид серебра при дозе 0.5 УДК ингибировал активность протеазы на 8% относительно контроля (рис. 5а). При повышении дозы от 1 до 30 УДК установлено ингибирование активности на 13–31% относительно контроля соответственно. Нитрат серебра 0.5 УДК ингибировал активность протеазы на 25% относительно контроля. С повышением концентрации нитрата серебра от 1 до 30 УДК ингибирование увеличивалось на 28–60% относительно контроля.

Оксид висмута 0.5 УДК ингибировал активность протеазы на 19%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность была ингибирована

на 22–39% относительно контроля. Нитрат висмута вызывал ингибирование активности протеазы на 34% ниже, чем в контроле. С ростом концентрации нитрата висмута от 1 до 30 УДК активность фермента была ингибирована на 38–55% относительно контроля.

Оксид таллия в диапазоне доз от 1 до 30 УДК ингибировал протеазу на 34–52% относительно контроля. Нитрат таллия 0.5 УДК также не оказывал достоверного воздействия на активность фермента. С ростом дозы от 1 до 30 УДК снижение активности составило 10–43% относительно контроля.

Оксид теллура в концентрации 0.5 УДК ингибировал активность фермента на 13%. С повышением концентрации от 1 до 30 УДК активность протеазы была ингибирована на 31–54% относительно контроля. Нитрат теллура 0.5 УДК не оказывал достоверного воздействия на активность протеазы. Только при повышении концентрации от 1 УДК

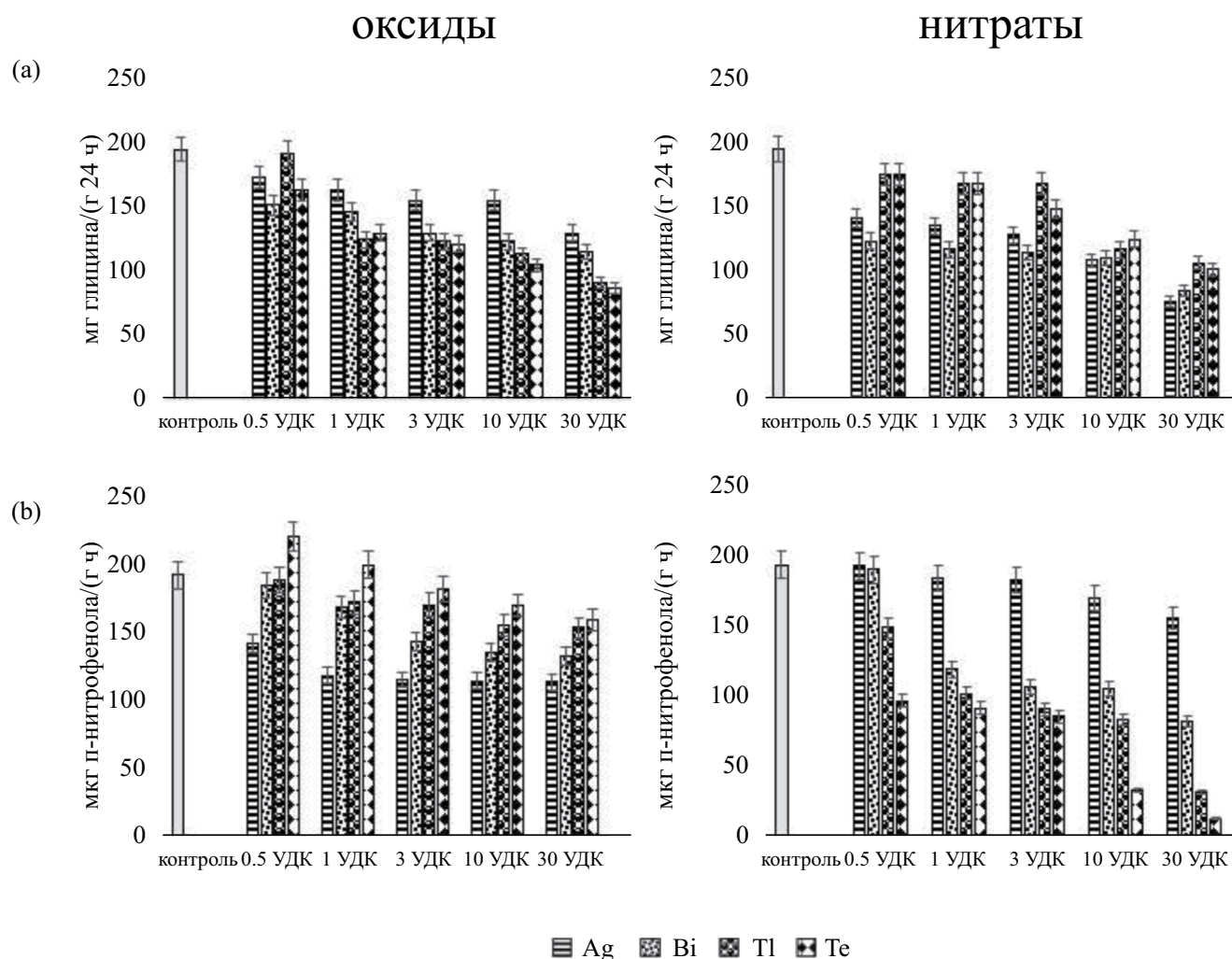


Рис. 5. Изменение активности ферментов класса гидролазы при загрязнении чернозема обыкновенного оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te: а – протеаза (мг глицина/(г 24 ч)); б – фосфатаза (мкг п-нитрофенола/(г ч)).

и до 30 УДК установлено ингибирование активности на 10–46% относительно контроля.

Оксид серебра при 0.5 УДК вызывал ингибирование активности фосфатазы на 26% относительно контроля (рис. 5b). При повышении дозы от 1 до 30 УДК ингибирование активности фермента составляет 39–41% относительно контроля. Активность фосфатазы при загрязнении нитратом серебра 0.5 и 1 УДК достоверно не изменяется. При повышении концентрации от 3 до 30 УДК установлено ингибирование активности на 6–20% относительно контроля.

Оксид висмута в дозах от 1 до 30 УДК ингибировал фосфатазу на 12–31% относительно контроля. Нитрат висмута в дозах от 1 до 30 УДК ингибировал активность фермента на 38–58% по отношению к контролю.

Оксид таллия при дозах от 1 до 30 УДК достоверно снижал активность фермента на 10–20% относительно контроля. Нитрат таллия 0.5 УДК ингибировал активность почвы на 23%. При повышении концентрации нитрата таллия от 1 до 30 УДК ингибирование активности составило 47–84% относительно контроля.

Оксид теллура только при повышении до 10 и 30 УДК достоверно ингибировал фосфатазу на 12 и 17% относительно контроля. Нитрат таллия 0.5 УДК ингибировал активность почвы на 50%. При повышении концентрации нитрата таллия от 1 до 30 УДК ингибирование активности составило 53–94% относительно контроля.

По активности ферментов класса гидролазы установлено, что наибольшее токсическое воздействие на активность ферментов оказывают нитраты теллура

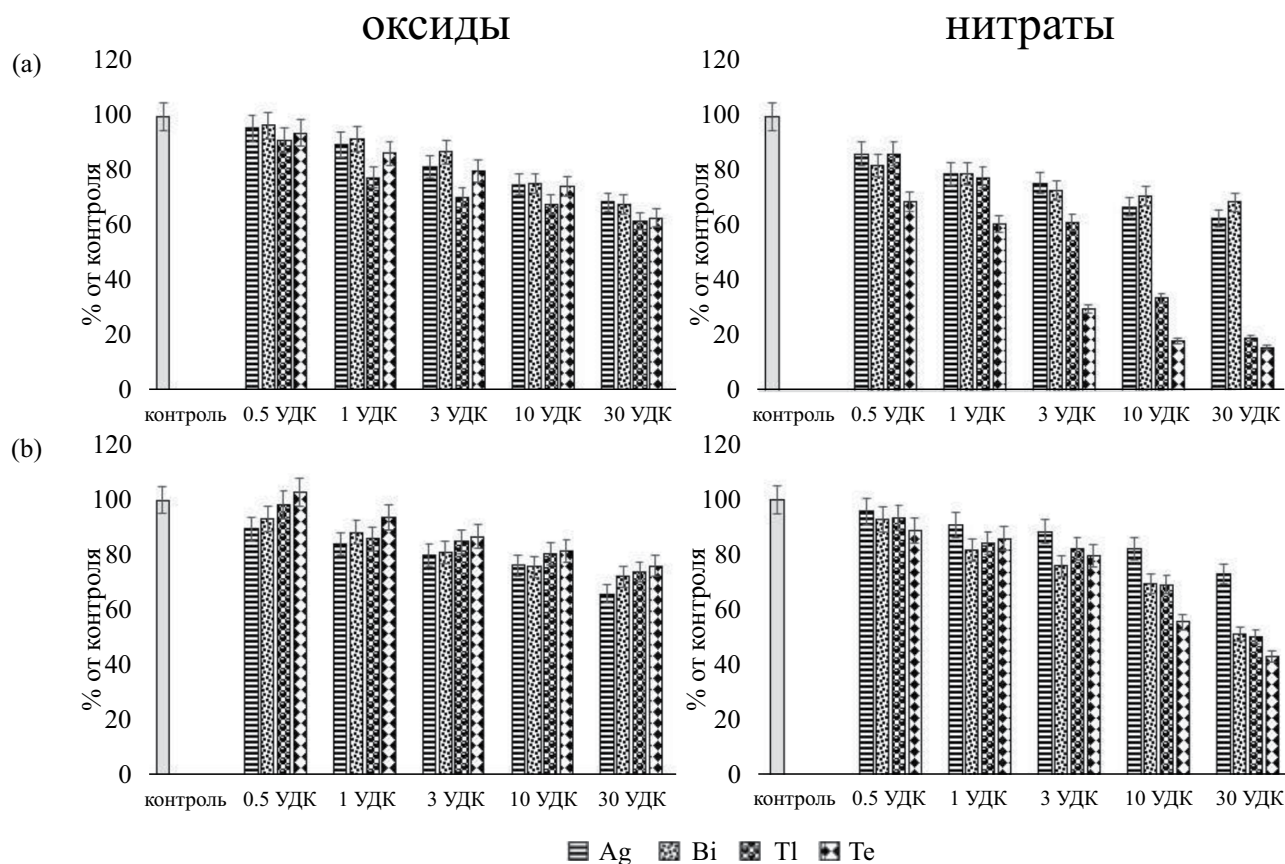


Рис. 6. Изменение интегрального показателя ферментативной активности чернозема обыкновенного при загрязнении оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te: а – класс оксидоредуктазы; б – класс гидролазы.

и таллия. Наиболее чувствительной к загрязнению оказалась активность протеазы и фосфатазы.

Интегральный показатель ферментативной активности чернозема. В результате расчета интегрального показателя ферментативной активности (ИПФА) было установлено, что оксидоредуктазы реагируют на загрязнение Ag, Bi, Tl и Te иначе, чем гидролазы (рис. 6). Серебро и висмут в форме оксидов оказывают менее выраженное токсическое воздействие с ростом дозы от 0.5 до 30 УДК на интегральную активность оксидоредуктаз (ИПФА_{окс}), чем гидролаз (ИПФА_{гидр}). Таллий и теллур в форме оксида, напротив, оказывают менее токсическое воздействие на интегральную активность гидролаз (ИПФА_{гидр}), чем оксидоредуктаз (ИПФА_{окс}): разница составляет на 85–88% и 79–84% соответственно. Ряд токсичности тяжелых металлов по воздействию на активность почвенных ферментов может быть представлен следующим образом: Tl > Ag > Bi > Te.

Нитраты серебра оказывает более выраженное токсическое воздействие на активность ферментов класса оксидоредуктазы (79% ниже контроля),

чем класса гидролазы (86% ниже контроля), а нитраты висмута оказывают более выраженное токсическое воздействие только на активность гидролаз – 26% ниже контроля. Нитраты таллия и теллура оказывали более токсическое воздействие на активность ферментов класса оксидоредуктазы (37 и 36% ниже контроля), чем класса гидролазы (24 и 29% ниже контроля).

Оценка чувствительности ферментов. Результаты расчета чувствительности ферментов для разных химических форм (оксидов, нитратов), по каждому элементу (Ag, Bi, Tl и Te), для оксидоредуктаз и гидролаз представлены в табл. 3.

Таким образом, среди оксидоредуктаз наибольшая чувствительность по отношению к исследуемым соединениям Ag, Bi, Te и Tl была обнаружена у ферриредуктазы, а наименьшая – у аскорбатоксидазы. По гидролазам наибольшей чувствительностью обладает инвертаза, а наименьшей – уреазы.

Оценка информативности ферментов. Информативность показателей сравнивали по коэффициентам корреляции Спирмена (r) между содержанием элемента в зависимости от концентрации Ag, Bi,

Таблица 3. Оценка чувствительности ферментов¹ в черноземе обыкновенном при загрязнении почв оксидами и нитратами Ag, Bi, Tl и Te,

Параметр	A _{кат}	A _{дг}	A _{пер}	A _{пфо}	A _{фер}	A _{аск}	A _{пр}	A _{фос}	A _{инв}	A _{ур}	ИПФА ³
Контроль (абсолютные значения) ²	7	25	0.7	1.0	2.2	6.5	193	191	35	3	—
Химические формы ⁴ , %											
Оксиды	77	84	96	86	74	103	76	85	87	97	85
Нитраты	65	70	73	72	58	101	74	65	84	99	76
Элементы ⁵ , %											
Ag	74	85	93	85	73	103	77	81	88	96	83
Bi	78	82	100	86	68	104	71	76	85	96	82
Tl	63	69	79	74	66	102	78	73	85	98	76
Te	67	70	65	71	56	101	75	71	84	102	73
Классы ферментов ⁶ , %											
Оксидоредуктазы	71	77	84	79	66	102	—	—	—	—	80
Гидролазы	—	—	—	—	—	—	75	75	85	98	79

¹Оценка чувствительности проведена по среднему значению 5ти концентраций Ag, Bi, Tl и Te.
²Абсолютные значения активности почвенных ферментов, единицы измерения представлены в примечании.
³В расчете интегрального показателя ферментативной активности почв не использовали активность аскорбатоксидазы, как нечувствительного и неинформативного фермента.
⁴Данные представлены по среднему значению для 4-х химических элементов (Ag, Bi, Tl и Te).
⁵Данные представлены по среднему значению по двум химическим формам (оксидам и нитратам).
⁶Данные представлены по среднему значению по 4-м элементам (Ag, Bi, Tl и Te) и двум формам (оксидам и нитратам).
Примечание. A_{кат} — активность каталазы (мл O₂/(г 1 мин)); A_{дг} — активность дегидрогеназ (мг ТФФ/(г 24 ч)); A_{пер} — активность пероксидаз (мг 1, 4 бензохинона/(г 30 мин)); A_{пфо} — активность полифенолоксидаз (мг 1, 4 бензохинона/(г 30 мин)); A_{фер} — активность ферриредуктазы (мг Fe₂O₃/(100 г 48 ч)); A_{аск} — активность аскорбатоксидазы (мг ДГАК/(г ч)); A_{пр} — активность протеазы (мг глицина/(г 24 ч)); A_{фос} — активность фосфатазы (мкг п-нитрофенола/(г ч)); A_{инв} — активность инвертазы (мг глюкозы/(г 24 ч)); A_{ур} — активность уреазы (мг NH₃/(г 24 ч)).

Te и Tl и значения ферментативной активности почв (табл. 4).

Наибольшей информативностью среди всех ферментов при загрязнении оксидами Ag, Bi, Te и Tl обладают пероксидаза и каталаза, а при внесении нитратной формы исследуемых элементов — инвертаза и протеаза. В оценке информативности ферментов при загрязнении каждым элементом (Ag, Bi и Te) установлена наибольшая чувствительность инвертазы, а для Tl — активность уреазы и полифенолоксидазы. Среди оксидоредуктаз лучшая информативность обнаружена у пероксидазы а худшая — по активности у аскорбатоксидазы. По ферментам класса гидролазам наибольшей чувствительностью обладает инвертаза, а наименьшей — активность фосфатазы.

В предыдущих исследованиях установлено ингибирование активности ферментов класса

оксидоредуктазы (каталазы и дегидрогеназ) при загрязнении почв разного гранулометрического состава оксидами Ag, Bi, Te и Tl [31, 33–35, 54]. Отмечено ингибирующее влияние Bi на активность дегидрогеназ в бурых лесных почвах (Eutric Cambisol) и коричневых почвах (Eutric Fluvisol) [41]. Активность уреазы и фосфатазы снижалась сильнее под влиянием наночастиц серебра, чем нитрата серебра [50]. Существуют исследования, подтверждающие более сильное ингибирование активности почвенных ферментов (каталазы и дегидрогеназ) под влиянием нитрата серебра [33], чем под влиянием наночастиц серебра [34].

При оценке экотоксичности металлов, неметаллов и металлоидов на биологические показатели чернозема обыкновенного (в том числе активность каталазы и дегидрогеназ) за 15 лет (2005–2020 гг.)

Таблица 4. Коэффициенты корреляции Спирмена между относительной активностью ферментов и УДК загрязняющего элемента ($n = 6$)

Показатель	$A_{кат}$	$A_{дг}$	$A_{пер}$	$A_{пфо}$	$A_{фер}$	$A_{аск}$	$A_{пр}$	$A_{фос}$	$A_{инв}$	$A_{ур}$	ИПФА*
Химические формы											
Оксиды	–0.81	–0.78	–0.82	–0.74	–0.78	–0.52	–0.76	–0.68	–0.81	–0.81	–0.84
Нитраты	–0.69	–0.67	–0.75	–0.75	–0.72	–0.40	–0.82	–0.79	–0.96	–0.80	–0.82
Элементы											
Ag	–0.74	–0.80	–0.88	–0.79	–0.75	–0.85	–0.70	–0.94	–0.80	–0.83	–0.74
Bi	–0.70	–0.65	–0.77	–0.56	–0.75	–0.66	–0.70	–0.90	–0.80	–0.82	–0.70
Tl	–0.73	–0.72	–0.81	–0.82	–0.78	–0.79	–0.79	–0.81	–0.91	–0.84	–0.73
Te	–0.82	–0.72	–0.69	–0.81	–0.73	–0.83	–0.76	–0.89	–0.70	–0.82	–0.82
Классы ферментов											
Оксидо-редуктазы	–0.75	–0.72	–0.79	–0.74	–0.75	–0.46					–0.75
Гидролазы							–0.79	–0.74	–0.88	–0.80	–0.83

* В расчете интегрального показателя ферментативной активности почв не использовали активности аскорбатоксидазы, как нечувствительного и неинформативного фермента.

Примечание. $A_{кат}$ – активность каталазы; $A_{дг}$ – активность дегидрогеназ; $A_{пер}$ – активность пероксидаз; $A_{пфо}$ – активность полифенолоксидаз; $A_{фер}$ – активность ферриредуктаз; $A_{аск}$ – активность аскорбатоксидазы; $A_{пр}$ – активность протеазы; $A_{фос}$ – активность фосфатазы; $A_{инв}$ – активность инвертазы; $A_{ур}$ – активность уреазы.

исследования было установлено, что к I классу опасности относится ряд элементов: Te, Ag, Se, Cr, Bi, Ge, Sn, Tl, Hg, Yb, W, Cd [29]. Среди самых опасных элементов авторы выделили токсичность элементов по степени убывания: Tl > Bi > Ag > Te. При этом токсичность теллура составляла более 70% по сравнению с незагрязненным вариантом. Высокая токсичность для микробиоты была выявлена при сравнении токсичности 28 тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов, содержащихся в отходах предприятий горной промышленности, по степени снижения общей численности бактерий в бурой лесной слабонасыщенной почве [3]. Было установлено, что наиболее опасными токсикантами для бактерий в бурой лесной почве являются Cr, Se, Te и Ag.

Наибольшая чувствительность ферриредуктазы по сравнению с другими оксидоредуктазами была ранее показана в работе [6]. Высокая активность ферриредуктазы дает представление о доступности железа растениям [4]. Возможно, что при загрязнении почвы оксидами и нитратами Ag, Bi, Te и Tl доступ к закисному железу растениям ограничен.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По степени ингибирования активности почвенных ферментов исследуемые элементы можно расположить в следующей последовательности: Tl > Ag > Bi > Te. С ростом концентрации тяжелых металлов увеличивалось токсическое воздействие на активность всех ферментов, кроме аскорбатоксидазы. Оксиды металлов оказали менее выраженное токсическое действие на активность почвенных ферментов, чем нитраты. Оксидоредуктазы (кроме аскорбатоксидазы) проявили большую чувствительность к загрязнению Ag, Bi, Te и Tl, чем гидролазы. Все исследованные ферменты, кроме аскорбатоксидазы, рекомендуется использовать в биодиагностике загрязнения почв Ag, Bi, Te и Tl в связи с их высокой чувствительностью и информативностью. Самым чувствительным ферментом по отношению к изученным металлам является активность ферриредуктазы, а наиболее информативной – активность инвертазы, что позволяет рекомендовать использование этих ферментов в первую очередь.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-01041 в Южном федеральном университете.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Водяницкий Ю.Н.* Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и его экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 772–881. <https://doi.org/10.1134/S1064229313050153>
2. *Дружинин А.В., Карелина Е.В.* Основные типы месторождений технического серебра // Вестник Рос. ун-та дружбы народов: Сер. инженерных исследований. 2008. № 1. С. 35–41.
3. *Евстегнеева Н.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Тимошенко А.Н.* Оценка токсичности тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов, содержащихся в отходах добычи полезных ископаемых // Горный информационно-аналитический бюл. 2023. Т. 5-1. С. 73–85. https://doi.org/10.25018/0236_1493_2023_51_0_73
4. *Иванищев В.В.* Доступность железа в почве и его влияние на рост и развитие растений // Известия Тульского гос. ун-та. Естественные науки. 2019. № 3. С. 127–138.
5. *Ляпунов М.Ю.* Закономерности распределения химических элементов в почвах Пионерского золоторудного месторождения. Геохимия Амурской области // Вестник Томского политех. ун-та. 2014. Т. 325. № 1. С. 57–68.
6. *Минникова Т.В., Мокриков Г.В., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Колесников С.И.* Оценка ферментативной активности черноземов Ростовской области при бинарных посевах подсолнечника // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. 2017. № 6. С. 141–155. <https://doi.org/10.26897/0021-342X-2017-6-141-155>
7. *Минникова Т.В., Мокриков Г.В., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Колесников С.И.* Оценка зависимостей между гидротермическими показателями и ферментативной активностью черноземов Ростовской области при использовании различных агротехнологий // Агрофизика. 2018. № 1. С. 9–17. <https://doi.org/10.25695/AGRPH.2018.01.02>
8. *Минникова Т.В., Колесников С.И., Денисова Т.В.* Влияние азотных и гуминовых удобрений на биохимическое состояние нефтезагрязненного чернозема // Юг России: Экология, развитие. 2019. Т. 14. № 2. С. 189–201. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2019-2-189-201>
9. *Новосёлова Е.И., Волкова О.О., Турьянова Р.Р.* Ферментативная трансформация органических остатков в почвах, загрязненных тяжелыми металлами // Экология урбанизированных территорий. 2019. № 1. С. 75–81. <https://doi.org/10.24411/1816-1863-2019-11075>
10. *Новосёлова Е.И., Волкова О.О., Хазиев Ф.Х., Турьянова Р.Р.* Особенности ферментативного дегидрирования органических веществ в почвах, загрязненных тяжелыми металлами // Научная жизнь. 2020. Т. 15. № 10 (110). С. 1312–1320. <https://doi.org/10.35679/1991-9476-2020-15-10-1312-1320>
11. *Поляк Ю.М., Сухаревич В.И.* Почвенные ферменты и загрязнение почв: биodeградация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. С. 83–93. <https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>
12. *Хазиев Ф.Х.* Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
13. *Якушев А.В., Журавлева А.И., Кузнецова И.Н.* Влияние длительной и кратковременных засух на гидролитические ферменты серой почвы // Почвоведение. Почвоведение. 2023. № 6. С. 745–757. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2260130X>
14. *Alekseenko V.A., Alekseenko A.V.* Chemical elements in geochemical systems. Clarks of soils in residential landscapes. Rostov n/D: Publishing House of the Southern Federal University. 2013. 380 p.
15. *Cao C., Huang J., Ca W., Yan C., Liu J., Jiang Y.* Effects of Silver Nanoparticles on Soil Enzyme Activity of Different Wetland Plant Soil Systems // Soil and Sediment Contamination: Int. J. 2017. V. 26 (5). P. 558–567. <https://doi.org/10.1080/15320383.2017.1363158>
16. *Eivazi F., Afrasiabi Z., Jose E.* Pedosphere Effects of Silver Nanoparticles on the Activities of Soil Enzymes Involved in Carbon and Nutrient Cycling // Pedosphere. 2018. V. 28. P. 209–214. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60019-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60019-0)
17. *Elekes C.C., Busuioc G.* The mycoremediation of metals polluted soils using wild growing species of mushrooms // Latest Trends on Engineering Education. P. 36–39.
18. *Farag M.R., Alagawany M., Khalil S.R., Moustafa A.A., Mahmoud H.K., Abdel-Latife H.M.R.* Astragalus membranaceus polysaccharides modulate growth, hemato-biochemical indices, hepatic antioxidants, and expression of HSP70 and apoptosis-related genes in Oreochromis niloticus exposed to sub-lethal thallium toxicity // Fish Shellfish Immunology. 2021. V. 118. P. 251–260. <https://doi.org/10.1016/j.fsi.2021.09.009>
19. *Filella M., Reimann C., Biver M., Rodushki I., Rodushkina K.* Tellurium in the environment: current knowledge and identification of gaps //

- Environmental Chemistry. 2019. V. 16(4).
<https://doi.org/10.1071/EN18229>
20. Grösslová Z., Vaněk A., Oborná V., Mihaljevič M., Ettler V., Trubač J., Drahotka P. et al. Thallium contamination of desert soil in Namibia: Chemical, mineralogical and isotopic insights // *Environ. Poll.* 2018. V. 239 P. 272–280.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.006>
21. Grün A., Straskraba S., Schulz S., Schlöter M., Emmertling C. Long-term effects of environmentally relevant concentrations of silver nanoparticles on microbial biomass, enzyme activity, and functional genes involved in the nitrogen cycle of loamy soil // *J. Environ. Sci.* 2018. V. 69. P. 12–22.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.013>
22. Grygoyć K., Jabłońska-Czapla M. Development of a Tellurium Speciation Study Using IC-ICP-MS on Soil Samples Taken from an Area Associated with the Storage, Processing, and Recovery of Electrowaste // *Molecules*. 2021. V. 26. P. 2651.
<https://doi.org/10.3390/molecules26092651>
23. Hayes S.M., Ramos N.A. Surficial geochemistry and bioaccessibility of tellurium in semiarid mine tailings // *Environ. Chem.* 2019. V. 16(4). P. 251–265.
24. Jones K.C., Davies B.E., Peterson P.J. Silver in Welsh soils: Physical and chemical distribution studies // *Geoderma*. 1986. V. 37. P. 157–174.
[https://doi.org/10.1016/0016-7061\(86\)90028-5](https://doi.org/10.1016/0016-7061(86)90028-5)
25. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, FL: Crc Presspp. 2010. 548 p.
26. Karbowska B. Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods // *Environ. Monit. Assess.* 2016. V. 188. P. 640–659.
27. Kearns J., Turner A. An evaluation of the toxicity and bioaccumulation of bismuth in the coastal environment using three species of macroalgae // *Environ. Poll.* 2016. V. 208. P. 435–441.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.011>
28. Kinraide T.B.; Yermiyahu U. A scale of metal ion binding strengths correlating with ionic charge, Pauling electronegativity, toxicity, and other physiological effects // *J. Inorg. Biochem.* 2007. V. 101. P. 1201–1213.
29. Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Akimenko Yu., Evstegneeva N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region) // *Water, Air, Soil Pollution*. 2022. V. 233. P. 18.
<https://doi.org/10.1007/s11270-021-05496-3>
30. Kolesnikov S.I. Impact of Contamination with Tellurium on Biological Properties of Ordinary Chernozem // *Soil and Sediment Contamination: Int. J.* 2019. V. 28. P. 792–800.
<https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1666793>
31. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Yu.V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters // *Environ. Monit. Assess.*, 2019. 191. 544.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7718-3>
32. Kolesnikov S.I., Sudina L.V., Kuzina A.A., Minnikova T.V., Tsepina N.I., Kazeev K.Sh., Akimenko Yu.V. The effect of bismuth contamination on the soil biological properties // *Agriculture and Natural Resources*. 2022. V. 56. P. 417–428.
<https://doi.org/10.34044/j.anres.2022.56.2.19>
33. Kolesnikov S.I., Tsepina N.I., Sudina L.V., Minnikova T.V., Kazeev K. Sh., Akimenko Yu.V. Silver Ecotoxicity Estimation by the Soil State Biological Indicators // *Appl. Environ. Soil Sci.* 2020. P. 1207210.
<https://doi.org/10.1155/2020/1207210>
34. Kolesnikov S., Tsepina N., Minnikova T., Kazeev K., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D. Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // *Plants*. 2021. V. 10. P. 1022.
<https://doi.org/10.3390/plants10051022>
35. Kolesnikov S., Minnikova T., Minkina T., Rajput V.D., Tsepina N., Kazeev K., Zhadobin A., Nevedomaya E., Ter-Misakyan T., Akimenko Yu., Mandzhieva S., Sushkova S., Ranjan A., Asylbaev I., Popova V., Tymoshenko A. Toxic Effects of Thallium on Biological Indicators of Haplic Chernozem Health: A Case Study // *Environments*. 2021. V. 8. P. 119.
<https://doi.org/10.3390/environments8110119>
36. Liu J., Wang J., Chen Y.H., Shen C.C., Jiang X.Y., Xie X.F., Chen D.Y., Lippold H., Wang C.L. Thallium dispersal and contamination in surface sediments from South China and its source identification // *Environ. Poll.* 2016. V. 213. P. 878–887.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.089>
37. Liu J., Wang J., Xiao T.F., Bao Z.A., Lippold H., Luo X.W., Yin M.L., Ren J.M., Chen Y.H., Linghu W.S. Geochemical dispersal of thallium and other metals in sediment profiles from a smelter-impacted area in South China // *Appl. Geochem.* 2018. V. 88. P. 239–246.
38. Minnikova T., Kolesnikov S., Revina S., Ruseva A., Gaivoronsky V. Enzymatic Assessment of the State of Oil-Contaminated Soils in the South of Russia after Bioremediation // *Toxics*. 2023. V. 11. P.355.
<https://doi.org/10.3390/toxics11040355>
39. Mokrikov G., Minnikova T., Kazeev K., Kolesnikov S. Use of soil enzyme activity in assessing the effect of No-Till in the South of Russia // *Agronomy Research*. 2021. V. 19. P. 171–184.
<https://doi.org/10.15159/AR.20.240>
40. Montes de Oca-Vásquez G., Solano-Campos F., Vega-Baudrit J.R., López-Mondéjar R., Vera A., Morenó J. L., Bastida F. Organic amendments exacerbate the effects of silver nanoparticles on microbial biomass and community composition of a semiarid soil // *Sci. Total Environ.* 2020. Vol 744. P. 140919.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140919>

41. *Murata T.* Effects of bismuth contamination on the growth and activity of soil microorganisms using thiols as model compounds // *J. Environ. Sci. Health A. Tox Hazard Subst. Environ Eng.* 2006. V. 41. P. 161–172.
<https://doi.org/10.1080/10934520500349276>
42. *Najimi S., Shakibaie M., Jafari E., Ameri A., Rahimi N., Forootanfar H., Yazdanpanah M., Rahimiae H.R.* Acute and subacute toxicities of biogenic tellurium nanorods in mice // *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 2017. V. 90. P. 222–230.
<https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.09.014>
43. *Nelson B., Chen Y.-W.* Tellurium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles. *Applied Geochemistry*. 2015. V. 63. P. 83–92.
44. *Nelson B., Chen Y.-W.* Thallium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles // *Appl. Geochem.* 2017. V. 84. P. 218–243.
45. *Pavoni E., Petranich E., Adami G., Baracchini E., Crosera M., Emili A., Lenaz D., Higuera P., Covelli S.* Bioaccumulation of thallium and other trace metals in *Biscutella laevigata* nearby a decommissioned zinc-lead mine (Northeastern Italian Alps) // *J. Environ. Manag.* 2017. V. 186. P. 214–224.
46. *Perkins W.T.* Extreme selenium and tellurium contamination in soils – an eighty year-old industrial legacy surrounding a Ni refinery in the Swansea Valley // *Sci. Total Environ.* 2011. V. 412–413, P. 162–169.
47. *Peyrot C., Wilkinson K.J., Desrosiers M., Sauvé S.* Effects of silver nanoparticles on soil enzyme activities with and without added organic matter // *Environ. Toxicology Chem.* 2014. V. 33. P. 115–25.
<https://doi.org/10.1002/etc.2398>
48. *Presentato A., Turner R.J., Vásquez C.C., Yurkov V., Zannoni D.* Tellurite-dependent blackening of bacteria emerges from the dark ages // *Environmental Chemistry*. 2019. V. 16(4). P. 266–288.
49. *Pulit-Prociak J., Banach M.* Silver nanoparticles – a material of the future? // *Open Chem.* 2016. V. 14. P. 76–91.
<https://doi.org/10.1515/chem-2016-0005>
50. *Rahmatpour S., Shirvani M., Mosaddeghi M.R., Farshid N., Bazarganipour M.* Dose – response effects of silver nanoparticles and silver nitrate on microbial and enzyme activities in calcareous soils // *Geoderma*. 2017. V. 285. P. 313–322.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.006>
51. *Samarajeewa A.D., Velicogna J.R., Prinz J.I., Subasinghe R.M., Scroggins R.P., Beaudette L.A.* Effect of silver nanoparticles on soil microbial growth, activity and community diversity in a sandy loam soil // *Environ. Poll.* 2017. V. 220. P. 504–513.
52. *Shin Y.J., Kwak J.I., An Y.J.* Evidence for the inhibitory effects of silver nanoparticles on the activities of soil exoenzymes // *Chemosphere*. 2012. V. 88. P. 524–529.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.010>
53. *Stangherlin E.C., Ardaiz A.P., Rocha J.B.T., Nogueira C.W.* Exposure to diphenyl ditelluride, via maternal milk, causes oxidative stress in cerebral cortex, hippocampus and striatum of young rats // *Arch. Toxicol.* 2009. 83. P. 485–491.
54. *Sudina L., Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Sushkova S., Minkina T.* Assessment of ecotoxicity of the bismuth by biological indicators of soil condition // *Eur. J. Soil Sci.* 2021. V. 10. P. 236–242.
<https://doi.org/10.18393/ejss.926759>
55. *Tabatabai M.A., Dick W.A.* Enzymes in soil: research and developments in measuring activities // *Enzymes in the environment: Activity, ecology, and applications*. N.Y.: Marcel Dekker, 2002. P. 567–596.
56. *Tighe M., Heidi B., Knaub C., Sisk M., Peaslee F.G., Lieberman M.* Risky bismuth: Distinguishing between lead contamination sources in Soil // *Chemosphere*. 2019. V. 234. P. 297–301.
57. *Tóth G., Montanarella L., Stolbovoy V., Máté F., Bódis K., Jones A., Panagos P., van Liedekerke M.* Soils of the European Union. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 2008. 85 p.
58. *Wiklund J.A., Kirk J.L., Muir D.C.G., Carrier J., Gleason A., Yang F., Evans M., Keating J.* Widespread Atmospheric Tellurium Contamination in Industrial and Remote Regions of Canada // *Environ. Sci. Technol.* 2018. V. 52. P. 6137–6145.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06242>
59. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition published in 2022 by the International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, 2022, 234 p.
60. *Xing G., Zhu J., Xiong Z.* Ag, Ta, Ru, and Ir enrichment in surface soil: Evidence for land pollution of heavy metal from atmospheric deposition // *Global Biogeochem Cycles*. 2004. V. 18.
<https://doi.org/10.1029/2003GB002123>
61. *Yan C., Huang J., Cao C., Li R., Ma Y., Wang Y.* Effects of PVP-coated silver nanoparticles on enzyme activity, bacterial and archaeal community structure and function in a yellow-brown loam soil // *Environ. Sci. Poll. Res.* 2020. V. 27. P. 8058–8070.
62. *Yang G., Zheng J., Tagami K., Uchida S.* Rapid and sensitive determination of tellurium in soil and plant samples by sector-field inductively coupled plasma mass spectrometry // *Talanta*. 2013. V. 116. P. 181–187.
63. *Yildirim D., Sasmaz A.* Phytoremediation of As, Ag, and Pb in contaminated soils using terrestrial plants grown on Gumuskoy mining area (Kutahya Turkey) // *J. Geochem. Exploration*. 2017. V. 182. P. 228–234.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.005>

Assessment of Enzymatic Activity of Haplic Chernozem Soils Contaminated with Ag, Bi, Te, and Tl

T. V. Minnikova^{1, *}, S. I. Kolesnikov¹, N. A. Evstegneeva¹,
A. N. Timoshenko¹, N. I. Tsepina¹, and K. Sh. Kazeev¹

¹*Ivanovsky Academy of Biology and Biotechnology, Southern Federal University, Rostov Region,
Rostov-on-Don, 344090 Russia*

**e-mail: tminnikova@sfnedu.ru*

Enzymatic activity of soils is the most important diagnostic indicator of the ecological state of soils under various types of anthropogenic impact. The aim of the study was to evaluate the enzymatic activity of common chernozem (Haplic Chernozem) under Ag, Bi, Te, and Tl contamination. 10 enzymes (catalase, dehydrogenase, peroxidase, polyphenol oxidase, ascorbate oxidase, ferriredutase, protease, phosphatase, invertase and urease) were analyzed. According to the degree of inhibition of enzymes, heavy metals form the following sequence: Tl > Ag > Bi > Te. With an increase in the concentration of heavy metals, the toxic effect on the activity of enzymes increases. The oxidoreductases showed greater sensitivity to Ag, Bi, Te, and Tl contamination than hydrolases. Among oxidoreductases, the highest sensitivity was found for ferriredutase, and the lowest for ascorbate oxidase. According to the activity of enzymes of the hydrolase class, invertase is the most sensitive, and urease is the least sensitive. When contaminated with Ag, Bi, and Te, invertase has the highest informative value, and when contaminated with Tl, urease and polyphenol oxidase are the most informative. Among the enzymes of the oxidoreductase class, the highest informativeness was found in peroxidase, and the lowest in ascorbate oxidase. Among the enzymes of the hydrolase class, invertase is the most sensitive, and phosphatase is the least sensitive. The results of the study can be used to assess the ecological state of soils contaminated with Ag, Bi, Te and Tl.

Keywords: soil, oxidoreductases, hydrolases, information content, sensitivity, integral indicator of enzymatic activity

ЧИСТАЯ ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ПРИЧИНЫ ЕЕ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ

© 2024 г. А. А. Титлянова^{а, *}, Е. К. Вишнякова^а, Е. Н. Смоленцева^а

^аИнститут почвоведения и агрохимии СО РАН,
пр-т Академика Лаврентьева, 8/2, Новосибирск, 630090 Россия

*e-mail: atitlyanova@mail.ru

Поступила в редакцию 25.06.2023 г.

После доработки 16.10.2023 г.

Принята к публикации 17.10.2023 г.

Рассматривается изменение величин чистой первичной продукции: надземной (ANP, aboveground net production), подземной (BNP, belowground net production) и общей (NPP, net primary production) для луговых, настоящих и сухих степей. Исследуемые луговые и настоящие степи расположены от 36 до 116° E и от 47 до 56° N. В Тыве определена продукция сухих степей, приуроченных к различным элементам рельефа — от верхней части горы до днища пади. Величина ANP в луговых степях меняется с запада на восток от 10.2 до 3.1, в настоящих — от 5.8 до 0.7 т/га в год и зависит от многих причин, включая температуру воздуха, количество осадков и свойства почвы. Последние определяются комплексом условий, включающим положение экосистемы в рельефе, что приводит к различному увлажнению почвы. Как в луговых, так и настоящих степях имеются нарушения в закономерном уменьшении величины ANP с запада на восток. В ряду луговых степей в некоторых случаях вместо снижения наблюдаются повышения ANP, что объясняется изменением почвенных условий. Первое повышение от 4.8 (63° E) до 6.1 т/га в год (73° E) происходит при смене чернозема выщелоченного на лугово-черноземную почву, т.е. в результате дополнительного увлажнения почвы. Второе повышение от 3.6 (75° E) до 6.6 т/га в год (90° E) наблюдается при изменении почвы от чернозема обыкновенного к чернозему обыкновенному луговатому мощному. В настоящих степях наблюдалось три повышения ANP: при смене темно-каштановой каменистой почвы на чернозем обыкновенный, во втором случае при смене солонча лугово-степного среднестолбчатого на чернозем южный солонцеватый, третье повышение ANP установлено при смене почвы от чернозема малогумусного к чернозему мучнисто-карбонатному солонцеватому. Величина BNP в луговых и настоящих степях в целом снижается с запада на восток от 26.8 до 7.7 т/га в год в слое почвы 0–30 см, варьируя без видимой закономерности. В Тыве, в связи с изменением рельефа, ANP сухих степей меняется от 3.7 до 1.7, BNP — от 27.0 до 8.7 т/га в год. Следовательно, величину надземной продукции травяных экосистем определяют не только температура воздуха и количество осадков, но в такой же степени и свойства почв, меняющихся по структуре, количеству C_{org} , питательных элементов и обводненности.

Ключевые слова: луговые степи, настоящие степи, сухие степи, долготный градиент, надземная продукция, подземная продукция, чернозем, темно-каштановая почва

DOI: 10.31857/S0032180X24030046, **EDN:** YIVFWV

ВВЕДЕНИЕ

Одними из главных биогенных элементов, определяющих жизнь на планете Земля, являются элементы: углерод, кислород, водород, азот и фосфор. В биотическом круговороте в результате фотосинтеза создается чистая первичная продукция (NPP, net primary production), т.е. органическое вещество. В процессе его создания растениями из атмосферы потребляются углерод (в виде двуокиси) и вода из почвы, а кислород выделяется

в атмосферу. В эксперименте определяется не целиком чистая первичная продукция, а две ее составляющие: надземная продукция — ANP (aboveground net production) и подземная продукция — BNP (belowground net production). $NPP = ANP + BNP$ [3].

Создание живого растительного вещества является восходящей ветвью биотического круговорота. Отмирание фитомассы, создание мертвого растительного вещества и его минерализация с выделением в атмосферу двуокиси углерода,

а воды в почву и атмосферу, является нисходящей ветвью биотического круговорота. Малый биотический круговорот в значительной части замыкается в пределах определенной экосистемы. Количество органического вещества, созданного за год зелеными растениями, называется чистой первичной продукцией и является мерой оборота углерода в данном ландшафте. Отметим, что в эмиссию двуокиси углерода из почвы входит дыхание корневых систем растений. Единицей измерения годичного потока является единица массы на единицу площади, отнесенной к году. Оба показателя — NPP и выделение CO_2 в атмосферу — могут служить мерой оборота углерода и кислорода в экосистеме.

Цель работы — проанализировать изменение величин чистой первичной продукции: надземной, подземной и общей для луговых, настоящих и сухих степей. Характерная черта представленных результатов состоит в том, что они являются средними величинами надземной и подземной продукции, которые определялись в течение нескольких лет, отличавшихся погодными условиями.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Рассмотрено изменение величин NPP, ANP и BNP в луговых и настоящих степях по долготному градиенту от 36 до 116° Е. Изученные луговые степи лежат в пределах 56–50° N, настоящие — от 54 до 47° N (табл. 1). Сухие степи изучали в разное время по различным методикам. В результате не смогли построить ряд сухих степей, подобный ряду луговых и настоящих степей. Для оценки изменения продукции сухих степей были выбраны хорошо изученные степи Тывы, находящиеся на разных формах рельефа — от вершины горы до впадины (табл. 2).

Непосредственным материалом измерений являлись укусы зеленой фитомассы, запасы ветоши, подстилки, живых и мертвых подземных органов растений в слое почвы 0–30 см. В течение сезона проводили от 3 до 5 отборов проб. По балансовым уравнениям рассчитывали минимальные величины надземной и подземной продукции. Их истинные величины могут быть на 15–30% выше. Практически все определения величин надземной, подземной и полной продукции выполняли по единой методике [3, 13]. Проводили анализ связи величин продукции с характеристиками температуры воздуха, количеством осадков и свойствами почвы.

Названия почв, на которых расположены изученные фитоценозы, определены по классификации и диагностике почв СССР (КиДП СССР) [9] и по международной классификации World Reference Base of Soil Resources (WRB) [22].

Исследования проводили в рамках Международной биологической программы, проходившей с 1964 по 1982 гг., во многих странах мира на пяти континентах. При этом в разных странах изучали различные типы травяных экосистем, соответственно, требовались разные подходы для оценки надземной и подземной продукции. В большинстве случаев подземную продукцию не определяли, а указывали лишь запасы живых и мертвых подземных органов растений.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Рассмотрим изменение величины NPP луговых и настоящих степей, расположенных по долготному градиенту (рис. 1). Отметим, что все экосистемы заповедны, кроме Л2, Л3 и Н1, которые находятся под легким выпасом. В пределах от 36 до 116° Е среднегодовая температура меняется от –2.6 до +8.0°C, годовое количество осадков уменьшается от 600 до 270 мм [29]. Линии тренда для луговых и настоящих степей близки друг другу. Отдельные показатели для луговой степи лежат ниже линии тренда для настоящей степи (Л3 и Л4). В то же время некоторые показатели для настоящей степи лежат выше линии тренда для луговой степи (Н2, Н5 и Н6). Средние величины NPP для луговых (24 т/га в год) и настоящих степей (20 т/га в год) отличаются, всего лишь на 20%. Но как по видовому составу травостоя, так и по почвам, имеются существенные различия между луговыми и настоящими степями. Так, в изученной выборке для луговых степей (табл. 1) преобладают типичные и обыкновенные черноземы (Haplic Chernozems). Для настоящих степей почвы более разнообразны и представлены как черноземами обыкновенными и южными (Calcic Chernozems), так и другими типами почв.

Расположим величины ANP изученных экосистем в ряд от большего значения к меньшему. В целом тенденция к снижению ANP с запада на восток определяется климатическими условиями, а конкретная величина ANP зависит от ряда факторов: обводненность почвы, пирогенная сукцессия, недостаток питательных элементов, мощность гумусового горизонта, структура почвы и т.д. По долготному градиенту величина ANP в луговых степях снижается в 3.3 раза.

Наибольшая величина ANP, найденная для Курской области, связана с наилучшими условиями произрастания растений (среднегодовая температура +6°C, годовое количество осадков 610 мм [29], почва — чернозем типичный мощный тяжелосуглинистый). Следующая в ряду величина ANP принадлежит луговой степи Окско-Донской низменности. Высокие величины продукции в первых двух точках определяются не только осадками, но и свойствами почв, обладающих благоприятным

Таблица 1. Показатели продуктивности луговых и настоящих степей

Индекс	Местоположение	Координаты	Растительная ассоциация	Луговые степи		Название почвы по классификации	
				АНР	BNP	КлДП СССР [9]	WRB [22]
				т/га в год	т/га в год		
Л1	Курская обл.	51° N, 36° E	Ковыльно-разнотравно-прямокошарная	10.2	26.8	Чернозем типичный мощный тяжелосуглинистый	Haplic Chernozem (Clayic, Pachic)
Л3	Окско-Донская низменность	54° N, 39° E	Разнотравно-злаковая	8.4	12.0	Чернозем типичный мощный	Haplic Chernozem (Clayic, Pachic)
Л2	Курская обл.	51° N, 36° E	Разнотравно-мятликово-безострокошарная	7.0	19.0	Чернозем типичный тяжелосуглинистый	Haplic Chernozem (Clayic, Pachic)
Л7	Красноярский край, Назарово	56° N, 90° E	Разнотравно-злаковая	6.6	14.6	Чернозем обыкновенный луговой мощный	Haplic Chernozem (Siltic, Pachic)
Л5	Новосибирская обл., Прибые, склон увала	54° N, 73° E	Разнотравно-злаковая	6.1	18.4	Лугово-черноземная среднесуглинистая	Inclinging Chernozem (Loamic)
Л8	Тува, Турано-Уюкская котловина	51° N, 93° E	Ковыльно-кострцовая	5.2	21.7	Чернозем обыкновенный	Tonguic Chernozem (Siltic)
Л4	Зауралье, Курганская обл., Шадринский р-он	56° N, 63° E	Злаково-разнотравная	4.8	15.2	Чернозем выщелоченный	Luvic Chernozem (Loamic)
Л6	Новосибирская обл., Карачи, вершина гривы	54° N, 75° E	Разнотравно-бобово-злаковая	3.6	18.3	Чернозем обыкновенный	Tonguic Chernozem (Siltic)
Л9	Забайкалье, Харанор, днище падь	50° N, 116° E	Осоково-вострцово-разнотравная	3.1	20.8	Лугово-черноземная мерзлотная бескарбонатная мощная	Protogleyic Phaeozem (Loamic)
Настоящие степи							
Н1	Донецкая обл., Хомутовская степь	47° N, 38° E	Грунницево-типчакково-лессинговоковыльная	5.8	20.8	Чернозем обыкновенный мощный малогумусный тяжелосуглинистый	Calcic Chernozem (Clayic)
Н5	Казахстан, Петропавловская обл.	54° N, 69° E	Разнотравно-ковыльная	4.4	25.7	Чернозем обыкновенный	Calcic Chernozem (Siltic)
Н2	Оренбургская обл.	51° N, 55° E	Леймусово-ковыльно-разнотравная	4.3	22.5	Чернозем южный неполноразвитый карбонатный	Calcic Chernozem (Siltic)
Н6	Казахстан, Шортанды	52° N, 70° E	Разнотравно-ковыльно-типчакковая	3.8	23.1	Черноземно-луговая	Protogleyic Chernozem (Siltic)
Н10	Хакасия, Шушенское	53° N, 91° E	Осоково-овсецово-тырсовая	3.6	11.6	Чернозем южный солонцеватый	Calcic Chernozem (Loamic)
Н7	Казахстан, Шортанды	52° N, 70° E	Типчакково-ковыльная	3.5	19.9	Чернозем южный карбонатный	Calcic Chernozem (Loamic)
Н3	Оренбургская обл.	51° N, 55° E	Злаково-разнотравная	3.3	13.5	Темно-каштановая солонцеватая карбонатная легкосуглинистая	Calcic Kastanozem (Siltic)
Н9	Новосибирская обл., Карачи, вершина гривы	54° N, 75° E	Разнотравно-пырейно-типчакковая	2.8	20.2	Солонец лугово-степной среднесуглинистый	Haplic Solonetz (Loamic)
Н12	Забайкалье, Харанор, нижняя часть склона сопки	50° N, 116° E	Тырсово-разнотравно-вострцовая	2.5	17.5	Чернозем мучнисто-карбонатный солонцеватый	Calcic Chernozem (Siltic)
Н8	Казахстан, Шортанды	52° N, 70° E	Разнотравно-ковыльная	2.3	15.9	Чернозем карбонатный	Calcic Chernozem (Siltic)
Н4	Челябинская обл.	52° N, 59° E	Овсцово-ковыльно-разнотравная	2.2	16.0	Темно-каштановая каменистая	Skeletal Kastanozem (Siltic)
Н13	Забайкалье, Харанор, средняя часть склона сопки	50° N, 116° E	Разнотравно-пшимова	1.5	14.4	Чернозем мучнисто-карбонатный маломощный	Calcic Chernozem (Siltic)
Н11	Западное Забайкалье, днище Тугнуйской котловины	51° N, 107° E	Злаково-разнотравная	1.1	12.3	Чернозем малогумусный с укороченным профилем	Mollic Leptosol (Siltic)
Н14	Забайкалье, Харанор, вершина сопки	50° N, 116° E	Типчакково-хамедоросовая	0.7	7.7	Чернозем бескарбонатный слабо развитый	Mollic Leptosol (Siltic)

Примечание. Источники: Л1, Л2, Л4, Л5, Л6, Л8 – [18]; Л3 – [1]; Л7 – [8]; Л9 – [12]; Н1-Н8, Н10, Н12, Н13 – [18]; Н9 – [4]; Н11 – [19]; Н14 – [12].

Таблица 2. Показатели продуктивности сухих степей Тывы [14]

№	Положение в рельефе	Растительная ассоциация	ANP	BNP	NPP	Название почвы по классификации	
			т/га в год			КиДП СССР [9]	WRB [22]
1	Днище пади	Разнотравно-ковыльная	3.7	24.8	28.5	Каштановая средне-мощная суглинистая	Haplic Kastanozem (Loamic)
2	Склон к оз. Чагытай, близ кромки воды	Разнотравно-злаково-осоковая	3.1	27.0	30.1	Лугово-черноземная слабосолонцеватая	Protogleyic Chernozem (Siltic)
3	Склон к оз. Терехоль	Полынно-злаковая с караганой	2.4	8.7	11.1	Каштановая мало-мощная каменистая	Skeletal Kastanozem (Siltic)
4	Склон к оз. Терехоль	Лапчатково-типчачково-ковыльная	2.3	9.9	12.2	Каштановая песчаная	Haplic Kastanozem (Arenic)
5	Терраса р. Арасканыг	Полынно-злаковая с караганой	2.3	8.7	11.0	Каштановая мелко-щебнистая	Skeletal Kastanozem (Siltic)
6	Нижняя часть склона останца	Злаковая	2.2	19.2	21.4	Каштановая мало-мощная поверхностно-каменистая	Skeletal Kastanozem (Siltic)
7	Склон к оз. Терехоль	Лапчатково-полынно-ковыльная	1.9	15.8	17.7	Каштановая песчаная	Haplic Kastanozem (Arenic)
8	Горная каменистая степь близ оз. Чагытай	Злаково-разнотравно-полынная	1.8	14.6	16.4	Каштановая мало-мощная каменистая	Skeletal Kastanozem (Siltic)
9	Склон песчаного массива Цугер-Элис	Разнотравно-злаковая	1.8	14.5	16.3	Каштановая средне-мощная супесчаная	Haplic Kastanozem (Arenic)
10	Средняя часть склона невысокой сопки близ г. Кызыл	Ковыльно-полынная	1.7	24.2	25.9	Каштановая маломощная супесчаная	Haplic Kastanozem (Arenic)

водным режимом и высоким запасом элементов питания. При легком выпасе и надземная, и подземная продукция в луговой степи Курской области снижаются на 30% [18]. Следующая величина надземной продукции принадлежит луговой степи Назаровской котловины (Красноярский край), где среднегодовые температуры и количество осадков намного ниже, чем в европейской части России. В то же время надземная продукция значительна, что связано с дополнительным местным увлажнением, проявляющимся в луговатости почвы. Последняя характеризуется потечностью гумусовой окраски и увеличением мощности гумусового горизонта. Дальнейшее некоторое уменьшение ANP происходит в луговой степи в Приобье (Новосибирская область) на лугово-черноземной почве. Довольно значительное снижение надземной

продукции в Тыве связано с резким ухудшением климатических условий (среднегодовая температура $-2...-3^{\circ}\text{C}$, среднегодовое количество осадков 230 мм [11, 29]. Для таких суровых условий величина надземной продукции достаточно высока, что объясняется воздействием пала. Как было показано нами ранее [16], при пирогенной сукцессии, на ее первых стадиях, увеличивается разнообразие фитоценоза, а также надземная и подземная продукции. Дальнейшее понижение ANP в луговых степях объясняется недостатком питательных элементов в почве, в связи с ее выщелоченностью (Зауралье, Шадринский район) (Л4). Довольно значительное уменьшение ANP при дальнейшем движении на восток связано с понижением температур, количеством осадков и маломощностью чернозема обыкновенного. Самая низкая

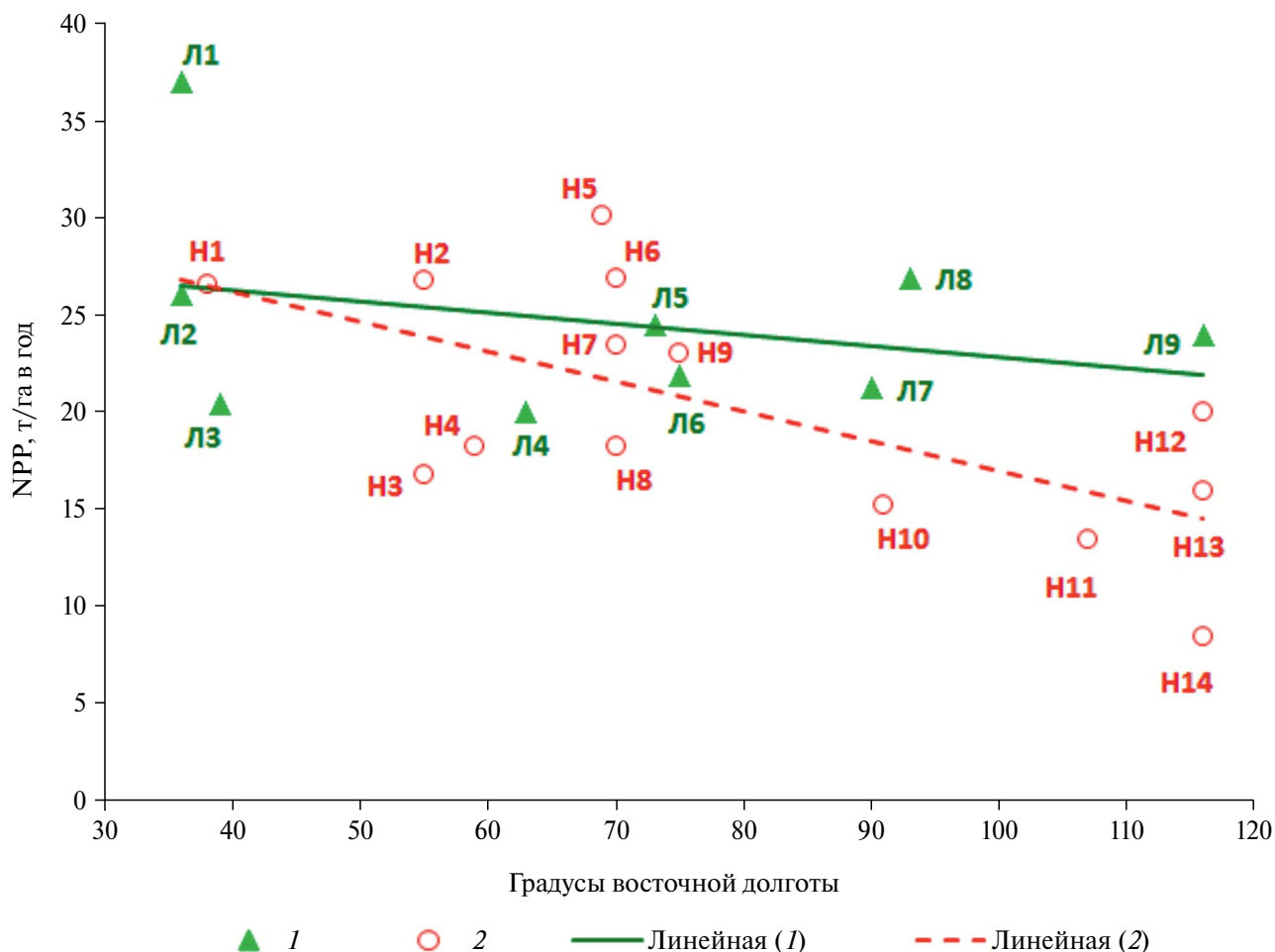


Рис. 1. Изменение чистой первичной продукции (NPP) луговых и настоящих степей по долготному градиенту: 1 – луговые степи (Л1–Л9), 2 – настоящие степи (Н1–Н14). Характеристика степей приведена в табл. 1.

величина ANP характерна для луговой степи Забайкалья (Л9), что объясняется резкой континентальностью климата и неблагоприятными почвенными условиями (мерзлотностью).

Имеется три случая незакономерного изменения ANP. Первое нарушение (понижение ANP на точках Л3 и Л2, табл. 1) связано с выпасом животных на этих участках. Второе повышение от 4.8 (Л4; 63° E) до 6.1 т/га в год (Л5; 73° E) происходит при смене чернозема выщелоченного на лугово-черноземную среднесуглинистую почву, т.е. при дополнительном увлажнении почвы. Третье повышение от 3.6 (Л6; 75° E) до 6.6 т/га в год (Л7; 90° E) наблюдается при изменении почвы от чернозема обыкновенного к чернозему обыкновенному луговатому мощному.

В этих же экосистемах величина BNP изменяется от 27 до 12 т/га в год, т.е. в 2.2 раза. Определенной закономерности изменения BNP не наблюдается. Между величинами BNP и ANP тесной

связи не просматривается. Самая высокая подземная продукция (27–21 т/га в год) найдена для трех луговых степей, географически удаленных друг от друга, с разными почвами — чернозем типичный мощный (Курская область, Л1), чернозем обыкновенный (Тыва, Л8), лугово-черноземная почва (Забайкалье, днище пади, Л9), т.е. для самых благоприятных и неблагоприятных условий роста и развития надземной фитомассы. Самые низкие значения BNP (12–15 т/га в год) установлены для Окско-Донской низменности, Зауралья и Красноярского края. Конкретные величины BNP для приведенных экосистем малообъяснимы. Как было установлено ранее, прирост подземной массы растений в течение сезона может меняться несколько раз и не совпадать с ходом развития надземной фитомассы. В ряде случаев, при улучшении условий увлажнения увеличивается и ANP, и BNP. В других случаях, при ухудшении условий увлажнения (длительного отсутствия осадков, иссушения почвы) величина BNP может возрастать,

при одновременном снижении величины ANP, что было показано нами ранее [2, 15].

Перейдем к анализу показателей продуктивности настоящих степей. Величина ANP в настоящих степях несколько ниже, чем в луговых, и меняется на том же долготном градиенте от 5.8 до 0.7 т/га в год. Как и в предыдущем случае, расположим величины ANP в ряд от большего значения к меньшему. В настоящих степях самая высокая надземная продукция установлена для экосистемы, расположенной в Донецкой области на черноземе обыкновенном мощном малогумусном тяжелосуглинистом (Хомутовская степь, Н1). Значительное понижение величины ANP в Казахстане в Петропавловской области связано с изменением свойств почвы: чернозем обыкновенный мощный сменяется черноземом обыкновенным маломощным. Переход от чернозема обыкновенного к чернозему южному карбонатному (Оренбургская область, Н2) сопровождается крайне незначительным снижением ANP. Достаточно высокая величина ANP в Оренбургской области, вероятно, объясняется положением экосистемы в транзитной части катены, что обеспечивает дополнительное увлажнение почвы. Дальнейшее снижение количества осадков и среднегодовой температуры с +5 до +1.4°C в Казахстане (Петропавловская область) [29], ведет к уменьшению ANP, однако эта величина достаточно высока, в связи с хорошим увлажнением черноземно-луговой почвы, обусловленным дополнительным поступлением влаги с вышележащих поверхностей. Дальнейшее небольшое снижение ANP в Хакасии объясняется изменением эдафических условий: степь расположена на черноземе южном солонцеватом. Смена чернозема южного солонцеватого на чернозем южный карбонатный (Казахстан, Шортанды, Н7) вызывает незначительное снижение величины ANP. Смена чернозема на темно-каштановую солонцеватую карбонатную легкосуглинистую почву (Оренбургская область, Н3) сопровождается дальнейшим уменьшением ANP (3.3 т/га в год). Последовательное понижение ANP на 15% обусловлено резким изменением эдафических условий: изучаемая степь в Барабинской низменности расположена на солонце лугово-степном среднестолбчатом (Н9). Несмотря на улучшение свойств почвы (чернозем мучнисто-карбонатный солонцеватый), уменьшение ANP до 2.5 т/га в год определяется целиком резко континентальными климатическими условиями Забайкалья (–2.6°C и 270 мм осадков [29]). Дальнейшее снижение величины ANP, несмотря на более высокие температуры и количество осадков в Целиноградской области Казахстана и Челябинской области, объясняется резким ухудшением почвенных условий. В Казахстане степь расположена в верхней части элювиальной позиции катены, где вода скатывается по склону, что приводит к недостатку влаги

на вершине. Снижение ANP в Челябинской области объясняется каменистостью почвы. Неблагоприятные климатические условия Забайкалья, недостаток тепла на северном склоне и маломощность почвы являются причинами низкой надземной продукции (1.5 т/га в год, Н13). Ухудшение эдафических условий в Западном Забайкалье, связанное с укороченностью профиля и малогумусностью чернозема, приводит к дальнейшему снижению ANP (1.1 т/га в год, Н11). Наименьшая величина ANP (0.7 т/га в год) установлена для степи, расположенной на вершине сопки (чернозем бескарбонатный слаборазвитый) в Забайкалье (Н14). Данные, приведенные выше, показывают, что надземная продукция настоящих степей изменяется в широких пределах: от 5.8 до 0.7 т/га в год, т.е. в 8 раз.

В то же время величина подземной продукции в настоящих степях меняется всего в 3 раза от 25.7 до 7.7 т/га в год и не соответствует ряду изменения надземной продукции. Самую высокую подземную продукцию (26–20 т/га в год) имеют настоящие степи, лежащие в интервале 54–47° N и 38–70° E. В данном интервале координат надземная продукция изменяется в 1.5 раза; подземная — в 1.2 раза; величина ANP последовательно снижается вдоль долготного градиента, в то время как BNP то снижается, то повышается.

Как видно из приведенного материала, снижение ANP не всегда соответствует уменьшению BNP. Так, в трех случаях (Казахстан, Петропавловская область, Н5; Казахстан, Шортанды, Н7 и Новосибирская область, Карачи, Н9) ANP снижается, а BNP повышается на 23, 37 и 67%. Следовательно, как и в луговых степях, количественные снижения или повышения ANP и BNP часто противоположны.

В настоящей статье не рассматриваются сухие степи по долготному градиенту, поскольку данных недостаточно, а также они получены различными несравнимыми методами. Часто авторами изучалась не величина продукции, а запасы надземной и подземной фитомассы. В связи с этим, для сравнения продуктивности степей в данном исследовании выбрали не ряд сухих степей, расположенных по долготному градиенту, а группу сухих степей Тывы, которые изучались в течение многих лет на разных участках рельефа и в разных котловинах. Анализируя продукцию луговых и настоящих степей, мы учитывали координаты местности, количество осадков, и характеристику почвы. Важнейшим элементом, влияющим на продукцию экосистемы, является также рельеф местности, особенно гористой. За долгие годы работы в Тыве накоплены сведения о сухих степях, лежащих на различных элементах рельефа, что позволяет провести анализ, изложенный ниже. Все рассматриваемые степи лежат в пределах 50–51° N и 90–95° E [14].

Фактически все степи Тывы испытывают пастбищную нагрузку различной интенсивности.

Как известно, Тыва находится под влиянием мощного антициклона, в связи с чем здесь наблюдается крайне суровая зима. Среднегодовая температура $-2...-3^{\circ}\text{C}$, высота снежного покрова незначительна, почва промерзает до 140 см, оттаивает — с апреля до июля. Годовое количество осадков по среднемноголетним наблюдениям — около 230 мм [6, 7, 11]. Часто в мае и июне стоит засуха, максимум осадков выпадает в июле—августе. В Тыве, с ее гористостью, особое значение имеет перераспределение осадков: от верхних к нижележащим поверхностям, а также свойства почвы. Для тувинских почв характерен легкосуглинистый, супесчаный и песчаный состав. Общей закономерностью является облегчение гранулометрического состава с глубиной, характерно наличие грубого каменистого материала [5]. Большая часть катен занята сухостепными сообществами: злаково-змейковыми, злаково-ковыльными, типчаково-ковыльными и их пастбищными вариантами [10].

Проанализируем величины чистой первичной продукции сухих степей Тывы и связь их с обводненностью и свойствами почв (табл. 2). Пастбищная нагрузка во всех изучаемых экосистемах умеренная. Надземная продукция сухих степей Тывы невысока и изменяется от 3.7 до 1.7 т/га в год. Величина ANP больше 3 т/га в год объясняется хорошим увлажнением: в первом случае оно связано со стоком воды с вышележащих поверхностей, во втором случае с высокой влажностью почвы, лежащей у кромки воды. Следующие четыре экосистемы с пониженной величиной ANP фитоценозов (2.4–2.2 т/га в год) расположены на почвах, характеризующихся опесчаненностью, каменистостью (щебнистостью). Дальнейшее понижение ANP связано с элювиальным положением экосистемы на катене. Известно, что почвы, лежащие в элювиальной позиции, теряют воду за счет гравитационного поверхностного и внутрипочвенного стока. В целом малая величина надземной продукции травяных экосистем Тывы определяется низким количеством осадков и коротким вегетационным периодом.

Подземная продукция рассматриваемых экосистем Тывы изменяется от 27.0 до 8.7 т/га в год, т.е. в 3 раза. Высокой надземной продукции в увлажненных экосистемах соответствует высокая подземная продукция (в среднем 26 т/га в год). Понижение величины BNP в большинстве случаев связано с ухудшением почвенных условий. Группе степей с очень низкой величиной ANP, равной в среднем 1.8 т/га в год, соответствует средняя величина BNP 15 т/га в год. В данную группу входят степи на песчаных и супесчаных каштановых почвах (Haplic Kastanozem (Arenic)). Следующей группе щебнистых и каменистых каштановых почв

(Skeletal Kastanozem (Siltic)) соответствует средняя BNP, равная 9 т/га в год, при этом средняя надземная продукция составляет 2.3 т/га в год.

Как в луговых и настоящих степях, так и в сухих степях Тывы существуют экосистемы, в которых при понижении ANP BNP повышается. К таким экосистемам относятся: степь в нижней части склона останца (BNP = 19.2 т/га в год) и степь на средней части склона сопки близ г. Кызыл (BNP = 24.2 т/га в год). Подобное несоответствие, повышение BNP при понижении ANP, наблюдается для всех типов степей. Причины такого явления могут быть разные и часто необъективные. Отметим, что в ряде случаев повышение BNP при понижении ANP связано с иссушением почвы, когда необходимое количество воды для фотосинтезирующей части растения может быть получено только при помощи большой, очень разветвленной, корневой системы.

Корреляционный анализ показал существование положительной корреляции различной степени между величинами ANP и BNP. Для настоящих степей выявлена высокая степень корреляции (табл. 3), для луговых — очень слабая, средняя — для сухих степей Тывы и в целом для выборки.

Перейдем к анализу обобщенных показателей продуктивности различных степей (табл. 4). От луговых степей к сухим средняя надземная продукция уменьшается в 3 раза, в то время как подземная изменяется всего лишь от 18.5 до 16.7 т/га в год (в 1.1 раза). Для изученных степей ошибки измерений невелики (8–14%). Сухие степи Тывы очень единообразны по своему видовому составу и в тоже время значительно варьируют по величинам запасов фитомассы и продукции.

Несмотря на небольшую величину ошибок определения ANP и BNP, вариабельность этих величин значительна, на что указывает коэффициент осцилляции [30]. При показателе, равном 100%, разница между максимальным и минимальным значениями равна средней величине показателя. Значения коэффициента осцилляции

Таблица 3. Коэффициент корреляции Пирсона между надземной и подземной продукцией в различных типах степей и в целом по выборке

Тип степи	Количество значений, <i>n</i>	Коэффициент корреляции
Луговые	9	0.16
Настоящие	14	0.73
Сухие степи Тывы	10	0.42
В целом по всем типам степей	33	0.36

Таблица 4. Средние значения показателей продукционного процесса в луговых, настоящих и тувинских сухих степях

ANP, т/га в год	$V_R(ANP)^*$, %	BNP, т/га в год	$V_R(BNP)$, %	NPP, т/га в год	BNP/ANP
Луговые степи					
6.1 ± 0.8	116	18.5 ± 1.5	80	24.6 ± 1.9	3.0
Настоящие степи					
3.0 ± 0.4	171	17.2 ± 1.4	104	20.2 ± 1.7	5.8
Сухие степи Тывы					
2.3 ± 0.2	86	16.7 ± 2.3	109	19.1 ± 2.4	7.2

* V_R — коэффициент осцилляции, рассчитывавшийся по формуле [30].

показывают, что в луговых и настоящих степях изменчивость величин надземной продукции больше, чем подземной. В сухих степях Тывы наблюдается обратная ситуация.

Значительное различие между типами степей проявляется в величине отношения подземной продукции к надземной. Это отношение минимально в луговых степях (3.0), увеличивается до 5.7 в настоящих степях и достигает максимума в сухих степях (7.2). Во всех описанных травяных экосистемах отношение величины подземной продукции к надземной не менее 3.

Подземная продукция, BNP, в разных типах степей составляет большую часть NPP — 75% в луговых, 85% в настоящих и 88% в сухих степях Тывы. Следовательно, основное количество органических веществ, созданное в процессе фотосинтеза, направляется в растущие подземные органы растений. Высокая подземная продукция соответствует большим запасам подземных органов растений.

ОБСУЖДЕНИЕ

Изучение продуктивности травяных экосистем в годы Международной биологической программы шло особенно интенсивно в лугах и степях СССР, лугах Чехословакии, прериях Северной Америки и различных травяных экосистемах Индии [25]. Чистая надземная продукция заповедных и косимых лугов Чехословакии меняется от 1.8 до 4.3, BNP от 8.9 до 9.9 т/га в год [17]. Продукция была определена также в части североамериканских прерий. В смешанных прериях ANP составляет 2.5–4.5 и в низкотравных прериях 2.0–2.5 т/га в год, BNP соответственно — 5–6 и 4–6 т/га в год [21, 26]. Для Индии есть данные по нескольким точкам в разных частях страны, на севере, где выпадает меньше всего осадков, до 390 мм в год, ANP составляет 2.2, BNP 0.6 т/га в год; в центральной части Индии с увеличением осадков до 1400 мм в год показатели ANP составили 9.1, а BNP 9.4 т/га в год. В восточной части Индии ANP достигает 34 и BNP 11.6 т/га

в год при среднегодовой норме осадков до 850 мм. Данные BNP рассчитаны для слоя 0–40 см [24, 27].

К 1980 г. основные исследования по NPP во всех странах были практически прекращены, а стационары, на которых определяли величину чистой первичной продукции, закрыты. Остались лишь немногие точки, в которых оценивалась в основном надземная продукция. Появление новых подходов к оценке NPP, таких как измерение эмиссии двуокси углерода из почв различными методами, дистанционное зондирование поверхности нашей планеты из космоса и математическое моделирование процессов методом искусственного интеллекта, открыло возможности проведения непрерывных измерений на больших площадях. Особенно популярен метод дистанционного зондирования, однако, с его помощью можно измерить лишь надземную продукцию.

Все реже встречаются работы, в которых измеряется подземная продукция. Так, в статье [28] дается оценка запасов углерода и его потребление на шести пастбищах в прериях. При использовании полевых данных и моделей роста растений, авторы оценили надземную и подземную продукцию в слое почвы 0–20 см низкотравной, смешанной и высокотравной прерий центральной части США. Показана зависимость основных показателей продукции от температуры, осадков, типа и свойств почв. По мере уменьшения температуры и увеличения осадков (от 200 до 800 мм) надземная продукция меняется от 28 г С/м² в год для сухих низкотравных прерий до 240 г С/м² в год для высокотравных прерий. Показатели BNP меняются аналогично от 20 г С/м² в год для сухих низкотравных прерий до 190 г С/м² в год для высокотравных прерий. Величины ANP вполне сравнимы с данными сухих, настоящих и луговых степей центральной Евразии. Данные для BNP представляются заниженными в связи с примененным методом исследований [1, 2].

Глобальные процессы выделения, распространения и закрепления CO₂ описаны в книге [23].

На основании полученных модельных данных созданы карты продукции различных экосистем мира на всех континентах. Рассматриваются степи, прерии, саванны, пампы, туссоки и другие травяные экосистемы. Приведенные автором оценки NPP коррелируют с экспериментальными данными по разным континентам, приведенными в книге [2], но ниже их.

В статье [20] в течение нескольких лет с достаточной точностью оценивалась надземная продукция, величина BNP при этом рассчитывалась по различным математическим моделям, исходя из разных предположений о соотношении величин ANP и BNP. В большинстве случаев рассчитанные величины BNP занижены в 2 раза и более по сравнению с натурными данными.

Приведенные значения ANP и BNP для луговых, настоящих и сухих степей получены по единой методике и являются достаточно точными. Согласно государственному заданию “Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов”, основной задачей будет определение эмиссии двуоксида углерода из почвы. Ежегодная величина эмиссии из почвы равна сумме первичной подземной продукции, BNP, и дыхания корневых систем растений. Все величины выражаются в углероде. Таким образом, представленные данные являются ориентировочными величинами ежегодного потребления фитоценозом углерода (CO₂) из воздуха.

ВЫВОДЫ

1. В связи с уменьшением температуры и количества осадков с запада на восток чистая надземная продукция (ANP) изменяется в луговых степях от 10.2 (Курская область) до 3.1 (Забайкалье), в настоящих от 5.8 (Донецкая область) до 0.7 т/га в год (Забайкалье). Изменение ANP в луговых и настоящих степях неравномерно, в ряде случаев при увеличении восточной долготы ANP не снижается, а увеличивается. Повышение ANP каждый раз связано с улучшением эдафических условий, например, при смене почвы чернозема выщелоченного на лугово-черноземную почву, или солонча лугово-степного среднестолбчатого на чернозем южный солонцеватый. Изменение подземной продукции (BNP) носит незакономерный характер.

2. В Тыве в пределах 50–51° N и 90–95° E ANP снижается от 3.7 до 1.7 т/га в год. Эти изменения определяются положением экосистемы в рельефе, которое влияет на характер увлажнения почв и, соответственно, на влагообеспеченность растений. Наибольшие величины ANP характерны для пониженных элементов рельефа (днище пади, берег озера), наименьшие — для повышенных (склон песчаного массива, склон сопки). Характер

изменения подземной продукции в большинстве случаев не соответствует изменению надземной.

3. Средние величины ANP составляют 6.1 для луговых степей, 3.0 для настоящих, 2.3 т/га в год для сухих степей Тывы. В то время как средняя надземная продукция степей изменяется в 3 раза, средние величины BNP в разных типах степей близки (18.5–16.7 т/га в год). Одним из показателей, по которому три типа степей резко отличаются, является отношение величины подземной продукции к надземной. Это отношение в луговых степях составляет 3.0, в настоящих — 5.8 и 7.2 в сухих степях Тывы, т.е. изменяется в 2.4 раза.

4. По приведенным данным на проявление изменчивости величин ANP и BNP, и соответственно, NPP, помимо влияния макроклиматических условий подтверждено влияние эдафического фактора, прежде всего, характера увлажнения почв, а также их субстратных особенностей, таких как опесчаненность и каменистость.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена по государственному заданию ИПА СО РАН и в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения “Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Базилевич Н.И.* Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.
2. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А.* Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008. 376 с.
3. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В., Родин Л.Е., Нечаева Н.Т., Левин Ф.И.* Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 184 с.
4. *Вагина Т.А., Шатохина Н.Г.* Динамика запасов надземной и подземной органической массы степных, луговых и болотных фитоценозов // Структура, функционирование и эволюция системы биогеоценозов Барабы. Т. 2. Биогеоценозотические

- процессы. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1976. С. 217–264.
5. *Волковинцер В.И.* Степные криоаридные почвы. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1978. 208 с.
 6. *Горшкова А.А.* Особенности формирования продуктивности степных сообществ Центральной Тувы // Информационные проблемы изучения биосферы. Убсунурская котловина – природная модель биосферы. Пушино, 1990. С. 184–200.
 7. *Горшкова А.А., Зверева Г.К.* Экология степных сообществ Центральной Тувы // Степная растительность Сибири и некоторые черты ее экологии. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1982. С. 19–36.
 8. *Дубынина С.С.* Чистая первичная продукция растительного вещества фаций Березовского участка Назаровской котловины // Междунар. журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2019. №11. С. 914.
 9. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
 10. *Королук А.Ю.* Растительность // Степи Центральной Азии. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. С.45–94.
 11. Рекомендации по адаптации сельского хозяйства Республики Тыва к изменению климата. Красноярск: WWF России, Oxfam-GB, Убсунурский международный центр биосферных исследований под эгидой СО РАН и правительства Республики Тыва, 2011. 66 с.
 12. *Снытко В.А., Нефедьева Л.Г.* Настоящие степи Забайкалья, Читинская область // Биологическая продуктивность травяных экосистем. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1988. С. 49–58.
 13. *Титлянова А.А.* Биологический круговорот углерода в травяных биогеоценозах. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1977. 219 с.
 14. *Титлянова А.А., Косых Н.П., Курбатская С.С., Кыргыс Ч.С., Миронычева-Токарева Н.П., Романова И.П., Самбуу А.Д., Шибарева С.В.* Продуктивность травяных экосистем Тувы // Почвы и окружающая среда. 2020. Т. 3. С. e110. <https://doi.org/10.31251/pos.v3i2.110>
 15. *Титлянова А.А., Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П., Романова И.П.* Подземные органы растений в травяных экосистемах. Новосибирск: Наука, Сибирская издательская фирма РАН, 1996. 128 с.
 16. *Титлянова А.А., Самбуу А.Д.* Сукцессии в травяных экосистемах. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2016. 191 с.
 17. *Титлянова А.А., Тесаржова М.* Режимы биологического круговорота. Новосибирск: Наука, Сиб. отд-ние, 1991. 150 с.
 18. *Титлянова А.А., Шибарева С.В.* Продуктивность травяных экосистем (справочник). М.: Изд-во МБА, 2020. 100 с.
 19. *Чимитдоржиева Э.О., Чимитдоржиева Г.Д., Давыдова Т.В., Цыбенков Ю.Б.* Чистая первичная продукция постагрогенных почв Западного Забайкалья // Вестник КГУ им. Н.А. Некрасова. 2012. № 4. С. 28–31.
 20. *An N., Price K., Blair J.M.* “Estimating above-ground net primary productivity of the tallgrass prairie ecosystem of the Central Great Plains using AVHRR NDVI,” *Int. J. Remote Sensing*. 2013. V. 34. P. 3717–3735. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2012.757376>
 21. *French N.R.* Introduction // Natural temperate grasslands // International Biological Programme. Vol. 18. Grassland ecosystems of the world: analysis of grasslands and their uses. Cambridge University Press, 1979. P. 41–49.
 22. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS). Vienna, 2022. 236 p.
 23. *Lin H.* “The Classification Indices-Based Model for NPP According to the Integrated Orderly Classification System of Grassland and Its Application,” *CO₂ Sequestration and Valorization*. 2014. InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/57297>
 24. *Misra K.C.* Introduction // Tropical grasslands // International Biological Programme. V. 18. Grassland ecosystems of the world: analysis of grasslands and their uses. Cambridge University Press, 1979. P. 189–197.
 25. *Rychnovská M., Balátová-Tuláčeková E., Úlehlová B., Pelikán J.* Ekologie Lučních Porostů [The Ecology of Grasslands]. Praha: Academia, 1985. 292 pp.
 26. *Sims P.L., Coupland R.T.* Producers // Natural temperate grasslands // International Biological Programme. V. 18. Grassland ecosystems of the world: analysis of grasslands and their uses. Cambridge University Press, 1979. P. 49–73.
 27. *Singh J.S., Joshi M.C.* Primary production // Tropical grasslands // International Biological Programme. V. 18. Grassland ecosystems of the world: analysis of grasslands and their uses. Cambridge University Press, 1979. P. 197–219.
 28. *Wilcox K.R., Collins S.L., Knapp A.K., Pockman W., Shi Z., Smith M., Luo Y.* “Assessing carbon storage capacity and saturation across six central US grasslands using data-model integration,” *Biogeosciences Discuss.* [preprint]. 2022. <https://doi.org/10.5194/bg-2022-164>
 29. <https://rp5.ru/>
 30. https://edu.tltsu.ru/sites/sites_content/site216/html/media96435/lec_5.pdf

Net Primary Production of Steppe Ecosystems and the Reasons for its Spatial Variability

A. A. Titlaynova¹, E. K. Vishnyakova¹, and E. N. Smolentseva¹

¹*Institute of Soil Science and Agrochemistry SB RAS, Novosibirsk, 630090 Russia*

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

The purpose of the article is to analyze the values change of net primary production: aboveground (ANP), belowground (BNP) and total (NPP) for meadow, true and dry steppes. The investigated meadow and true steppes are located between 36 and 116° E, 47 and 56° N. In Tyva, the production of dry steppes is determined on various elements of the relief – from the upper part of the mountain to the depressions located in the bottom of the slope. The value of ANP in the meadow steppes varies from west to east from 10.2 to 3.1, in the true steppes from 5.8 to 0.7 t/ha per year and depends on many factors, including air temperature, precipitation, and soil properties. The soil properties are defined by a set of conditions: the position of the ecosystem on the relief, which leads to different soil moisture. Both, the meadow and true steppes, have irregularities in the decrease of the ANP value from west to east. In some cases, in a series of meadow steppes instead of a decrease, an increase of ANP is observed, which is explaining by changes in soil conditions. The first increase from 4.8 (63° E) to 6.1 t/ha per year (73° E) occurs when Luvic Chernozem (Loamic) is replaced by Inclined Chernozem (Loamic), as a result of additional soil moistening. The second increase of ANP from 3.6 (75° E) to 6.6 t/ha per year (90° E) is observed when the soil changes from Tongue Chernozem (Siltic) to Haplic Chernozem (Siltic, Pachic). The increases of ANP were observed in the true steppes: 1) when Skeletic Kastanozem (Siltic) changed to Calcic Chernozem (Siltic), 2) when Haplic Solonetz (Loamic) changed to Calcic Chernozem (Loamic), 3) when soil changes from Mollic Leptosol (Siltic) to Calcic Chernozem (Siltic). The value of BNP in meadow and true steppes in the soil layer of 0–30 cm generally decreases from west to east from 26.8 to 7.7 t/ha per year, varying without a visible pattern. In Tyva, due to the change in the relief, ANP of dry steppes varies from 3.7 to 1.7, BNP – from 27.0 to 8.7 t/ha per year. Consequently, the amount of aboveground production of grass ecosystems is determined not only by air temperature and precipitation, but also by the properties of soils, which vary in structure, C_{org} content, nutrients, and watering.

Keywords: meadow steppes, true steppes, dry steppes, longitude gradient, aboveground net production, belowground net production, chernozem, kastanozem

АККУМУЛЯЦИЯ УГЛЕРОДА В ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ ПОЙМЕННЫХ БОЛОТ СЕВЕРО-ВОСТОКА СРЕДНЕРУССКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

© 2024 г. Е. М. Волкова^{а, *}, О. А. Леонова^а, А. В. Головченко^б

^аТулский государственный университет, пр-т Ленина, 92, Тула, 300012 Россия

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

*e-mail: convallaria@mail.ru

Поступила в редакцию 31.07.2023 г.

После доработки 18.10.2023 г.

Принята к публикации 18.10.2023 г.

Изучено строение торфяных залежей пойменных болот Большеберезовское и Подкосьмово, сформированных в атлантический – суббореальный периоды голоцена в долине р. Непрядва, в северо-восточной части Среднерусской возвышенности. Результаты исследований ботанического состава торфяных залежей показали, что генезис болот представлен эвтрофными палеоценозами, которые аккумулировали углерод со скоростью 21.8–95 г/м² в год. Образовавшиеся низинные торфа характеризовались высокой степенью разложения (45–55%) и низкой скоростью вертикального прироста (в среднем 0.3–0.6 мм/год), что обусловлено сезонной динамикой уровня залегания болотных вод. Содержание углерода в торфах по профилям торфяных залежей составляет 14% для болота Подкосьмово и 31% для Большеберезовского болота. Различия обусловлены особенностями водно-минерального питания болот, что проявляется в высоком содержании карбонатов и зольности торфов болота Подкосьмово. Запасы углерода в торфяных почвах пойменных болот варьируют от 51.5 до 125 кг/м² для горизонтов мощностью 10 см. Данный показатель определяется интенсивностью разложения растительных остатков, что зависит от состава и структуры микробных комплексов. На Большеберезовском болоте в микробном комплексе доминирует грибная составляющая, на болоте Подкосьмово – бактериальная. Это объясняет отличия болот в микробной биомассе: 222 г/м² для болота Подкосьмово, 898 г/м² – для Большеберезовского болота. Причиной различий пойменных болот является диапазон варьирования уровня болотных вод в течение вегетационного сезона, обусловленный проведенными мелиоративными мероприятиями на Большеберезовском болоте. Пойменные болота являются важными “депо” атмосферного углерода, а интенсивность его аккумуляции определяется комплексом факторов.

Ключевые слова: болотные экосистемы, динамика развития, торфяные залежи, запасы углерода, численность микроорганизмов, микробная биомасса

DOI: 10.31857/S0032180X24030055, **EDN:** YILRKQ

ВВЕДЕНИЕ

Болотные экосистемы, с одной стороны, обладают способностью аккумулировать углерод в торфяных отложениях, с другой стороны, являются источником углерода для атмосферы. От соотношения этих процессов зависит функционирование болотных экосистем и их роль в регуляции ряда биосферных процессов [3–6, 14, 25, 44].

Проведенные исследования на болотах таежной зоны показали способность этих экосистем к активному депонированию углерода в торфяных почвах или залежах [15, 27, 31, 36, 40–43]. Для болот

зон широколиственных лесов и лесостепи такие сведения крайне немногочисленны, что обусловлено низкой заболоченностью региона [10, 46]. Отсутствие достаточных сведений о роли болот в депонировании углерода этих территорий не позволяет в полной мере оценить их роль в углеродном обмене с атмосферой.

Особого внимания среди болот зон широколиственных лесов и лесостепи заслуживают пойменные болота, которые занимают наибольшие площади (85% от общей площади болот региона) и играют важную роль в структуре ландшафтов.

Пойменные болота — особый тип болотных экосистем, возникновение, развитие и функционирование которых связано с гидрологическим режимом рек [28, 37–39]. В классификационной схеме болотных массивов Среднерусской возвышенности такие болота отнесены к классу типов пойменные и балочные болота [7], которые отличаются по характеру растительности и строению торфяных отложений от болот иного геоморфологического залегания.

В системе депонирование—эмиссия углерода болотных экосистем, включая пойменные, ключевую роль играют микроорганизмы. От микробного пула и его активности зависит скорость торфообразовательного процесса и интенсивность прироста торфяных отложений [2, 19, 23].

Изучение сохранившихся или малонарушенных пойменных болот с целостной торфяной залежью позволит реконструировать интенсивность аккумуляции углерода, выявить роль микроорганизмов в этом процессе, а также разработать рекомендации по сохранению столь редких для слабозаболоченных регионов экосистем. Актуальной является оценка влияния осушения на состояние пойменных болот и содержание углерода в торфяных залежах.

Цель работы — изучение интенсивности депонирования углерода в торфяных залежах в процессе развития пойменных болот северо-востока Среднерусской возвышенности и оценка роли микробных комплексов. Важным аспектом работы является сравнение функционирования ненарушенных болот и подверженных мелиорации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Пойменные болота на северо-востоке Среднерусской возвышенности, несмотря на занимаемые площади, в наибольшей степени подвержены антропогенному воздействию, что способствовало разработке торфяных залежей или осушению. В ненарушенном или малонарушенном состоянии сохранились единичные болота. Объектами исследования явились наиболее сохранившиеся пойменные болота и подверженные антропогенному воздействию в минимальной степени. Болота Большеберезовское и Подкосьмово сформировались в старичных понижениях центральной и притеррасной частей высокой поймы р. Непрядва (приток Дона, Тульская область), по правому и левому берегу соответственно. Болота подстилаются озерными глинами. Питание болот обеспечивают выклинивающиеся грунтовые (гидрокарбонатно-кальциевого типа), а также аллювиальные и делювиальные воды [1, 26, 30], что способствует формированию эвтрофной растительности.

Большеберезовское болото (53.662822° N, 38.584583° E) занимает площадь около 5 га.

Современный растительный покров болота является следствием мелиоративных мероприятий и выработки торфа в центральной части болота (ныне представлена зарастающим озером), проводимых в 70-е гг. XX в. Основная часть болота характеризуется сохранившейся структурой торфяной залежи с небольшими копанцами по поверхности. Осушение способствовало снижению уровня залегания болотных вод (УБВ), который варьирует от –30 см в весенний период до –97 см в летнее время, что обеспечило внедрение древесных пород. Растительность представлена сообществами формации *Betuleta pubescentis* в центральной части болота, которая окружена ивово-травяными фитоценозами асс. *Salix cinerea* — *Calla palustris* [7, 8]. По окрайкам болота сформированы заостренноосоковые сообщества (асс. *Carex acutiformis*), а также сообщества асс. *Phragmites australis*, асс. *Equisetum fluviatile* и асс. *Filipendula ulmaria*. Такие фитоценозы формируются при питании водами с минерализацией 320–445 мг/л. Данное болото образовалось более 7 тыс. л.н. [13] и имеет максимальную мощность торфяных отложений 2 м.

Болото Подкосьмово (53.668344° N, 38.587615° E) занимает площадь 1.2 га и образовалось более 5 тыс. л.н. [13]. Растительный покров болота представлен сообществами, относящимися к 4 ассоциациям. В наиболее обводненной центральной части болота сформированы сообщества асс. *Carex acutiformis* и асс. *Equisetum fluviatile*. Окраинные части болота характеризуются сообществами асс. *Scirpus sylvaticus* и асс. *Filipendula ulmaria*. Современная растительность формируется при питании минерализованными водами (425–690 мг/л) и уровне залегания болотных вод на глубине от –3 до –40 см от поверхности. Данное болото не подвергалось антропогенному воздействию [26]. Торфяная залежь имеет мощность 1.2 м.

Для отбора образцов проводили бурение торфяных залежей в наиболее глубокой точке (предварительно по результатам рекогносцировочного бурения был составлен профиль торфяных отложений) буром конструкции Инсторфа до минерального дна. Образцы торфа (каждые 10 см) отбирали по профилям залежей, пакетировали и хранили в холодильнике до проведения лабораторных исследований [9].

В образцах торфа определяли состав растительных остатков и степень разложения (%) микроскопическим методом [24, 32]. По результатам анализа растительных остатков во всех образцах торфа были построены стратиграфические диаграммы ботанического состава торфяных залежей в программе “Korpi” [29] для каждого болота. На основании полученных диаграмм были выделены стадии развития болот, где палеосообщества названы по доминирующим остаткам видов растений.

Для определения возраста палеосообществ в образцах торфа с разных глубин в радиоуглеродной

лаборатории Института географии РАН определяли содержание изотопа углерода ^{14}C . Полученные результаты были откалиброваны с использованием программы Calib 9.0 и калибровочного набора данных Intcal09 [47, 48] и опубликованы [12, 45, 46]. На основании полученных результатов была рассчитана скорость вертикального прироста торфяных отложений (мм/год).

Для каждого образца торфа по профилю торфяных залежей определена плотность. Для этого образцы влажного торфа размером 1 см^3 извлекали из кернов и помещали в металлический бюкс, сушили при 105°C , а затем взвешивали. Влажность торфа также определяли весовым методом [9, 32, 40].

В каждом образце торфа определяли зольность [21] и содержание карбонатов [22] гравиметрическим методом. Потери от прокаливания вычисляли по формуле: $100\% - \text{зольность} (\%)$. Из полученного значения вычитали содержание карбонатов, что позволило определить долю органического вещества (ОВ) для каждого образца торфа (%).

Для расчета содержания углерода (%) использовали полученное значение ОВ в единице объема торфа, которое умножали на массовую долю углерода, полученную с использованием CHNSO-анализатора LECO TruSpecMicro в Институте органической химии им. Н.Д. Зелинского РАН.

Для оценки скорости накопления углерода (г С/м^2 в год) палеосообществами болот содержание углерода (%) умножали на мощность торфяного горизонта, на его плотность (г/см^3) и на соответствующую вертикальную скорость прироста торфа (мм/год) [49].

Показатели микробного обилия определяли с использованием люминесцентной микроскопии [33]. Суспензию для приготовления препаратов готовили из расчета 1 г торфа на 100 мл стерильной воды. Для десорбции клеток микроорганизмов с частиц торфа суспензию обрабатывали на ультразвуковом диспергаторе Bandelin Sonopuls HD 2070 (Германия) при 50% мощности в течение 2 мин.

Для учета бактерий и актиномицетного мицелия в одном образце готовили 6 препаратов на двух тщательно обезжиренных предметных стеклах. На каждый препарат наносили 0.01 мл обработанной ультразвуком суспензии, которую равномерно распределяли на площади 4 см^2 . Для учета грибов проделывали ту же процедуру, но аликвота на каждый препарат составляла 0.02 мл . Приготовленные препараты высушивали на воздухе при комнатной температуре, а затем фиксировали легким нагреванием над пламенем газовой горелки. Далее препараты окрашивали водным раствором акридина оранжевого (для учета клеток бактерий и актиномицетного мицелия) и калькофлуором белым (для учета мицелия и спор грибов). Методика

окрашивания и просмотра препаратов на люминесцентном микроскопе приведена в статье [18].

Расчет показателей обилия микроорганизмов на основании данных, полученных люминесцентно-микроскопическим методом, проводили по формулам, приведенным в [16]. При расчетах микробной биомассы принимали, что содержание воды и углерода в клетках исследуемых микроорганизмов соответствует 80 и 50% [35].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследования ботанического состава торфяных отложений Большеберезовского болота показали, что, образовавшись в атлантический период голоцена [10, 11, 46], болото развивалось в стабильных условиях водно-минерального питания и это способствовало формированию эвтрофной палеорастительности с доминированием тростника (*Phragmites australis*). В горизонтах 90–130 см, которые соответствуют второй половине суббореального периода, отмечены древесные остатки, что указывает на более сухие условия в это время, обеспечившие внедрение древесных пород (рис. 1). Таким образом, в генезисе Большеберезовского болота можно выделить одну стадию – тростниковую (с редким участием *Equisetum* sp., *Carex* sp., *Comarum palustre*, *Menyanthes trifoliata*, *Scirpus sylvaticus*, *Calla palustris* и др.). При этом гидрологический режим болота, сопровождающийся сезонным изменением УБВ, обеспечил достаточно высокую степень разложения торфов, составляющую в среднем 45–55%. Интенсивность вертикального прироста торфа варьировала в процессе развития болота от 0.1 до 1.8 мм/год [46].

Болото Подкосьмово, образовавшееся в суббореальный период голоцена [12, 45], в процессе развития характеризовалось последовательной сменой эвтрофных древесного (с участием *Salix* sp.), древесно-травяных (*Phragmites australis*, *Carex* sp., *Equisetum* sp., *Poaceae*, др.) и осокового (*Carex cespitosa*, *C. acuta*) палеоценозов (рис. 2). Это означает, что гидрологический режим болотного биотопа менялся незначительно. Так, слабое обводнение и высокая аэрация способствовали не только поселению древесных пород на начальных стадиях генезиса болота, но и активной трансформации отмерших растительных остатков, что способствовало формированию торфов с высокой степенью разложения (до 70%). По мере накопления торфа сезонная амплитуда УБВ снижалась, древесные породы выпадали из состава палеорастительности, начинали доминировать влаголюбивые травы. Кроме того, степень разложения торфов в таких условиях становилась ниже и в среднем по профилю залежи составляет 40–50%. Интенсивность торфообразовательного процесса в ходе развития болота изменялась от 0.16 до 0.5 мм/год.

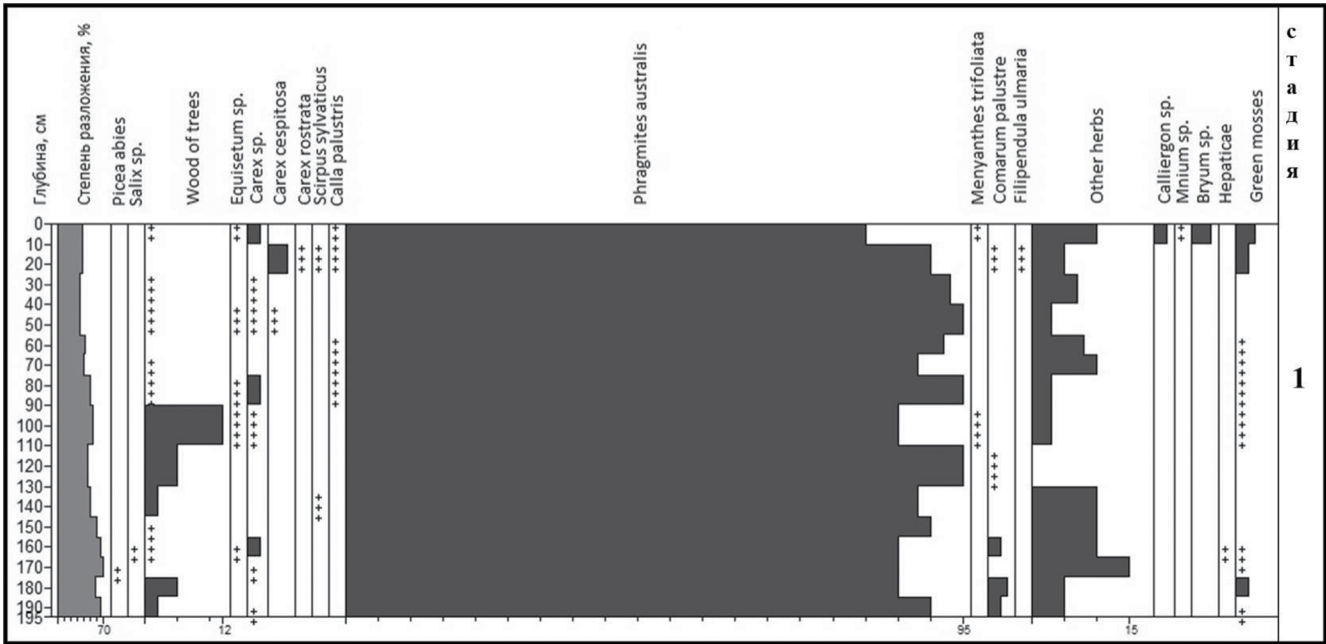


Рис. 1. Стратиграфическая диаграмма Большеберезовского болота (эвтрофный этап: 1 – тростниковая стадия).



Рис. 2. Стратиграфическая диаграмма болота Подкосьюмово (эвтрофный этап: 1 – древесная, 2 и 3 – древесно-травяная, 4 – осоковая стадии).

Смена эвтрофных палеоценозов в генезисе пойменных болот способствовала формированию низинных торфов с определенными водно-физическими и химическими свойствами. Так, постоянная подпитка болот грунтовыми водами является

причиной высокой влажности торфов. На Большеберезовском болоте показатель составляет в среднем 393.5% (рис. 3). При этом наиболее высокие значения характерны для нижней части торфяной залежи (до 470–553%). Поверхностный горизонт

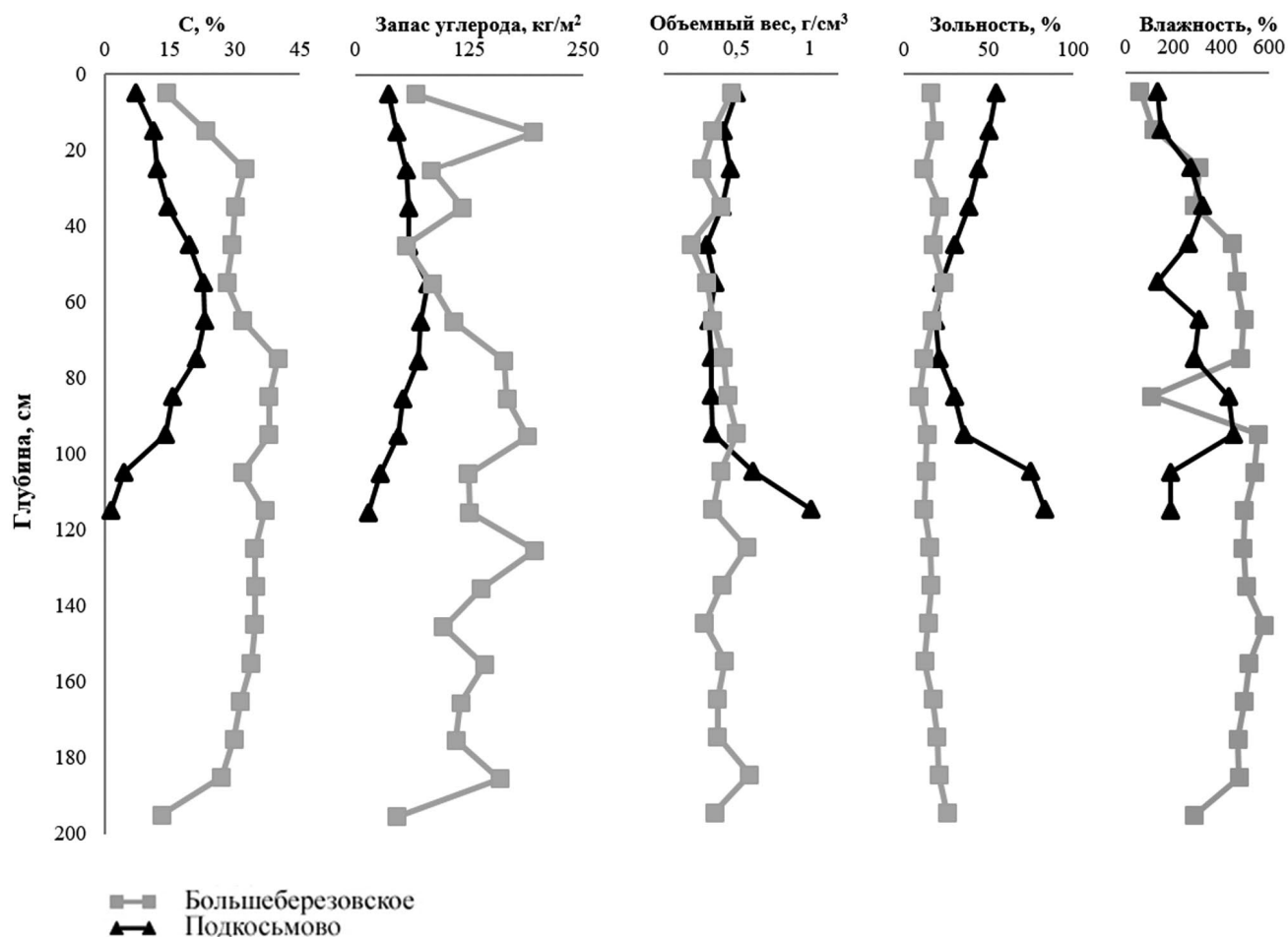


Рис. 3. Водно-физические и химические параметры торфов пойменных болот.

отличается низкими значениями (42.3–82.2%), что обусловлено влиянием мелиорации. Влажность торфяных образцов болота Подкосьмово менялась от 133.6 до 450.3% по всему профилю залежи (в среднем 267.4%).

Гидрологический режим пойменных болот, сопровождающийся сезонным изменением УБВ, способствует формированию торфов с высокой плотностью (в среднем 0.4 г/см³). Так, по профилю Большеберезовского болота показатель меняется от 0.2 до 0.8 г/см³, увеличиваясь в торфах с участием древесных остатков (рис. 3). Плотность торфяных отложений болота Подкосьмово варьирует от 0.3 до 0.6 г/см³ (рис. 3).

Минерализация питающих вод на изучаемых пойменных болотах коррелирует с зольностью торфов. По профилю торфяной залежи Большеберезовского болота показатель составляет в среднем 16%, увеличиваясь в придонных горизонтах до 25%. Показатели зольности болота Подкосьмово значительно выше и составляют в среднем 41.8%.

Максимальные значения характерны также для придонных горизонтов, что обусловлено наличием глинистых частиц с минерального дна болота (74.7–83.4%), и отмечены в верхних горизонтах (до 54.6%) в связи с активным эрозийным стоком с прилегающих полей, расположенных на коренном склоне (рис. 3).

Как видно, экологические условия, в которых развивались модельные болота, определили особенности развития этих экосистем, характер палеорастительности и свойства торфов. При этом в генезисе болот палеосообщества с разной интенсивностью депонировали углерод в органическом веществе торфа, что отражают показатели содержания углерода в образцах торфа и скорость его аккумуляции на разных этапах развития (рис. 3, 4).

Для оценки содержания органического углерода, помимо зольности, определяли содержание карбонатного (неорганического) углерода и массовой доли углерода в каждом образце торфа. Результаты показали, что содержание карбонатов

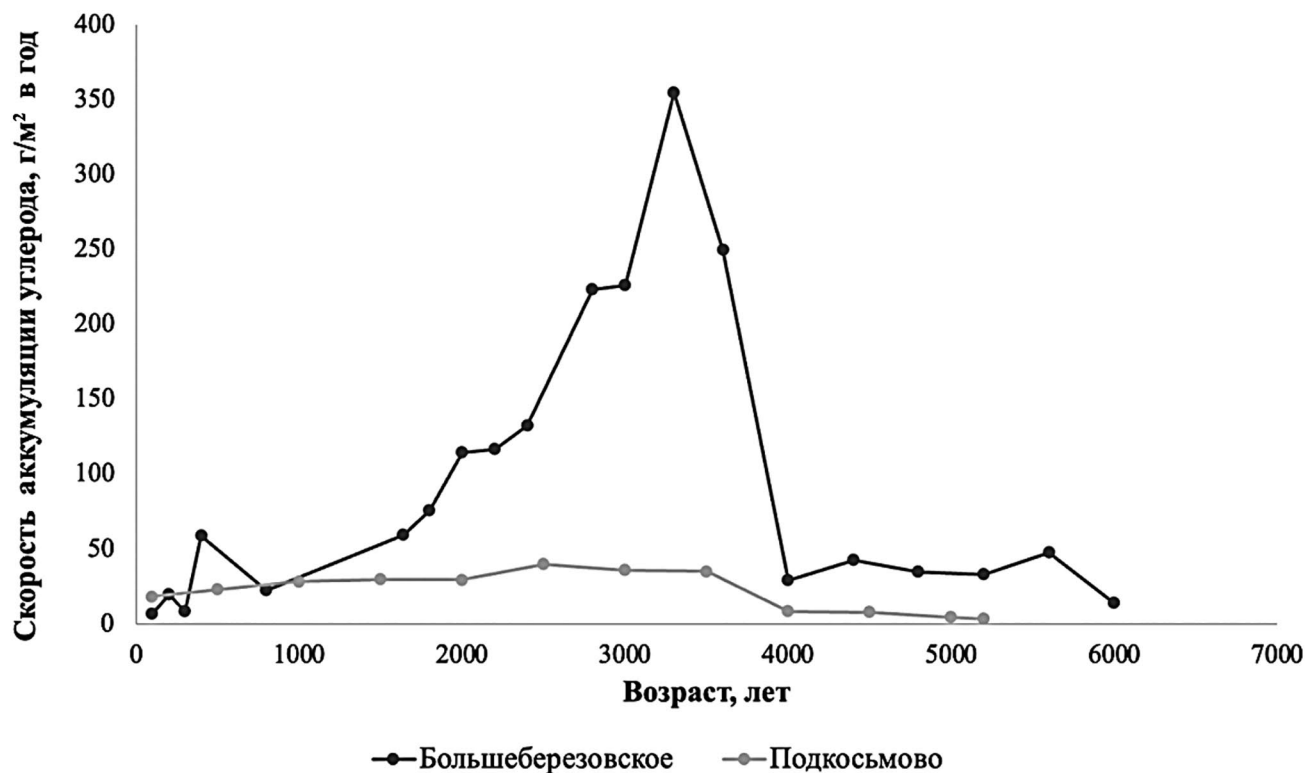


Рис. 4. Скорость аккумуляции углерода в генезисе пойменных болот.

по профилю залежи Большеберезовского болота составляет в среднем 6.8%, а по профилю болота Подкосьмово – 15.1%, достигая 30% в придонных горизонтах. Массовая доля углерода в торфах изучаемых пойменных болот составляет 0.3–0.4%. Расчет содержания органического углерода показал, что в образцах торфа Большеберезовского болота значения варьируют от 13 до 38.6% (в среднем 30.7%). В торфах болота Подкосьмово показатели существенно ниже – от 1.5% до 23% (в среднем 14%) (рис. 3), что обусловлено активным привнесом карбонатов с грунтовыми водами и высокой зольностью образцов (корреляция между зольностью и органическим углеродом для изучаемых болот составляет -0.65 и -0.97 соответственно).

Исходя из содержания, рассчитан запас углерода в торфяных залежах болот. В каждом 10 см слое торфяной залежи Большеберезовского болота запас углерода составляет в среднем 125 кг С/м^2 . Максимальные значения ($118.5\text{--}210.8 \text{ кг С/м}^2$) свойственны торфам с древесными остатками, залегающими на глубине 90–100 и 120–130 см, которые образовались в суббореальном периоде голоцена. В это время интенсивность аккумуляции углерода тростниковыми палеосообществами болота достигала 208 г/м^2 в год (от 109.4 до 379.4 г/м^2 в год), что обусловлено увеличением скорости торфообразовательного процесса до 1.8 мм/год . На начальных

этапах развития болота скорость аккумуляции углерода составляла 13.7 г/м^2 в год, впоследствии увеличиваясь в атлантический период до 42.5 г/м^2 в год. В субатлантическом периоде показатель снизился до $7\text{--}20 \text{ г/м}^2$ в год, однако это является следствием мелиоративных мероприятий, усиливших процессы трансформации торфа в верхних горизонтах торфяной залежи. Общий запас органического углерода на 1 м^2 залежи Большеберезовского болота составляет 2499 кг .

Запас углерода в торфяных отложениях болота Подкосьмово составляет в среднем 51.5 кгС/м^2 , увеличиваясь до $70\text{--}80 \text{ кгС/м}^2$ на глубине 50–80 см, что соответствует первой половине субатлантического периода. При этом скорость аккумуляции углерода в этот период древесно-травяными палеоценозами варьирует в пределах $35\text{--}40 \text{ г/м}^2$ в год. В суббореальном периоде показатель не превышает $3\text{--}8 \text{ г/м}^2$ в год, что следует объяснять высокой степенью разложения торфов и низкой скоростью торфообразовательного процесса (0.16 мм/год). Увеличение доли трав и переход к осоковой стадии развития болота в конце субатлантического периода сопровождались, в условиях увеличения влажности биотопа, аккумуляцией углерода со скоростью $18\text{--}29.4 \text{ г/м}^2$ в год, что обеспечило запас углерода в диапазоне $36\text{--}58.7 \text{ кгС/м}^2$ (для каждого 10 см слоя залежи). Общий запас органического

углерода на 1 м² залежи болота Подкосьмово составляет 618.6 кг.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что скорость аккумуляции углерода, как и запасы, зависит от интенсивности вертикального прироста торфа и его плотности. Эти показатели, в свою очередь, определяются скоростью разложения растительных остатков микроорганизмами в соответствующих экологических условиях. Для понимания специфики данного процесса в разных типах болот необходима оценка запасов и структуры микробной биомассы.

Микробная биомасса в профиле исследуемых болот варьировала от 0.1 до 4.6 мг/г (рис. 5). Большая часть профиля болота Подкосьмово характеризовалась слабыми колебаниями микробной биомассы (от 0.4 до 0.6 мг/г), однако, начиная с глубины 80 см и до подстилающей породы, фиксировали ее снижение (до 0.1 мг/г). В профиле болота Большеберезовское наблюдали уменьшение микробного титра вниз по профилю, которое носило более резкий характер в толще 0–80 см и плавный — на глубине 80–200 см.

Различались болота не только профильным распределением микробной биомассы, но и ее структурой. Так, в большей части профиля торфяной залежи болота Подкосьмово в микробной биомассе преобладала бактериальная составляющая (58–93%), тогда как в болоте Большеберезовское — грибная (58–95%) (рис. 6).

Структура микробной биомассы (с преобладанием в большей части профиля бактериальной составляющей), выявленная в ненарушенном болоте Подкосьмово, характерна для других эвтрофных болот [16–20, 23]. Преобладание грибной биомассы в профиле эвтрофных болот имеет место после проведения мелиоративных работ [19, 20].

В торфяной залежи болота Подкосьмово доминирование грибного мицелия (активного компонента грибной биомассы) наблюдали до глубины 30 см, тогда как в болоте Большеберезовское — до 80 см, что совпадает с нижней границей диапазона уровня болотных вод (зона максимальной аэрации). Абсолютная величина длины грибного мицелия в этой части торфяной залежи болота Подкосьмово не превышала 111 м/г торфа, тогда как в залежи Большеберезовского болота диапазон ее значений был гораздо выше — от 201 до 1279 м/г торфа. В остальной части торфяных залежей болот грибная биомасса была представлена исключительно грибными спорами, численность которых на разных глубинах колебалась от 1 до 22 млн спор/г торфа (табл. 1).

Доминирование грибного мицелия в структуре микробной биомассы верхних слоев логично, так как грибы, находясь в условиях достаточного обеспечения кислородом и биогенными элементами,

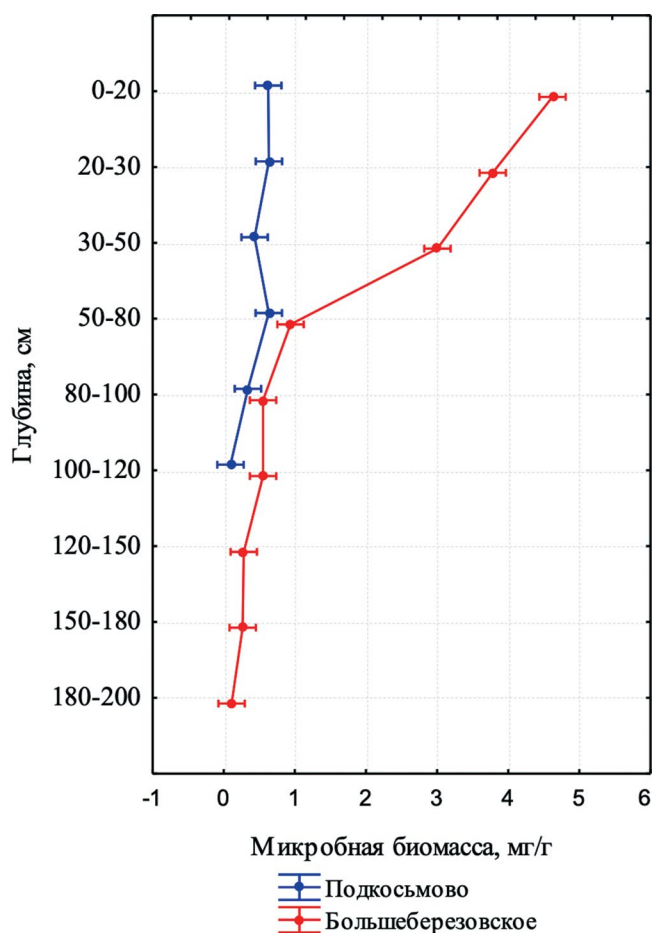


Рис. 5. Распределение микробной биомассы в торфяных залежах пойменных болот.

а также благодаря мицелиальной организации и мощному ферментному аппарату, эффективнее бактерий используют органический субстрат. В глубоких горизонтах залежей (в анаэробных условиях) их работа невозможна, и потому грибной пул представлен исключительно спорами.

Бактерии отличаются устойчивостью к экстремальным условиям среды, поэтому их обнаруживали по всему профилю торфяных залежей исследуемых болот. Колебания численности бактерий по вертикальному градиенту изучаемых болот были незначительными. Так, в большей части залежи болота Подкосьмово численность бактерий находилась в диапазоне 12–27 млрд кл./г торфа, в залежи болота Большеберезовское — 8–15 млрд кл./г торфа. В подстилающих породах численность бактерий снижалась в 2–4 раза и достигала минимальных значений — 3–5 млрд кл./г торфа. Доля бактерий в микробной биомассе нарастала вниз по профилю торфяных залежей: в болоте Подкосьмово — от 40 до 93%; в болоте Большеберезовское — от 5 до 88% (рис. 6).

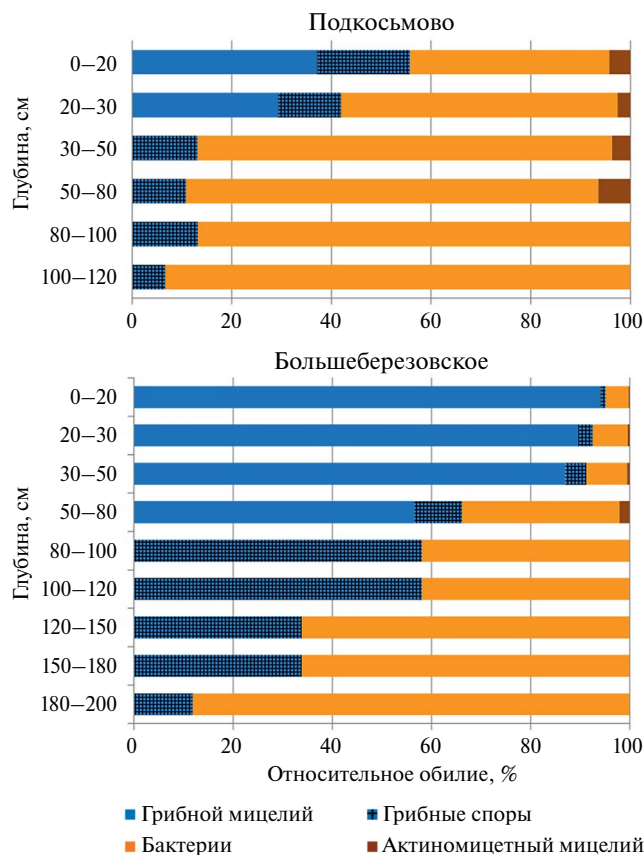


Рис. 6. Структура микробной биомассы в торфяных залежах исследуемых болот.

Актиномицетный мицелий выявляли только в верхней 80-сантиметровой толще залежей исследуемых болот. Его длина варьировала от 194 до 1123 м/г торфа. Доля актиномицетного мицелия в микробной биомассе не превышала 6%. Показатель был выше в торфяной залежи болота Подкосьюмово (3–6%), чем в отложениях болота Большеберезовское (0.2–2%) (рис. 6).

Для выявления зависимости микробной биомассы в торфяных отложениях болот с содержанием и скоростью аккумуляции углерода был осуществлен поиск корреляционных связей между указанными параметрами. Между параметрами для болота Подкосьюмово была выявлена прямая связь (коэффициент корреляции 0.56–0.85, объем выборки – 6 образцов). Стабильные условия водно-минерального питания, присущие болоту на всех этапах его развития, обеспечивали постоянство как запасов и структуры микробной биомассы, так и запасов углерода и скорости его аккумуляции.

Между анализируемыми параметрами для Большеберезовского болота была выявлена обратная связь ($r = -0.41 \dots -0.55$, объем выборки – 9 образцов). Это означает, что благоприятные условия

для развития микроорганизмов, складывающиеся в этих палеоценозах (прежде всего, аэрация), способствовали активной трансформации отмерших растительных остатков, что увеличило степень разложения торфов, снизило содержание углерода и скорость его аккумуляции.

Для исследуемых болот с учетом плотности торфов и мощности горизонтов были рассчитаны запасы микробной биомассы. Запасы, рассчитанные на полный профиль, составили в Большеберезовском болоте 898 г/м², что в 4 раза больше, чем в болоте Подкосьюмово (222 г/м²). Поскольку мощность профиля болота Подкосьюмово составляет 1.2 м, а мощность Большеберезовского болота – 2 м, был также произведен расчет запасов микробной биомассы на толщ 1.2 м. Результаты показали, что тенденция превышения микробной биомассы в Большеберезовском болоте сохранялась (824 г/м²).

Исследуемые болота кардинально отличаются по диапазону варьирования УВВ в течение вегетационного сезона. Мощность деятельного слоя Большеберезовского болота в 2 раза превосходит таковую для болота Подкосьюмово. Усиление аэрации за счет проведения мелиоративных мероприятий на Большеберезовском болоте способствовало развитию главных аэробных деструкторов органического детрита – мицелиальных грибов, что привело к перестройке структуры и, как следствие, запасов микробной биомассы. Если в ненарушенном болоте Подкосьюмово доминировала бактериальная биомасса, то в Большеберезовском болоте – биомасса грибного мицелия. Высокие показатели обилия грибов, выявляемые в Большеберезовском болоте, обеспечили запасы микробной биомассы, в 4 раза превосходящие запасы микробной биомассы ненарушенного болота Подкосьюмово.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования пойменных болот северо-востока Среднерусской возвышенности позволили выявить динамику их развития и оценить интенсивность аккумуляции углерода в торфяных залежах.

Развитие болот Большеберезовское и Подкосьюмово началось в старичных понижениях поймы р. Непрядва (приток р. Дон) в атлантический и суббореальный периоды голоцена соответственно. На начальных стадиях заболачивания старицы и формирования Большеберезовского болота увлажнение не было обильным, и потому отмирающие растения тростникового палеоценоза активно разлагались микроорганизмами, о чем свидетельствует высокая степень разложения придонных образцов торфа. Показатели содержания и запасов углерода, а также скорости его аккумуляции минимальны. Прирост торфов в таких условиях

Таблица 1. Пределы колебаний длины грибного и актиномицетного мицелия, численности бактерий и спор грибов в профиле исследуемых болот

Горизонт, см	Длина мицелия, м/г		Численность	
	грибного	актиномицетного	бактерий, 10^9 кл./г	спор грибов, 10^6 спор/г
Подкосьюмово				
0–20	83–111	608–811	12–13	11–14
20–30	43–86	314–470	17–18	13–17
30–50	0	329–494	17–18	5–9
50–80	0	899–1123	26–27	6–12
80–100	0	0	14–15	6–13
100–120	0	0	3–4	1–3
Большеберезовское				
0–20	1236–1279	194–233	9–10	4–6
20–30	658–702	319–479	13–14	9–13
30–50	496–596	362–452	12–13	10–11
50–80	201–268	488–500	14–15	13–14
80–100	0	0	11–12	15–22
100–120	0	0	10–11	14–21
120–150	0	0	8–9	7–14
150–180	0	0	8–9	7–14
180–200	0	0	4–5	1–4

происходил со скоростью 0.3 мм/год. Постепенное накопление торфяных отложений, обладающих более высокой водоудерживающей способностью, нежели минеральные субстраты, увеличило влажность болотного биотопа. Снижение аэрации сопровождалось уменьшением микробного титра и, как следствие, понижением степени разложения торфов. При этом скорость аккумуляции углерода возрастала, что приводило к увеличению его содержания и запасов в торфах. В таком состоянии болото развивается до середины суббореального периода (соответствует глубине 130–140 см).

Климатические условия суббореала, характеризующиеся сокращением увлажнения и повышением летних температур [34], затронули и болотную экосистему, что проявилось в разрастании древесных пород. Это сопровождалось увеличением интенсивности торфообразовательного процесса и скорости аккумуляции углерода тростниковыми палеоценозами. Содержание и запасы углерода также максимальны для торфов, образовавшихся в это время (соответствуют глубине 80–140 см).

Микробная биомасса при этом существенно не увеличилась.

Повышение увлажнения в субатлантический период коррелирует с выпадением древесных пород из структуры палеорастительности (соответствуют глубине 75–80 см). Однако на свойства торфа, образовавшегося в этот период, оказала влияние мелиорация. Изменения в режиме аэрации вызвали перестройку микробного сообщества в сторону доминирования грибной составляющей, представленной преимущественно мицелием, что привело к активизации процесса разложения растительных остатков. Как результат, содержание и запас углерода в торфах, а также показатели интенсивности аккумуляции углерода палеосообществами явно снижаются, достигая минимальных значений в поверхностных горизонтах. Это свидетельствует о негативном влиянии мелиоративных мероприятий на депонирование углерода в торфяных отложениях болот.

Образовавшееся в суббореальный период голоцена болото Подкосьюмово не испытало

антропогенного воздействия. Развитие болота началось с древесных палеоценозов, формирующихся при умеренном увлажнении и периодическом пересыхании понижения. Отмершие растительные остатки активно разлагались, и потому аккумуляция углерода такими палеоценозами протекала с низкой скоростью. Содержание и запасы углерода также минимальны в придонных горизонтах торфяной залежи. Увеличение интенсивности депонирования углерода отмечено в субатлантическом периоде (соответствует глубине 75–80 см). Повышение атмосферного увлажнения, наряду с грунтовым стоком (имеющим высокое содержание карбонатов), обеспечили, помимо древесных пород (ивы), разрастание влаголюбивых трав. Это ускорило аккумуляцию углерода (до 39.7 г/м² в год), хотя и не так активно, как на Большеберезовском болоте. Показатели содержания углерода и его запасов в торфах, образованных в первой половине субатлантического периода, также максимальны. В торфах, образованных во второй половине субатлантического периода, показатели аккумуляции углерода снижаются, что обусловлено современным гидрологическим режимом болота, сочетающим высокое обводнение в весенний период и снижение УБВ (до –40 см) летом. Такие условия наиболее благоприятны для грибов и актиномицетов, активно участвующих в разложении растительных остатков. Кроме того, снижение содержания углерода в верхних горизонтах торфяной залежи связано с высокой зольностью образцов. Причиной этого является интенсивный эрозийный смыв с расположенных рядом сельскохозяйственных полей [26].

Проведенные исследования показывают, что пойменные болота являются важными “депо” атмосферного углерода, а интенсивность его аккумуляции определяется комплексом условий как климатических, так и локальных. Антропогенные воздействия негативно сказываются на сохранении углерода в торфяных залежах болот, усиливая его эмиссию. По этой причине пойменные болота, особенно в лесостепных регионах, должны находиться под охраной в сети ООПТ регионов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке гранта РНФ № 23-24-10054 “Оценка роли разных типов болот Среднерусской возвышенности в углеродном обмене с атмосферой как основа для создания карбонового полигона (на примере Тульской области)”, соглашения с комитетом Тульской области по науке и инноватике № 10 от 11.04.2023 г.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арляпов В.А., Нечаева И.А., Скворцова Л.С., Волкова Е.М. Комплексная экологическая оценка состояния водных объектов Тульской области // Вода: химия и экология. 2016. № 6. С. 9–21.
2. Архипченко И.А. Микробиологические особенности торфяных субстратов // Гавриш. 2007. № 2. С. 5–9.
3. Бабиков Б.В., Кобак К.И. Поглощение атмосферного углекислого газа болотными экосистемами территории России в голоцене. Проблемы заболачивания // ИВУЗ. Лесной журнал. 2016. № 1. С. 9–36.
4. Балезина К.С. Анализ потоков парниковых газов в болотных экосистемах Западной Сибири / К. С. Балезина // Интернаука. 2020. № 21-1(150). С. 54–55. EDN: CAGELS.
5. Бирюкова О.Н., Орлов Д.С. Запасы углерода органических соединений в почвах Российской Федерации // Почвоведение. 1995. № 1. С. 21–32.
6. Васильев С.В. Скорость торфонакопления в Западной Сибири // Динамика болотных экосистем Северной Евразии в голоцене. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2000. С. 56–59.
7. Волкова Е.М. Болота Среднерусской возвышенности: генезис, структурно-функциональные особенности и природоохранное значение: Автореф. дис... докт. биол. наук. СПб., 2018. 46 с.
8. Волкова Е.М. Древесная, древесно-моховая и кустарниковая растительность болот Среднерусской возвышенности // Разнообразие растительного мира. 2022. № 2 (13). С. 5–29.
9. Волкова Е.М. Методы изучения болотных экосистем. Тула: Гриф и К, 2009. 94 с.
10. Волкова Е.М. Пойменные болота северо-востока Среднерусской возвышенности // Бот. журн. 2011. Т. 96. № 4. С. 503–514.
11. Волкова Е.М., Калинина М.М., Дорогова А.В. Особенности генезиса водораздельных и пойменных болот Тульской области // Известия ТулГУ. Естественные науки. 2019. Вып. 4. С. 118–131.
12. Волкова Е.М., Леонова О.А., Миронов В.В. Палеоэкологические условия и аккумуляция углерода в генезисе пойменного болота Среднерусской возвышенности // Siberian J. Life Sciences and Agriculture. 2022. № 6. С. 70–91.
13. Волкова Е.М., Новенко Е.Ю., Юрковская Т.К. Возраст болот Среднерусской возвышенности // Известия РАН. Сер. географическая. 2020. Т. 84. № 4. С. 551–561.
14. Головацкая Е.А. Моделирование углеродного баланса болотных экосистем южной тайги при различных сценариях изменения климата. Томск, 2007. 26 с.
15. Головацкая Е.А., Дюкарев Е.А., Веретенникова Е.Э., Никонова Л.Г., Смирнов С.В. Оценка динамики

- баланса углерода в болотах южно-таежной подзоны Западной Сибири (Томская область) // Почвы и окружающая среда. 2022. Т. 5. № 4. С. e194. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i4.194>
16. Головченко А.В., Волкова Е.М. Запасы и структура микробной биомассы в торфяниках карстовых ландшафтов Тульской области // Почвоведение. 2019. № 3. С. 370–376. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19030043>
17. Головченко А.В., Волкова Е.М. Численность, запасы и структура микробных комплексов низинных торфяников Тульской области // Мат-лы 5-й научной школы “Болота и биосфера”. Томск: ЦНТИ, 2006. С. 158–162.
18. Головченко А.В., Грачева Т.А., Семенова Т.А., Морозов А.А., Самигуллина С.Р., Глухова Т.В., Инишева Л.И. Мицелиальный компонент эвтрофных торфяных почв в зоне активной деструкции органического детрита // Почвоведение. 2023. № 5. С. 536–549. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22601232>
19. Головченко А.В., Дмитриенко Ю.Д., Морозов А.А., Поздняков Л.А., Глухова Т.В., Инишева Л.И. Микробная биомасса в низинных торфяниках: запасы, структура, активность // Почвоведение. 2021. № 7. С. 838–848. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21050099>
20. Головченко А.В., Тихонова Е.Ю., Звягинцев Д.Г. Численность, биомасса, структура и активность микробных комплексов низинных и верховых торфяников // Микробиология. 2007. Т. 76. № 5. С. 711–719.
21. ГОСТ 23740-2016. Грунты. Методы определения содержания органических веществ
22. ГОСТ 34467-2018. Грунты. Методы лабораторного определения содержания карбонатов. Soils. Laboratory methods for determination of calcium carbonate content
23. Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Кухаренко О.С., Якушев А.В., Семенова Т.А., Инишева Л.И. Структура микробных сообществ верховых и низинных торфяников Томской области // Почвоведение. 2012. № 3. С. 317–326.
24. Домбровская А.В. Атлас растительных остатков, встречаемых в торфе М.: Госэнергоиздат, 1959. 137 с.
25. Ефремова Т.Т., Аврова А.Ф., Ефремов С.П. Расчетный метод определения углерода в торфах и моховых подстилках лесных болот по зольности растительного субстрата // Сибирский лесной журнал. 2016. № 6. С. 73–83.
26. Зацаринная Д.В., Волкова Е.М., Леонова О.А. Разнообразие растительности пойменных болот юго-восточной части Тульской области // Известия ТулГУ. Естественные науки. 2022. Вып. 1. С. 28–36.
27. Инишева Л.И., Сергеева М.А., Смирнов О.Н. Депонирование и эмиссия углерода болотами Западной Сибири // Научный диалог. Естествознание и экология. 2012. № 7. С. 61–74.
28. Кац Н.Я. Болота Земного шара. М., 1971. 294 с.
29. Кутенков С.А. Компьютерная программа для построения стратиграфических диаграмм состава торфа “Korpi” // Труды КарНЦ РАН. № 6. Сер. Экологические исследования. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2013. С. 171–176.
30. Лапин С.А. Сравнительная оценка гидролого-гидрохимического состояния водохранилищ Новомосковского района Тульской области в осенний период // Вопросы рыболовства. 2017. Т. 18. № 3. С. 328–335.
31. Лапшина Е.Д. Болота юго-востока Западной Сибири. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Томск, 2004. 512 с.
32. Лиштван И.И., Король Н.Т. Основные свойства торфа и методы их определения. Минск, 1975. 320 с.
33. Методы почвенной биохимии и микробиологии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
34. Новенко Е.Ю., Гласко М.П., Бузова О.В. Динамика климата и эволюция ландшафтов северной лесостепи в позднем голоцене (по палинологическим данным района Куликова поля) // Сб. науч. статей “Проблемы изучения и восстановления ландшафтов лесостепной зоны” Тула, 2010. С. 24–34.
35. Полянская Л.М., Головченко А.В., Звягинцев Д.Г. Микробная биомасса в почвах // Доклады АН. 1995. Т. 344. № 6. С. 846–848.
36. Порохина Е.В., Инишева Л.И., Дырин В.А. Биологическая активность и сезонные изменения CO₂ и CH₄ в торфяных залежах эвтрофного болота // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2015. № 3. С. 157–176.
37. Пьявченко Н.И. О типах болот и торфа в болотоведении // Основные принципы изучения болотных биогеоценозов. Л., 1972. С. 35–43.
38. Пьявченко Н.И. Торфяники Русской лесостепи. М., 1958. 191 с.
39. Хмелев К.Ф. Закономерности развития болотных экосистем Центрального Черноземья. Воронеж: Изд-во Воронежск. ун-та. 1985. 168 с.
40. Chambers Lisa G., Ping Chin Yu, Gabriel M.F., Christopher B.G., Herndon E.M., Long D.T., Lyons W.B. et al. Developing the scientific framework for urban geochemistry // Appl. Geochem. 2016. V. 67. P. 1–20.
41. Crowther T.W. Quantifying global soil carbon losses in response to warming // Nature. 2016. V. 540. P. 104–108.
42. Garsetiasih R., Heriyanto N.M., Adinugroho W.C., Gunawan H., Dharmawan I.W.S., Sawitri R., Yeny I., Mindawati N. Denny Connectivity of vegetation diversity, carbon stock, and peat depth in peatland ecosystems // Global J. Environ. Sci. Manage. 2022. V. 8. P. 369–388.

43. *Ivanov D.G., Kotlov I.P., Minayeva T.Yu., Kurbatova Ju. A.* Estimation of carbon dioxide fluxes on a ridge-hollow bog complex using a high resolution orthophotoplan // *Nature Conservation Research*. 2021. V. 6. P. 16–28.
<https://doi.org/10.24189/ncr.2021.020>
44. *Magnan G., Garneau M., Stum-Boivin E., Grondin P., Bergeron Y.* Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forested Peatlands in Eastern Canada // *Ecosystems*. 2020. V. 23 P. 1481–1493.
<https://doi.org/10.1007/s10021-020-00483-x>
45. *Novenko E.Yu., Volkova E.M.* The Middle and Late Holocene Vegetation and Climate History of the Forest-steppe Ecotone Area in the Central Part of European Russia // *Geographical Review of Japan Series B*. 2015. V. 87. P. 91–98.
46. *Novenko E.Yu., Volkova E.M., Glasko M.P., Zuganova I.S.* Paleoeological evidence for the middle and late Holocene vegetation, climate and land use in the upper Don River basin (Russia) // *Veget. Hist. Archaeobot.* 2012. V. 21 P. 337–352.
47. *Ratcliffe J., Payne R.J.* Palaeoecological studies as a source of peat depth data: A discussion and data compilation for Scotland // *Mires and Peat*. 2016. V. 18. P. 1–7.
48. *Reimer P.J., Bard E., Bayliss A., Beck J.W., Blackwell P.G., Bronk Ramsey C., Buck C.E. et al.* IntCal13 and Marine13 radiocarbon age calibration curves, 0–50,000 Years cal BP // *Radiocarbon*. 2013. V. 55. P. 1869–1887.
49. *Turunen J., Tolonen K., Tolvanen S., Remes M., Ronkainen J., Jungner H.* Carbon accumulation in the mineral subsoil of boreal mires. *Global Biogeochem Cycles*. 2002. V. 13. P. 71–79.

Carbon Accumulation in Peat Soils of Floodplain Mires of the North-east of the Middle-Russian Upland

E. M. Volkova^{1, *}, O. A. Leonova¹, and A. V. Golovchenko²

¹*Tula State University, Tula, 300012 Russia*

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

*e-mail: convallaria@mail.ru

The study of the structure of peat deposits of the Bolsheberezovskoye and Podkosmovo inundated mires which were formed during the Atlantic – subboreal periods of the Holocene in the valley of the Nepryadva River, in the north-eastern part of the Middle-Russian Upland. The results of the botanical composition of peat deposits showed that the genesis of mires is represented by eutrophic paleocenoses, which accumulated carbon at a rate of 21.8–95 g/m² per year. The formed eutrophic peat was characterized by a high degree of decomposition (45–55%) and a low rate of vertical growth (on average, 0.3–0.6 mm/year), which is due to the seasonal dynamics of the level of occurrence of mire waters. The carbon content in peat by peat deposit profiles is 14% for the Podkosmovo mire and 31% for the Bolsheberezovskoye mire. The differences are due to the peculiarities of the water-mineral nutrition of the mires, which is manifested in the high content of carbonates and ash content of the Podkosmovo mire. Carbon reserves in peat soils of inundated mires vary from 51.5 up to 125 kg/m² for horizons with a capacity of 10 cm. This indicator is determined by the intensity of decomposition of plant residues, which depends on the composition and structure of microbial complexes. On the Bolsheberezovskoye mire the microbial complex is dominated by the fungal component, on the Podkosmovo mire – by the bacterial component. This is the reason for the differences in the microbial biomass of the mires: 222 g/m² for the Podkosmovo, 898 g/m² for the Bolsheberezovskoye mire. The reason for the differences in inundated mires is the range of variation in the level of mire waters during the growing season, due to the reclamation measures carried out in the Bolsheberezovskoye mire. Nevertheless, inundated mires are important “depots” of atmospheric carbon and the intensity of its accumulation is determined by a complex of factors.

Keywords: mire ecosystems, dynamics of development, peat deposits, carbon reserves, number of micro-organisms, microbial biomass

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ И АДАПТАЦИОННЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ЦИАНОБАКТЕРИЙ ПУСТЫННЫХ ЭКОСИСТЕМ (ОБЗОР)

© 2024 г. Ю. В. Батаева^а, *, Л. Н. Григорян^а

^аАстраханский государственный университет им. В.Н. Татищева,
ул. Татищева, 20а, Астрахань, 414056 Россия

*e-mail: aveatab@mail.ru

Поступила в редакцию 29.06.2023 г.

После доработки 13.09.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

Важной группой микроорганизмов в аридных зонах являются цианобактерии, способные активно развиваться в таких условиях в составе альго-бактериальных сообществ и благоприятствующие выживанию других партнеров. Цианобактерии (цианопрокариоты) — морфологически разнообразная группа окислительных фотосинтезирующих прокариот, включающая одноклеточные, трихомные или колониальные формы. Они вносят существенный вклад в развитие почвенных экосистем, вследствие образования первичной продукции (органического вещества), фиксации молекулярного азота, синтеза метаболитов с высокой биологической активностью. Рассматриваются вопросы биоразнообразия цианобактерий в пустынных экосистемах, используемые ими механизмы защиты, стратегии адаптации к множественным стрессовым условиям, и способность продуцировать вторичные метаболиты, в том числе с целью выживания в экстремальной среде. Показана экологическая роль цианобактерий аридных местообитаний в улучшении свойств почв. Описываются последние достижения, касающиеся методов борьбы с опустыниванием и предотвращением деградации почв с применением цианобактерий.

Ключевые слова: цианобактериальные сообщества, аридные местообитания, вторичные метаболиты, экстремальные факторы, биокорки

DOI: 10.31857/S0032180X24030069, **EDN:** YIJTFL

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время глобальной экологической проблемой является аридизация и опустынивание (деградация) суши. Такие природные территории отличаются засушливым климатом, при котором испарение влаги выше количества осадков. Последствия наиболее заметно проявляются в изменениях гидрологии суши и почв. Ковда [26] систематизировал причины аридизации суши на две большие группы: космические и геологические; антропогенные. Деградация почв сопровождается изменением их функций, свойств и режимов, количественного и качественного ухудшения состава, а также изменением природно-хозяйственной значимости земель (опустыниванием, засолением, дефляцией и т.д.) [2, 41].

Пустыня — одна из самых суровых сред на планете, характеризующаяся подверженностью ежедневным колебаниям экстремальных условий, таких как высокая или низкая температура, низкий

уровень азота, воды, высокое содержание солей. Известно, что засушливые земли покрывают 41.3% всей суши [101]. Одним из основных факторов аридизации земель является изменение климата за последние 100 лет, которое привело к увеличению пустынных районов и деградации растительного покрова [120]. Наряду с этим, большой вклад вносит антропогенное воздействие.

Низкая доступность воды является наиболее важным абиотическим фактором стресса в пустынных экосистемах, где влага может поступать преимущественно из тумана, грунтовых вод, атмосферного пара и редких осадков в виде дождя и снега. Кроме того, из-за высоких температур поверхностная вода имеет высокую скорость испарения, что значительно сокращает временной диапазон ее потенциального использования [162].

Пустынные почвы содержат очень низкое количество органического вещества, азота, большое количество солей, фосфатов, магния и карбоната

кальция и являются слабощелочными из-за воздействия высоких температур, сильной ветровой эрозии и дефицита воды [111].

Высокий уровень засоленности почв представляет собой еще одну серьезную проблему для пустынных экосистем. Избыточное количество ионов хлора и натрия ограничивает водопроницаемость, пористость почвы, аэрацию, отрицательно влияет на белковый обмен растений, текучесть мембран и функциональность ферментов [89]. По мере увеличения засушливости, численность растений и многоклеточных животных снижается, а роль микробных сообществ и микробного разнообразия в условиях повышенной минерализации, в экологических процессах возрастает [98, 128, 130]. Таким образом, соленость почвы и высокая аридность значительно снижают способность растений выживать в таких условиях из-за прямого воздействия на их развитие, и косвенного сокращения микробного сообщества в зоне ризосферы.

Засушливый климат и природные ландшафты определяют экологические и физико-химические условия существования организмов. Аридные регионы характеризуются высокой численностью и активностью некоторых групп микроорганизмов [11, 16, 32, 42]. Для сухих пустынных почв характерно наличие поверхностных биологических сообществ, состоящих из почвенных частиц, плотно заселенных бактериями, микромицетами, а также мхами и лишайниками. Такие сообщества поддерживают плодородие почвы, защищают ее от ветровой и водной эрозии, предотвращают потерю питательных веществ и улучшают водоудерживающую способность [72]. Часто доминантами микробных сообществ пустынь и степей являются цианобактерии [6, 157, 164], которые известны своим вкладом, в качестве первичных продуцентов, в насыщение почв органическими веществами. Цианобактерии, или цианопрокариоты (более раннее название — сине-зеленые водоросли) — морфологически разнообразная группа граммотрицательных прокариот, включающая одноклеточные, трихомные или колониальные формы [1].

Несколько недавних публикаций, в которых использовались различные методы геномики, протеомики и метаболомики, позволяют предположить, что цианобактерии первоначально осваивали чрезвычайно засушливые местообитания, благодаря уникальным особенностям, позволяющим им выживать и образовывать сообщества с водорослями, микромицетами, мхами и другими бактериями [31, 60, 117]. Высокая пластичность метаболизма цианобактерий и выработанные ими механизмы устойчивости к влиянию экстремальных факторов окружающей среды позволяют разработать на их основе новые, агробиотехнологические методы борьбы с опустыниванием [104].

ЦИАНОБАКТЕРИИ ПУСТЫНЬ

Пустыни могут быть как жаркими, так и холодными. Горячие пустыни находятся ближе к экватору, в то время как холодные располагаются в крайних северных или южных широтах. Главное отличие горячих от холодных аридных территорий заключается не только в географическом положении, но и в типах почв. Объединяет эти почвы примитивность и слабая развитость профиля. В почвенном покрове горячих пустынь и полупустынь преобладают солончаки (согласно международной классификации [169] Solonchaks), бурые полупустынные (Endosalic Calcisols), серо-бурые (Calcic Gypsisols), такыры (Leptosols), лугово-бурые полупустынные (Endosalic Gleysols), бурые полупустынно-степные (Luvic Calcisols), серо-бурые пустынные (Calcic Gypsisols), песчаные пустынные (Yermosols) почвы [2, 6]. Зональными типами почв во многих пустынях являются бурые полупустынные, бурые полупустынно-степные, обычно солонцеватые.

В составе сообществ биокорков сухих горячих пустынь, а также холодных приполярных пустынь и антарктических оазисов встречаются, как правило, эукариотические микроводоросли, микромицеты, цианобактерии, хемогетеротрофные бактерии и некоторые археи [5, 15, 23, 30]. Почвенные водоросли и цианобактерии колонизируют почву быстрее, чем остальные микроорганизмы, и являются пионерами освоения различного рода субстратов [35]. Заселяя пески и почвы легкого гранулометрического состава, расположенные в крайне аридных условиях, они закрепляют глинистые и песчаные частички с помощью полисахаридов слизистых чехлов, агрегируя их в более крупные образования. Мелкие конгломераты почвы оказываются прочно сцементированными нитями водорослей и цианобактерий, ее поверхность становится устойчивой против дефляции, более стабильной, уменьшается скорость испарения воды [115]. Таким образом, цианобактерии участвуют в почвообразовательном процессе и часто составляют основной фототрофный компонент сообщества микроорганизмов [8]. Например, суммарная масса цианобактерий и микроводорослей в такырной корке составляет от 5 до 35 ц/га сухого вещества; на солонцах — 16 ц/га [20].

Сообщества микроорганизмов бывают разных типов: наземные (поверхностные), подповерхностные, эпи- и эндолитные. В альго-бактериальных корках всех типов, обычно встречающихся в засушливых и полузасушливых регионах, преобладающими являются цианобактерии, но могут также присутствовать зеленые микроводоросли, бактерии и микромицеты [166]. В горячих пустынях часто встречаются некоторые виды родов *Microcoleus*, *Scytonema*, *Phormidium*, *Trichocoleus*, *Leptolyngbya* и *Tychonema*, при этом *Microcoleus vaginatus* доминирует в подавляющем большинстве

[71, 73, 83, 152, 174, 175]. В умеренных степных и засушливых экосистемах цианобактериальные корки в основном состоят из представителей порядков Nostocales, Oscillatoriales, Synechococcales и доминирующих видов *M. vaginatus*, включая *Symplocastrum purpurascens*, *Scytonema* sp., *Nostoc commune*, *Phormidium* sp., при этом численность цианобактерий увеличивается с возрастанием интенсивности света [6, 54, 142, 157, 168]. В горах северо-восточной Евразии обнаружены цианобактерии родов *Leptolyngbya*, *Phormidium*, *Nostoc*, *Stigonema*, *Scytonema* с доминированием видов *Leptolyngbya voronichiniana*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Trichocoleus hospitus* [78, 122, 127]. Среди цианобактерий тропических саванн Бразилии встречаются *Microcoleus*, *Nostoc*, *Leptolyngbya*, *Porphyrosiphon* и *Pseudanabaena* [107]. В холодных полярных условиях представители порядков Chroococcales, Pseudanabanales и Oscillatoriales являются основными составляющими сообществ цианобактерий [10, 100, 134, 135, 148, 151].

Новичкова-Иванова [32] предлагает использовать как показатель аридности почв соотношение цианобактерий и зеленых водорослей: чем выше уровень засушливости, тем больше встречается цианобактерий. Применяется и другой показатель: отношение числа видов Oscillatoriales к числу видов Nostocales [12], который изменяется от 2.2 : 1 в умеренно засушливой степи (чернозем обыкновенный) до 9.5 : 1 в опустыненной степи (светло-каштановая почва) [43].

В России основателем изучения цианобактерий, в том числе в степных и пустынных районах, является Еленкин [22], который исследовал “ностоко-сцитонемовый ценоз” степи, в состав которого входят диатомеи, находящие защиту от высыхания и высокого уровня инсоляции среди продуцирующих слизь цианобактерий. Популяции *Nostoc commune*, обитают на широтном градиенте от тундровых и альпийских регионов до степных сообществ Евразии, но имеют морфологические и функциональные различия, что подтверждается данными анализа их генетического разнообразия [34].

Для альго-бактериальных сообществ пустынных местобитаний отмечено доминирование цианобактерий из порядка Oscillatoriales [6, 42]. На левобережье Волги в Ахтубинском районе Астраханской области в барханных песках обнаружены те же таксономические группы, что и на правобережье, с преобладанием видов *Schizothrix*, *Phormidium*, *Plectonema*, а также с участием видов *Nostoc* и одноклеточных зеленых [11]. В окрестностях г. Астрахань на развеваемых ветром песках, которые возникли от разрушения бурых супесчаных почв на бэровских буграх, выявили большое разнообразие азотфиксирующих форм (виды *Nostoc*, *Anabaena*, *Calothrix*). В сухой песчаной пойме р. Шивилиг-Хем

(Тува) доминировали представители нитчатых цианобактерий родов *Lyngbya*, *Symploca*, *Hydrocoleus*, *Plectonema*, являющихся активными обрастателями и закрепителями песков [35].

В пустыне Атакама (Чили) было отмечено небольшое видовое богатство биокорок (18 видов), фототрофный компонент которых состоял преимущественно из одноклеточных зеленых водорослей и цианобактерий [143]. На поверхности почв здесь развивается сообщество, состоящее из двух видов цианобактерий: один из них — тенелюбивый вид *Schizothrix atacamensis* — образует нижний слой и, благодаря слизистым чехлам, снабжает влагой верхний слой, где находится светолюбивый вид *Calothrix desertica* [144]. Метагеномным методом в трех образцах на самом влажном участке обнаружен род *Eubhalothese*, а один вид рода *Halothese* обнаружен только в двух образцах на самом засушливом участке пустыни Атакама. В отличие от этого ограниченного ареала, другой *Halothese* присутствует во всех сообществах на всех участках пустыни. Чтобы изучить генетическое родство этих широко распространенных цианобактерий, сравнивали локус CRISPR 26 реконструированных геномов, по одному из каждого образца [75].

На трех карстовых территориях Южного Китая выявлено 200 видов цианобактерий двух классов, пяти порядков, шести семейств и 22 родов: видовой состав которых аналогичен таковому в зонах опустынивания [61]. Обнаружены виды семейств Oscillatoriaceae, Chroococcaceae, Scytonemataceae и Nostocaceae, среди которых *M. vaginatus* и *N. commune* являются доминирующими. Установлено, что представители семейства Scytonemataceae встречаются в почвах без признаков опустынивания. В отличие от них, виды семейства Oscillatoriaceae преобладают в умеренно аридных районах, в то время как виды семейства Chroococcaceae — в местах потенциально умеренной аридной почвенной дергадациии [61]. Исследователи предположили, что существует синергетическая эволюция цианобактерий в ответ на изменения свойств почвы в районе изучения карстового опустынивания. В цианобактериальных корках сухих и горячих почв, средняя влажность которых составляет 7–15%, а также почв, богатых органическим углеродом и общим азотом, преобладают цианобактерии рода *Oscillatoria*, что отражает их физиологическую приспособляемость к сухим и жарким средам, способность поглощать углерод и азот. Цианобактериальные корки, состоящие из видов рода *Gloeocapsa*, доминируют в почвах с высокой влажностью (более 17%) и крупнозернистым гранулометрическим составом. Цианобактерии рода *Scytonema* развиваются под влиянием литологии доломита и средних температур, устойчивы к неплодородным почвам с низким содержанием питательных веществ и влаги [61].

Недавние исследования показали, что вид *M. vaginatus* был основным источником органического углерода и эдификатором биокорки в пустыне Чиуауа и в пустыне Большого Бассейна [65]. Гетеротрофными спутниками *M. vaginatus* в исследованных биокорках выступают копиотрофы и diaзотрофы со значительным количеством генов фиксации азота. В наземных корках аридных почв Сахаро-Гобийской пустыни также доминировал *Microcoleus* sp. в сообществе с *Nostoc*, *Schizothrix*, *Scytonema*, *Calothrix*, *Phormidium* [32, 90].

Анализ сообществ из двух горных субстратов, кальцита и игнимбрита, показал, что в них преобладают цианобактерии, актинобактерии и хлорофлексы [67]. Относительное распределение основных типов значительно отличалось между двумя субстратами, а оценка биоразнообразия, полученная на основе последовательностей генов 16S рРНК и метагеномных данных, указывала на большее таксономическое разнообразие в кальцитовом сообществе.

Особенностями флоры водорослей солончаков, по данным [9], являются преобладание цианобактерий и почти полное отсутствие желто-зеленых и диатомовых водорослей. Наиболее богатое видами и своеобразное сообщество цианобактерий обнаружено в хлоридно-сульфатном солончаке, в котором доминировали виды *Phormidium*. Изучение альгосинузий в сообществах солеросов с разной степенью засоления показало, что наибольшее число видов присуще цианобактериям родов *Phormidium*, *Oscillatoria* [39].

Описано таксономическое разнообразие цианобактериальных сообществ солонцов, луговых, каштановых и бурых полупустынных почв зон сухих степей и полупустынь трех регионов России: Республики Калмыкия, Волгоградской и Астраханской областей. Показано, что цианобактерии каштановых почв, распространенных в условиях сухих степей умеренного пояса и солонцов, характеризующихся большим количеством натрия в поглощающем комплексе аллювиального горизонта, имеют близкую таксономическую структуру — преобладание представителей порядков *Nostocales* и *Synechococcales*. Наименьшее сходство наблюдалось между сообществами луговых почв и бурых полупустынь [157]. По результатам морфологического и молекулярно-генетического анализа в изученных типах почв впервые обнаружены представители родов *Desmonostoc*, *Hassallia*, *Komvophoron*, *Nodosilinea*, *Pseudanabaena* и *Rhabdoderma* [157].

Microcoleus sp. доминировал в менее засоленных местах пустыни Сахара, в то время как в более минерализованных, обнаружено большое количество гетероцистных цианобактерий и нитевидных негетероцистных *Pseudophormidium* sp. и одноклеточных *Acaryochloris* форм. Другие идентифицированные цианобактерии (*Microcoleus steenstrupii*,

M. vaginatus, *Scytonema hyalinum*, *Tolypothrix distorta* и *Calothrix* sp.) обнаружены в схожих экосистемах с менее суровыми условиями окружающей среды [112]. Необходимо отметить, что вид *M. vaginatus* является типичным представителем почвенной микрофлоры горячих пустынь и широко распространен в Китае, Северной и Южной Америке, Африке, Израиле [61, 65, 112].

Разнообразие цианобактерий наиболее полно изучено в регионах с умеренным климатом в отличие от полярных регионов [59]. Установлено, что сообщества из Арктики и пустыни Сахары находились в одном кластере сходства. Согласно метагеномным исследованиям, в антарктическом образце преобладало 70% таксонов цианобактерий с 30% гетеротрофной составляющей. В арктической тундре количество таксонов цианобактерий составило 50% с такой же долей гетеротрофного компонента [100].

Сравнительные молекулярно-генетические данные показали, что наиболее часто встречающимися цианобактериями в антарктических почвах и гиполитах и тибетских нагорьях являются виды рода *Phormidium*, в то время как в жарких и холодных пустынях преобладают виды рода *Chroococcidiopsis* [100, 165]. Цианобактерии рода *Phormidium* способны адаптироваться к широкому спектру климатических условий и встречаются в контрастных местообитаниях, когда быстрое заселение является преимуществом, что демонстрирует элементы выбранной R-стратегии (благодаря высокой удельной скорости роста при освоении нового субстрата микроорганизмы быстро размножаются и получают преимущество) [129]. И наоборот, виды рода *Chroococcidiopsis*, больше похожи на представителей K-стратегии, которые растут медленно, но специализируются на использовании сильно ксерических ниш в жарких и холодных пустынях из-за обильного производства внеклеточных полисахаридов и механизмов устойчивости клеток к высыханию [50, 129].

Проведен анализ биологического разнообразия антарктических цианобактерий в гиполитных органо-аккумулятивных горизонтах оазиса Ларсе-манн (Восточная Антарктида). Для уточнения таксономического статуса цианобактерий из образцов почв были выделены штаммы родов: *Nostoc*, *Halotia*, *Leptolyngbya*, *Plectolyngbya*, *Phormidismis*, а также некоторые новые и ранее не описанные представители антарктических цианобактерий [10]. Результаты филогенетического анализа нуклеотидной последовательности гена 16S рРНК и особенности организации вторичных структур внутренних транскрибируемых спейсеров рибосомального оперона позволили выявить среди штаммов новые таксоны потенциально эндемичных цианобактерий. С использованием генетических, морфологических и экологических характеристик описан новый эндемичный род

цианобактерий *Argonema*, выделенный на территории Антарктиды, который является космополитом в засушливых регионах [151].

Так как в гиполитных микробных биокорках на нижних поверхностях кварцевых камней цианобактерии были доминирующими, высказано предположение, что они являются основными биотическими факторами формирования и функционирования сообществ [59, 100, 158, 129, 167]. Таким образом, было показано, что местоположение и климат влияют на разнообразие и таксономический состав гиполитных цианобактерий.

Сравнивая цианобактерии жарких и холодных пустынь, можно сделать вывод о доминировании как нитчатых, так и азотфиксирующих, и одноклеточных форм во всех типах засушливых областей. Видовой состав цианопрокариот зависит от физико-химических условий окружающей среды.

ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ И АДАПТАЦИОННЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ЦИАНОБАКТЕРИЙ

С водорослями и высшими растениями цианобактерии объединяет то, что все они осуществляют фотосинтез с выделением кислорода и содержат хлорофилл *a*, а также ряд других общих с растениями пигментов. Некоторые виды содержат хлорофилл *b*, *c*, *d*, *f* [36]. Однако существует принципиальное отличие цианопрокариот от всех других водорослей, как с точки зрения их строения, так и с эволюционной точки зрения. Очевидно сходство цианобактерий с бактериями: отсутствие ядра, наличие муреиновой клеточной стенки, 70S рибосом и другие определяющие признаки. По характеру клеточной организации они соответствуют граммотрицательным бактериям и представляют самостоятельную ветвь их эволюции [33].

Для обеспечения выживания в пустыне, цианобактерии должны разработать сложные стратегии адаптации к множественным одновременным стрессам. Значительная устойчивость цианобактерий к высоким температурам, повышенной солености, интенсивности света, высушиванию, ультрафиолетовому и ядерному облучению [1] позволяет им преобладать в экстремальных экологических условиях: горных районах, изверженных вулканических породах, пустынных биогеоценозах, рекультивируемых землях, техногенных территориях [3, 21, 100].

Сохранить жизнеспособность и занять доминирующее положение в формировании водных и почвенных биоценозов цианобактериям помогают физиолого-биохимические особенности их метаболизма [1, 38]. Цианопрокариоты обладают способностью к фото-, гетеро- и миксотрофии [29], образованию ассоциаций с бактериями, микроводорослями, грибами [13], азотфиксации [28, 33]; устойчивости к колебаниям влажности,

температуры, pH среды, солености. Широкие пределы толерантности к экологическим факторам среды в некоторых случаях можно объяснить объединением в пределах одной клетки многочисленных приспособлений прокариот с важнейшими преимуществами хлорофиллсодержащих организмов [33].

Синтезируя в определенном соотношении различные по химической природе и функциональной активности пигменты, клетка цианобактерии всегда имеет резервные акцепторы различных световых импульсов. Она может использовать их все одновременно для улавливания разнообразных участков спектра. В то же время при резком изменении условий клетка способна выдвигать на первое место одну из имеющихся пигментных систем, наиболее эффективную для восприятия световых импульсов в изменившихся условиях. В настоящее время получен значительный объем данных о цианобактериях, конститутивно образующих хлорофилл *d*, а также о тех, которые синтезируют хлорофилл *f* или хлорофиллы *d/f* при фотоакклиматизации к дальнему красному свету. Включение этих пигментов в состав фотосинтетического аппарата, в частности с использованием механизма FaRLiP, повышает адаптационный потенциал, расширяет границы распространения цианобактерий и позволяет им занимать экологические ниши с низким уровнем инсоляции [36]. Установлено, что увеличение уровня освещенности и подъем температуры в утреннее время способствуют активации кластеров генов, отвечающих за противодействие обезвоживанию у *Leptolyngbya ohadii* [124].

Нитчатая почвенная цианобактерия *N. flagelliforme* способна синтезировать экранирующие ультрафиолетовые пигменты, такие как сцитонемин и микоспоринподобные аминокислоты, для защиты аппарата фотосинтеза от повреждающего ультрафиолетового излучения. При этом частичная потеря сцитонемина (~3.7%) приводила к снижению структурной стабильности матрикса полисахаридов и более медленному восстановлению активности фотосистемы II после высушивания [76].

Одновременно с фотосинтезом цианобактерии фиксируют атмосферный азот, накапливая его в почве до 25–150 кг/га в год [1]. Они вносят существенный вклад в обогащение почвы азотом, тем самым, подготавливая ее для заселения другими организмами. Установлено, что при переходе клетки из вегетативной в гетероцистную происходит трансформация фотосинтетического аппарата, так как фиксирующие азот ферменты чувствительны к присутствию кислорода. В течение 30 ч исчезает фотосистема II вместе с аллофикоцианином, который в вегетативных клетках располагается в фикобилисомах [146]. В гетероцистах сохраняется фотосистема I и элементы фикобилисом с фикоэритроцианином. Фотосистема I обеспечивает энергией

фиксацию азота. Безусловно, такие особенности цианобактерий не исчерпывают всего многообразия их регуляторных механизмов приспособления к изменяющимся факторам окружающей среды.

Например, небелковая аминокислота нейротоксического действия β -N-метиламин-L-аланин, которую способны синтезировать многие цианобактерии, может иметь экологическое значение. Так, участвуя в репрессии формирования гетероцистов и в подавлении активности нитрогеназы у диатрофных цианобактерий, β -N-метиламин-L-аланин может позволить контролировать численность азотфиксирующих штаммов в условиях конкуренции за органический азот [131].

Изучаются механизмы, позволяющие цианобактериям выживать в условиях экстремальной засухи, с помощью генетических методов [51]. Экспериментальный перенос гена *spsA*, кодирующего сахарозо-6-фосфат синтазу (*spsA*), из цианобактерии *Synechocystis* в чувствительную к высыханию кишечную палочку *Escherichia coli* привел к увеличению в 10^4 раз выживаемости последней бактерии по сравнению с клетками дикого типа после замораживания или высушивания на воздухе [27, 51].

Изучено, что на памятнике Майя в течение года, при чередовании влажных и засушливых сезонов, морфология колоний *Nostoc commune* менялась [136]. Его жизненный цикл включал две сезонные стадии развития (рост в сезон дождей и покой в сухой сезон) и две переходные стадии (подготовка к засушливому сезону, регидратация и восстановление). В начале сезона дождей устойчивые стадии предыдущего засушливого сезона регидратируются и образуют пропалулы, которые принимают колониальную форму, окруженную студенистой оболочкой. По мере того как условия становятся более сухими, *N. commune* использует адаптивные стратегии против засухи, такие как уменьшение количества клеток внутри колоний и образование акинет [136].

Известно, что цианобактерии и многие гетеротрофные бактерии (представители родов *Paenibacillus*, *Aeromonas*, *Pseudomonas* и др.), продуцирующие внеклеточные полисахариды, возникшие в условиях экстремального стресса, могут обеспечивать более эффективные механизмы устойчивости к абиотическому стрессу по сравнению с бактериями, выделенными из нормальных условий [161].

Большую роль в адаптации цианобактерий к экстремальным условиям обитания играет горизонтальный перенос генов, который чаще встречается у наземных форм цианобактерий [60]. Обнаружено, что размеры генома наземных цианобактерий были в среднем больше, чем геномы морских и пресноводных штаммов. Это связано с более сложными, с учетом абиотических характеристик, условиями жизни на суше, чем в водоемах [153]. Отмечено,

что кластер генов *pix* (*pixJILHG*), отвечающих за способность к фототаксису, встречался в большинстве геномов наземных видов цианобактерий, но отсутствовал у пресноводных и морских обитателей. У наземных штаммов обнаружены гены (*treZY* кластер и ген сахарозосинтазы), связанные с биосинтезом трегалозы и сахарозы, которые имеют отношение к защите организмов от высыхания [116]. Другой кластер генов *oruACBD*, связанный с устойчивостью к засушливым условиям, кодирующий предполагаемую систему поглощения осмопротекторов АВС-типа, был обнаружен преимущественно у наземных таксонов [80]. Установлено, что у цианобактерий, входящих в состав эндолитных сообществ, имеются уникальные адаптационные механизмы: в их геномах закодировано большое количество путей для синтеза вторичных метаболитов и поликетидов [70]. Сравнение генов *mysABCD*, отвечающих за биосинтез микоспоринподобной аминокислоты у *Nostoc verrucosum* (чувствительного к высыханию) и *Nostoc commune* (устойчивого к экстремальному высыханию), показало, что у *N. verrucosum* отсутствует ген *mysD* [88]. *N. commune* продуцировал гликозилированные производные порфиры-334, которые являются мощными акцепторами радикалов, тем самым усиливая адаптацию к неблагоприятным условиям окружающей среды. Выяснили, что дублирование АТФ-захватывающей лигазы представляет собой новую адаптацию пути биосинтеза микоспоринподобной аминокислоты для повышения устойчивости цианобактерий к ультрафиолету в условиях засухи [176]. В совокупности все эти кластеры генов могут быть использованы наземными цианобактериями для переживания засушливых периодов.

МЕТАБОЛИТЫ ЦИАНОБАКТЕРИЙ, СПОСОБСТВУЮЩИЕ ИХ УСТОЙЧИВОСТИ И РАЗВИТИЮ В УСЛОВИЯХ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ ПУСТЫНЬ

Общие стратегии, используемые цианобактериями для выживания в циклах высушивания/регидратации в стерильных средах, хорошо известны: продукция внеклеточных полисахаридов [68], привлечение шаперонов для поддержания целостности белка, усиление регуляции репарации ДНК и системы защиты от окислительного стресса, синтез совместимых растворенных веществ и ионных каналов для адаптации к низкому уровню доступной воды и т.д. [119, 171]. Кроме этого, цианобактерии продуцируют ряд биологически активных соединений (полисахариды, незаменимые аминокислоты, фикобилипротеины, жирные кислоты, стероиды, липиды, фитогормоны и другие) для реализации механизмов адаптации, а также являются источником веществ, применяемых в экологической,

сельскохозяйственной, пищевой, косметической, фармацевтической и других областях [86, 97].

Вторичные метаболиты изучены у представителей порядков *Oscillatoriales* (49%), *Nostocales* (26%), *Chroococcales* (16%), *Pleurocapsales* (6%) and *Stigonematales* (4%) [79]. Это различные соединения с цитотоксическими (41% от общего количества найденных веществ), противоопухолевыми (13%), противовирусными (4%), противомикробными (12%), а также противогрибковыми, гербицидными, антиоксидантными, иммунодепрессантными свойствами (табл. 1) [55, 79, 159].

Например, цианобактерии родов *Anabaena*, *Nostoc*, *Microcystis*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* и *Spirulina* синтезируют такие соединения, как каротиноиды, незаменимые аминокислоты, жирные кислоты, липопептиды, полисахариды и другие биоактивные компоненты [149].

Почвенная цианобактерия *Microcoleus vaginatus* из пустыни Негев, продуцировала 4 нормальных и более 60 разветвленных алканов, а также ряд жирных кислот циклических и ненасыщенных углеводородов, альдегидов, спиртов и кетонов [18]. Цианобактерии родов *Scytonema* и *Aphanizomenon* выделяют в среду жирнокислотные компоненты [17, 19].

В монокультурах *Oscillatoria neglecta*, *Anabaena variabilis*, *Anabaena cylindrica* найдены насыщенные, ненасыщенные и ароматические углеводороды, ароматические производные карбоновых кислот, терпены, фенолы и их производные [25]. В смешанных культурах наблюдались изменения в составе и концентрации экзометаболитов по сравнению с монокультурами. Снизились концентрации алканов, появилась бензойная кислота, увеличилась концентрация дигидрометилжасмоната, являющихся активными аллелопатическими агентами. В метаболитном комплексе *Anabaena obliquus* обнаружены терпеноиды: склареолит и метиловый эфир окисленного производного абиетиновой кислоты [24]. Экзометаболиты микроводорослей и цианобактерий, находящиеся в культуральной среде накопительной культуры альго-бактериальных сообществ, были представлены насыщенными, ненасыщенными и ароматическими углеводородами, карбоновыми кислотами, фенольными и терпеновыми соединениями и их производными. Присутствие в большой концентрации (23.78%) октакозана связано с массовым развитием цианобактерий *Gloeocapsa* sp. в присутствии диатомовых водорослей рода *Navicula* и зеленых водорослей родов *Chlorella* и *Scenedesmus* [7].

Тринадцать ненасыщенных стеролов идентифицированы методом газовой хромато-масс-спектрометрии из азотфиксирующей цианобактерии *Scytonema* sp., выделенной из микробного сообщества цианобактерий на известняковых стенах

Black Cover в Иерусалиме. Доминирующими стероидами являлись холест-5-ен-3 β -ол (18.9%), 3 β -метоксихолест-5-ен (16.2%), 3 β -ацетоксихолест-5-ен (11.2%) [140].

Полисахариды составляют значительную часть внеклеточного матрикса цианобактерий (до 95% массы), который также включает нуклеиновые кислоты, белки и липиды [64]. Хотя внеклеточные полисахариды имеют две основные формы (слизистую и капсульную), они модулируют гидрологические свойства почвы и удерживают воду, замедляя скорость высыхания и защищая клетку [48]. Подобная защита жизненно важна для других микроорганизмов в почвенных сообществах, таких как зеленые водоросли *Chlorella* sp., которые не способны восстановить жизнеспособность даже после медленного высыхания в отсутствие цианобактерий [96]. Кроме того, внеклеточные полисахариды цианобактерий представляют собой ценный источник углерода для гетеротрофных микроорганизмов [114].

Установлено, что цианобактерии родов *Aphanothece*, *Calothrix*, *Phormidium*, *Anabaenopsis*, *Cylindrospermum*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Synechocystis* накапливают и продуцируют соединения из группы фитогормонов, включающие ауксины, гиббереллины, брассиностероиды, цитокинины и этилен, которые участвуют в росте и развитии растений [77, 155, 156]. Цианобактерии синтезируют гетероауксин и стимулятор роста растений — индол-3-уксусную кислоту, которая образуется ими в симбиозе с высшими растениями [145].

В зависимости от вида цианобактерий в их клетках содержится разное количество углеводов (4–70%), липидов (2–12%) и белка (23–87%) [62]. По аминокислотному составу цианобактерии биологически полноценны и содержат в основном обычные аминокислоты. Причем в значительном количестве представлены незаменимые аминокислоты: изолейцин, тирозин, фенилаланин, валин, треонин, аргинин, гистидин и лизин. *Lyngbya aestuarii* в период экспоненциального роста выделяет в среду такие аминокислоты, как лейцин, фенилаланин, валин, метионин, тирозин, пролин, аланин, глютаминовая кислота, треонин, аспарагиновая кислота, серин, аргинин, гистидин, лизин, цистин. Цианобактерии *Trichodesmium thiebautii*, *Synechococcus* sp. PCC 6302, *Symploca* sp. PCC 8002, *Nostoc* sp. PCC 7107 образуют ВМАО, нейротоксичную небелковую аминокислоту [66].

Цианобактерии наряду с другими микроорганизмами способны синтезировать витамины и участвовать в снабжении высших растений этими соединениями. При введении в растение тиамина, никотиновой кислоты и др. повышается интенсивность фотосинтеза и увеличивается содержание сахаров [8]. По количеству бетакаротина цианобактерии уступают лишь зеленой

Таблица 1. Метаболиты цианобактерий с различной биологической активностью

Биоактивный компонент	Цианобактерии	Биологическая активность	Ссылка
Ауксины (индол-3-уксусная кислота)	<i>Nostoc</i> PCC 9229 <i>Nostoc</i> 268	Гормональная (увеличение роста растений)	[145]
Абсцизовая кислота	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Nostoc muscorum</i> , <i>Synechococcus leopoliensis</i>	Гормональная (устойчивость к стрессу)	[110, 175]
Этилен	<i>Anabaena</i> sp., <i>Calothrix</i> sp., <i>Cylindrospermum</i> sp., <i>Nostoc</i> sp., <i>Scytonema</i> sp., <i>Synechococcus</i> sp.	Гормональная (увеличение роста и биомассы растений)	[40, 85]
Гибберелины, брасиностероиды	<i>Anabaenopsis</i> sp., <i>Cylindrospermum</i> sp., <i>Phormidium foveolarum</i>	Гормональная (продуктивность биомассы)	[40, 81, 155, 156]
Цитокинины	<i>Anabaena</i> sp., <i>Calothrix</i> sp., <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Phormidium</i> sp., <i>Phormidium animale</i> , <i>Synechocystis</i> sp.	Гормональная (продуктивность биомассы), устойчивость к стрессу	[40, 87, 155, 156]
Метанольный экстракт	<i>Spirulina platensis</i>	Антибактериальная	[95]
Амбигины	<i>Fischerella</i> sp.	Антибактериальная	[138]
Бастадин	<i>Anabaena basta</i>	Антибактериальная	[113]
β-бутиролактоны	<i>Anabena variabilis</i>	Антибактериальная	[106]
Гапалиндо́л	<i>Nostoc</i> CCC537 <i>Fischerella</i> sp. <i>Hapalosiphon fontinalis</i>	Антибактериальная, фунгицидная	[45, 55, 69]
Норбиэтановые дитерпены	<i>Micrococcus lacustris</i>	Антибактериальная	[82]
Носкомин	<i>Nostoc commune</i>	Антибактериальная	[91]
Дидегидромирабазол	<i>Scytonema mirabile</i>	Антибактериальная	[154]
Толипорфин	<i>Tolypothrix nodosa</i>	Антибактериальная	[133]
Мускорид	<i>Nostoc muscorum</i>	Антибактериальная	[118]
Микроцистин, анатоксин-а, цилиндроспермопсин	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>	Альгицидная, гербицидная, инсектицидная, адаптация к ультрафиолету	[86, 137]
Ностокарболин	<i>Nostoc</i>	Альгицидная	[52]
Ностоцин А	<i>Nostoc spongiaeforme</i>	Альгицидная	[84]
Фенольные компоненты	<i>Arthrospira platensis</i> , <i>Nostoc muscorum</i> , <i>Phormidium foveolarum</i> , <i>Spirulina platensis</i>	Антиоксидантная	[74, 141]
Микоспоринглицин, порфира-334, шинорин	<i>Anabaena doliolum</i> , <i>Scytonema javanicum</i>	Защита от ультрафиолета, высоких температур, антиоксидантная	[123, 150]
Каратиноиды, β-каротин, α-каротин, лютеин, зеаксантин, криптоксантин, ликопин	<i>Nostoc muscorum</i> , <i>Phormidium foveolarum</i> , <i>Spirulina platensis</i>	Антиоксидантная	[56, 99, 132]
Каррагинаны, агар, лектины	<i>Chondrus ocellatus</i>	Противовирусная, антикоагулянтная и иммуномодулирующая	[56, 92, 109]

Окончание табл. 1

Биоактивный компонент	Цианобактерии	Биологическая активность	Ссылка
Галогенированные соединения	<i>Synechococcus elongates</i> PCC7942, <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> 339-T3, <i>Fischerella</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> NPCD-1, <i>Microcystis pan-niformis</i> SCP702	Противовирусная, противогрибковая, антипролиферативная, антибактериальная, противовоспалительная	[53, 137, 147]
Алкан (наноказан), тритерпен (сквален)	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Oscillatoria neglecta</i>	Аллелопатическая	[25]
Ароматические соединения (дигидрометилжасмонат)	<i>Anabaena variabilis</i>	Аллелопатическая	[24,25]
Терпеновая фракция (линалоол, линалилацетат, терпинеол и β-фенилэтанол), терпеноиды	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena obliquus</i>	Антибактериальная, инсектицидная, фунгицидная	[14, 24]
Норхарман (9Нпиридо(3,4-b)индол)	<i>Nodularia harveyana</i>	Альгицидная, антибактериальная, фунгицидная	[160]
4,40-дигидроксибифенил	<i>Nostoc insulare</i>	Альгицидная, антибактериальная, фунгицидная	[160]
Липопептид	<i>Nostoc commune</i>	Фунгицидная	[94]

галофильной водоросли *Dunaliella salina*, служащей сырьем для промышленного производства этого провитамина А. Содержание витамина В и его производных колеблется в пределах 6–8 мкг/г сухого остатка и почти не зависит от вида цианобактерий [8]. Кроме того, из них были выделены: рибофлавин, тиамин, пиридоксин, биотин, никотиновая кислота, витамин С. Помимо азота и фосфора цианобактерии богаты микроэлементами: марганцем, барием, титаном, медью и цинком [8].

Жизнедеятельность цианобактерий в условиях пустынь предполагает продукцию метаболитов с фитостимулирующими и противомикробными свойствами для участия в аллелопатических взаимоотношениях с другими организмами, в том числе микроорганизмами. Цианобактерии разных видов продуцируют широкий набор эффективных антибиотиков, так называемых цианобактеринов [139]. Соединение носкомин, выделенное из почвенного штамма *Nostoc commune* EAWAG 122b, показало антибактериальную активность в отношении *Bacillus cereus*, *Staphylococcus epidermidis* и *Escherichia coli* [91]. Фракция метанольного экстракта, в основе которой было соединение гапалиндола из *Nostoc* CCC537, проявляла антимикробную активность в отношении *Mycobacterium tuberculosis* H37Rv, *Staphylococcus aureus* ATCC 25923, *Salmonella typhi* MTCC3216, *Pseudomonas aeruginosa* ATCC27853, *Escherichia coli* ATCC 25992, *Enterobacter aerogenes* MTCC 2822 [45]. Кроме этого, метанольный экстракт культуры *Spirulina platensis* проявлял широкий

спектр противомикробной активности, ингибирование было максимальным для *S. aureus*, меньше подавлял рост видов *E. coli*, *P. aeruginosa* и *S. typhi* [95]. Из *Fischerella ambigua* был выделен амбигин – алкалоид, который проявлял антибактериальную активность в отношении *M. tuberculosis* и *Bacillus anthracis* [138]. Антимикробная активность двух экзометаболитов цианобактерий *Nodularia harveyana* – норхарман (9Н пиридо (3,4-b) индол) и *Nostoc insulare* – 4,40 – дигидроксибифенил определялась в суспензионных культурах. Для обоих соединений была обнаружена высокая альгицидная (концентрация 8–80 мг/мл), умеренная антибактериальная (16–160 мг/мл) и фунгицидная (32–40 мг/мл) активности [160].

Обнаружено, что ностокарболин из *Nostoc* проявляет альгицидную активность и ингибирует рост других цианобактерий и зеленых водорослей [46, 52]. Ностоцин А, выделенный из *Nostoc spongiaeforme*, сильнее ингибировал рост зеленых водорослей, чем цианобактерий [84].

Цианотоксины обладают большим потенциалом для разработки активных биологических соединений, которые можно применять в сельском хозяйстве как инсектициды, гербициды, альгициды и фунгициды из-за их аллелопатического действия [37, 49, 137]. Исследования показали, что цианотоксины, такие как микроцистины, анатоксин-а и цилиндроспермопсин, полученные из штаммов цианобактерий *Microcystis*, *Anabaena* и *Cylindrospermopsis*, соответственно, показали высокую

альгицидную, гербицидную и инсектицидную активности [49]. Таким образом, применение этих цианотоксинов может помочь в восстановлении экосистем почв [137]. Прогрессу исследований в области синтеза токсинов цианобактериями также способствовало секвенирование большого числа геномов различных представителей цианобактерий.

Таким образом, цианобактерии являются богатым источником вторичных метаболитов, проявляющих высокую биологическую активность и способствующих их жизнедеятельности в пустынных экосистемах.

МЕТОДЫ БОРЬБЫ С ОПУСТЫНИВАНИЕМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЦИАНОБАКТЕРИЙ

Для стабилизации опустыненной почвы исследователями используются различные методы восстановления, например, внесение органических полимеров. Применение таких химических веществ, как полиаспарагиновая кислота, поливиниловый спирт, полиакриламид, гипс показало повышение устойчивости песчаных агрегатов и защиты частиц песка от ветровой эрозии [102, 103, 172]. Растительные материалы на основе винилацетата также способны эффективно стабилизировать частицы почвы [105].

Широко распространенным методом закрепления опустыненной почвы является посадка местной растительности. Однако деревья одних и тех же пород подвергаются широкомасштабному повреждению, вызванному болезнями или вредителями. Кроме того, годовое количество осадков в засушливых регионах обычно меньше 300 мм, а испарение деревьев более 3000 мм [93]. Следовательно, растения могут не выжить.

Внесение цианопрокариот в пустынных районах ускоряет восстановление утраченного разнообразия, облегчает сукцессии в растительных сообществах за счет добавления органических веществ и секреции внеклеточных полимерных веществ, а также улучшают агрегатную устойчивость почвы [57, 101, 170].

Однако время восстановления, необходимое для образования цианобактериальных корок в естественных условиях, по прогнозам, будет составлять до нескольких десятилетий [47]. Многие факторы разрушают сообщества на ранних стадиях в естественных условиях окружающей среды. Капли дождя уничтожают почвенные агрегаты, что приводит к отслоению частиц от цианобактериальных корок [163]. Кроме того, выпас скота и вытаптывание приводят к уменьшению или потере сообществ [63]. Поэтому рассматриваются методы, ускоряющие развитие инокулированных цианобактериальных сообществ в течение ограниченного промежутка времени [44, 108, 121].

Основным ограничением образования биокорки, состоящей из цианобактерий рода *Nostoc*, является отсутствие пропагул и питательных веществ в пустынях. Возможным недорогим их источником является вода из эвтрофицированных водоемов, содержащая водные цианобактерии, азот и фосфор. В проведенных исследованиях был изготовлен нанокомпозит с сетчатой структурой с использованием металлоорганического каркаса и карбоксиметилцеллюлозы [104]. Нанокомпозит с большой удельной поверхностью обладал высокой способностью удерживать воду и питательные вещества и хорошей биобезопасностью. В сочетании цианобактерий с водой и нанокомпозитом можно обеспечить подходящую микросреду в почве, способствующую росту клеток, образованию биокорки и сдерживанию опустынивания. Это исследование предлагает новый подход к одновременному сокращению процессов опустынивания и эвтрофикации.

Недавно были оценены особенности синтеза и высвобождения внеклеточных полисахаридов цианобактериями трех распространенных видов, образующих биокорки (*Phormidium ambiguum*, *Scytonema javanicum* и *Nostoc commune*) в контролируемых лабораторных условиях в жидких средах и на микрокосмах песчаной почвы. Несмотря на высокую удельную скорость роста и быстрый синтез внеклеточных полисахаридов, продемонстрированный *P. ambiguum*, *S. javanicum* показал самый быстрый рост и высокое содержание этих метаболитов в песчаной почве [57]. Рост *N. commune* не был значительным после его внесения в песчаную почву. Содержание конденсированных почвенных фракций с внеклеточными полисахаридами было одинаковым как для *P. ambiguum*, так и для *S. javanicum*. Эти результаты указывают на то, что следует оценить особенности полисахаридов (высвобождаются в жидкой культуре, растворимы и конденсируются в микрочастицах песчаной почвы), чтобы выбрать подходящий штамм для крупномасштабного применения цианобактерий при восстановлении почвы [58].

Применение цианобактерий наряду с химикатами, закрепляющими почву, потенциально может стабилизировать инокулированные сообщества и ускорить переход к следующей стадии сукцессии. Для их совместного использования были рассмотрены нетоксичные, экологически чистые материалы, пригодные для закрепления почвенных частиц. Для повышения липкости используются усилители клейкости на основе природных смол — биополисахаридов, экстрагированных из семян растений. Ожидается, что биополисахариды, усиливают агрегацию почвы, играя роль, аналогичную роли внеклеточных полисахаридов, выделяемых цианобактериями в почву. Кроме того, абсорбирующий полимер может быть

нанесен на почву в качестве влагоудерживающего материала и питательной добавки [125]. Такая методика может сократить время и стоимость восстановления почв. Более того, ускорение экологической сукцессии и восстановление почв даст большие преимущества для решения глобальной проблемы опустынивания [4, 126].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Эколого-физиологические особенности цианобактерий, как фототрофных организмов и азотфиксаторов определяют их значение в пустынных экосистемах, за счет накопления большой биомассы. Они способны выживать в чрезвычайно засушливой среде и колонизировать суровые местообитания, включая песок и камни пустынь. Адаптационные свойства включают: способность развиваться в сообществах с другими микроорганизмами, продукцию пигментов, образование огромного количества вторичных метаболитов, каждый из которых выполняет свои специфические функции, изменения на генном уровне, способствующие устойчивости организма в экстремальной среде. Кроме того, цианобактерии обеспечивают более благоприятные условия для последующей колонизации суши бактериями, водорослями, растениями и другими видами живых организмов.

Исследования молекулярных факторов, поиск кластеров генов, ответственных за синтез соединений, способствующих адаптации цианобактерий, создает основу для выяснения их экологической роли в аридных экосистемах и применения их восстановительных способностей для деградировавших экосистем. Во многих исследованиях сообщалось об успешном применении цианобактерий для улучшения показателей почвы.

Как “пионеры” экстремальных местообитаний, цианобактерии обладают большим неисследованным потенциалом для будущего применения в предотвращении процессов опустынивания, непосредственного улучшения свойств почв и повышения продуктивности сельского хозяйства в засушливых зонах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Обзор выполнен при поддержке гранта РНФ № 23-24-10011 “Новые штаммы цианобактерий для разработки методов борьбы с опустыниванием в условиях Астраханской области”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Андреюк Е.И., Коптева Ж.Л., Занина В.В.* Цианобактерии. Киев: Наук. думка, 1990. 159 с.
2. *Бананова В.А., Петров К.М., Лазарева В.Г., Унагаев А.С.* Динамика процессов опустынивания Северо-Западного Прикаспия: физико-географические и социально-экономические аспекты. Атлас-монография. Национальный цифровой ресурс Руконт, 2016. 91 с.
3. *Батаева Ю.В.* Влияние экстремальных гидрохимических условий на видовой состав цианобактерий в водоемах Нижней Волги. Автореф. дис... канд. биол. наук. М., 2005. 23 с.
4. *Батаева Ю.В., Григорян Л.Н., Аникина Е.А., Федотова А.В., Яковлева Л.В.* К вопросу о предотвращении опустынивания и борьбы с деградацией почвенных экосистем с помощью микробно-растительных взаимодействий // Каспий и глобальные вызовы. Астрахань, 2022. С. 19–23.
5. *Батаева Ю.В., Григорян Л.Н., Богун А.Г., Кисличкина А.А., Платонов М.Е., Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Федоренко А.Г., Андреева М.П.* Биологическая активность и состав метаболитов штамма *Streptomyces carpaticus* K-11 RCAM04697 (SCPM-O-B-9993), перспективного для использования в растениеводстве // Микробиология. 2023. Т. 92. № 3. С. 318–328. <https://doi.org/10.31857/S0026365622600730>.
6. *Батаева Ю.В., Дзержинская И.С., Яковлева Л.В.* Состав комплекса фототрофов в различных типах почв Астраханской области // Почвоведение. 2017. № 8. С. 973–982. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080020>.
7. *Батаева Ю.В., Курашов Е.А., Крылова Ю.В.* Хромато-масс-спектрометрическое исследование экзогенных метаболитов альго-бактериальных сообществ в накопительной культуре // Вода: химия и экология. 2014. № 9. С. 59–68.
8. *Бессолицына Е.А.* Биология цианобактерий. Киров, 2012. 51 с.
9. *Большев Н.Н.* Водоросли и их роль в образовании почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1968. 105 с.
10. *Величко Н.В., Рабочая Д.Е., Долгих А.В., Мергелов Н.С.* Цианобактерии в гиполитных горизонтах почв оазиса Ларсеманн, Восточная Антарктида // Почвоведение. 2023. № 8. С. 925–942. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2260161X>.
11. *Гаель А.Г., Штина Э.А.* Водоросли на песках аридных областей и их роль в формировании почв // Почвоведение. 1974. № 6. С. 67–75.
12. *Гецен М.В.* Водоросли в экосистемах Крайнего Севера. Л.: Наука, 1985. 163 с.
13. *Глаголева О.Б., Зенова Г.М.* Экологическая характеристика бактериального звена альгобактериальных ассоциаций // Почвоведение. 1992. № 3. С. 19–25.

14. Гольдин Е.Б., Гольдина В.Г. Эколого-биологическое значение терпенов и их практическое использование: методологические аспекты // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2011. Вып. 4. С. 104–111.
15. Григорян Л.Н., Батаева Ю.В. Экологические особенности и биотехнологические возможности почвенных актинобактерий (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2023. № 2. С. 6–19.
16. Григорян Л.Н., Батаева Ю.В., Яковлева Л.В., Шляхов В.А. Микробиологический состав засоленных почв аридных территорий // Современная наука: актуальные проблемы теории и практики. Сер. Естественные и технические науки. 2018. № 12. С. 6–13.
17. Дембицкий В.М. Углеводородные и жирнокислотные компоненты в культурах нитевидных цианобактерий *Scytoneta* sp., выделенных из микробного сообщества “Black Cover” известняковых стен в Иерусалиме // Биохимия. 2002. № 11. С. 1545–1552.
18. Дембицкий В.М., Дор И., Шкроб И., Аки М. Разветвленные алканы и другие неполярные соединения, продуцируемые цианобактерией *Microcoleus vaginatus* из пустыни Негев // Биоорг. химия. 2001. Т. 27. № 2. С. 130–140.
19. Дембицкий В.М., Шкроб И., Гоу И.В. Дикарбоновые и жирные кислоты цианобактерий рода *Arhanizomenon* // Биохимия. 2001. Т. 66. № 1. С. 92–97.
20. Дидович С.В., Москаленко С.В., Темралеева А.Д., Хапчаева С.А. Биотехнологический потенциал почвенных цианобактерий (обзор) // Вопросы современной альгологии. 2017. № 2. <http://algology.ru/1170>
21. Домрачева Л.И., Ковина А.Л., Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я. Цианобактериальные симбиозы и возможность их практического использования (обзор) // Теор. и прикл. экол. 2021. № 3. С. 21–30.
22. Еленкин А.А. Синезеленые водоросли СССР. Общая часть. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1936. 679 с.
23. Каширская Н.Н., Хомутова Т.Э., Чернышева Е.В., Ельцов М.В., Демкин В.А. Численность и суммарная биомасса микробных сообществ каштановых почв и солонцов сухостепной зоны Нижнего Поволжья // Почвоведение. 2015. № 3. С. 337–346. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15010098>.
24. Кирпенко Н.И., Курашов Е.А., Крылова Ю.В. Компонентный состав экзометаболических культур некоторых водорослей // Гидробиол. журн. 2012. Т. 48. № 1. С. 65–77.
25. Кирпенко Н.И., Курашов Е.А., Крылова Ю.В. Экзогенные метаболитные комплексы двух синезеленых водорослей в моно- и смешанных культурах // Пресноводная гидробиология. 2010. № 2 (43). С. 241–244.
26. Ковда В.А. Почвенный покров. Его улучшение, использование и охрана. М.: Наука, 1981. 183 с.
27. Кокшарова О.А. Цианобактерии: перспективные объекты научного исследования и биотехнологии // Успехи современной биологии. 2008. Т. 128. № 1. С. 3–20.
28. Костяев В.Я. Биология, экология и роль азотфиксирующих синезеленых водорослей (цианобактерий) в различных экосистемах. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1993. 40 с.
29. Кузьменко М.И. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение. Киев: Наука, 1981. 212 с.
30. Кутовая О.В., Василенко Е.С., Лебедева М.П. Микробиологическая и микроморфологическая характеристика крайнеаридных пустынных почв илийской впадины (Казахстан) // Почвоведение. 2012. № 12. С. 1297–1309.
31. Ермилова Е.В. Молекулярные аспекты адаптации прокариот. СПб.: Химиздат, 2012. 341с.
32. Новичкова-Иванова Л.Н. Почвенные водоросли фитоценозов Сахаро-Гобийской пустынной области. Л.: Наука, 1980. 256 с.
33. Панкратова Е.М. Становление функциональных особенностей цианобактерий на путях их сопряженной эволюции с биосферой // Теор. и прикл. экол. 2010. № 3. С. 4–11.
34. Патова Е.Н., Сивков М.Д., Новаковская И.В., Егорова И.Н., Давыдов Д.А., Романов Р.Е., Харпугаева Т.М. Генетическое разнообразие, морфология и экология *Nostoc commune* Vauch. ex Born. et Flah. (Cyanoprokaryota) от тундровых до степных экосистем // Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии. 2018. № 17. С. 229–233.
35. Пивоварова Ж.Ф., Факторович Л.В., Благодатнова А.Г. Особенности таксономической структуры почвенных фотоавтотрофов при освоении первичных субстратов // Растительный мир Азиатской России. 2012. № 1. С. 16–21.
36. Пиневиц А.В., Аверина С.Г. На краю радуги: длинноволновые хлорофиллы и фотосинтетическая адаптация цианобактерий к дальнему красному свету // Микробиология. 2022. Т. 91. № 6. С. 666–684. <https://doi.org/10.31857/S0026365622600444>
37. Поля Ю.М., Сухаревич В.И., Поляк М.С. Цианобактерии и их метаболиты. СПб.: Нестор-История, 2022. 328 с.
38. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев: Наукова думка, 1988. 256 с.

39. Хайбуллина Л.С., Гайсина Л.А. Влияние засоления на состав и морфологические особенности почвенных водорослей // Почвоведение. 2008. № 2. С. 241–247.
40. Цавкелова Е.А. Структурно-функциональные особенности микробных сообществ эпифитных орхидей: биоразнообразие, роль и биотехнологическая значимость ассоциативных микроорганизмов. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2021. 46 с.
41. Шабанов Р.М., Бембеев Ч.С. Деградация земель в республике Калмыкия в контексте глобальной экологической проблемы опустынивания территорий // Итоги и перспективы развития агропромышленного комплекса. Сб. матер. Междунар. науч.-пр. конф. 2018. С. 476–481.
42. Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.
43. Шушуева М.Г. Почвенные водоросли в биогеоценозах степной зоны Северного Казахстана // Ботан. журн. 1985. Т. 79. № 1. С. 23–32.
44. Acea M.J., Prieto-Fernaández A., Diz-Cid N. Cyanobacterial inoculation of heated soils: Effect on microorganisms of C and N cycles and on chemical composition in soil surface // Soil Biol. Biochem. 2003. V. 35. P. 513–524. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00005-1)
45. Asthana R.K., Tripathi M.K., Deepali A., Srivastava A., Singh A.P., Singh S.P., Nath G., Srivastava R., Srivastava B.S. Isolation and identification of a new antibacterial entity from the Antarctic cyanobacterium Nostoc CCC 537 // J. Appl. Phycol. 2009. V. 21. P. 81–88.
46. Becher P.G., Baumann H.I., Gademann K., Jüttner F. The cyanobacterial alkaloid nostocarboline: An acetylcholinesterase and trypsin inhibitor // J. Appl. Phycology. 2009. V. 21. P. 103–110.
47. Belnap J., Eldridge D. Disturbance and recovery of biological soil crusts. // Biological soil crusts: structure, function, and management. Berlin: Heidelberg: Springer, 2003. P. 363–383.
48. Benard P., Zarebanadkouki M., Brax M., Kaltenbach R., Jerjen I., Marone F., Couradeau E., Felde V., Kaestner A., Carminati A. Microhydrological niches in soils: how mucilage and EPS alter the biophysical properties of the rhizosphere and other biological hotspots // Vadose Zone J. 2019. V. 18. P. 1–10.
49. Berry J.P., Gantar M., Perez M.H., Berry G., Noriega F.G. Cyanobacterial toxins as allelochemicals with potential applications as algacides, herbicides and insecticides // Mar. Drugs. 2008. V. 6. P. 117–146.
50. Billi D., Verseux C., Fagliarone C., Napoli A., Baqué M., de Vera J.-P. A Desert cyanobacterium under simulated mars-like conditions in low earth orbit: implications for the habitability of Mars // Astrobiology. 2019. V. 19. P. 158–169.
51. Billi D., Wright D.J., Helm R.F., Prickett T., Potts M., Crowe J.H. Engineering desiccation tolerance in *Escherichia coli* // Appl. Environ. Microbiol. 2000. V. 66. P. 1680–1684.
52. Blom J.F., Brutsch T., Barbaras D., Bethuel Y., Locher H.H., Hubschwerlen C., Gademann K. Potent algicides based on the cyanobacterial alkaloid nostocarboline // Org. Lett. 2006. V. 8. P. 737–740.
53. Blunt J.W., Copp B.R., Hu W.P., Munro M.H., Northcote P.T., Prinsep M.R. Marine natural products // Nat. Prod. Rep. 2009. V. 26. P. 170–244.
54. Büdel B., Williams W.J., Reichenberger H. Annual net primary productivity of a cyanobacteria-dominated biological soil crust in the Gulf Savannah, Queensland // Aust. Biogeosci. 2018. V. 15. P. 491–505. <https://doi.org/10.5194/bg-15-491-2018>
55. Burja A.M., Banaigs B., Abou-Mansour E., Burgess J.G., Wright P.C. Marine cyanobacteria – a prolific source of natural products // Tetrahedron. 2001. V. 57. P. 9347–9377.
56. Cardozo K.H., Guaratini T., Barros M.P., Falcão V.R., Tonon A.P., Lopes N.P. Metabolites from algae with economical impact // Comp. Biochem. Phys. 2007. V. 146. P. 60–78.
57. Chamizo S., Mugnai G., Rossi F., Certini G., De Philippis R. Cyanobacteria inoculation improves soil stability and fertility on different textured soils: gaining insights for applicability in soil restoration // Front. Environ. Sci. 2018. V. 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00049>
58. Chamizo S., Adessi A., Torzillo G., De Philippis R. Exopolysaccharide features influence growth success in biocrust-forming cyanobacteria, moving from liquid culture to sand microcosms // Front. Microbiol. 2020. V. 11. P. 568224.
59. Chan Y., Lacap D.C., Lau M.C.Y., Ha K.Y., Warren-Rhodes K.A., Cockell C.S. et al. Hypolithic microbial communities: between a rock and a hard place // Environ. Microbiol. 2012. V. 14. P. 2272–2282. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2012>
60. Chen M.-Y., Teng W.-K., Zhao L., Hu C.-X., Zhou Y.K., Han B.-P., Song L.-R., Shu W.-S. Comparative genomics reveals insights into cyanobacterial evolution and habitat adaptation // ISME J. 2021. V. 15. P. 211–227.
61. Chen Q., Yan N., Xiong K., Zhao J. Cyanobacterial diversity of biological soil crusts and soil properties in karst desertification area // Front. Microbiol. 2023. V. 14. P. 1113707. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1113707>
62. Cohen Z. Chemicals from microalgae. London: Taylor & Francis, 1999. 450 p.
63. Concostrina-Zubiri L., Huber-Sannwald E., MartôÂnez I., Flores J.L.F., Reyes-AguÈero J.A., Escudero A. et al. Biological soil crusts across disturbance-recovery scenarios: effect of grazing regime

- on community dynamics // *Ecol. Appl.* 2014. V. 24(7). P. 1863–1877.
<https://doi.org/10.1890/13-1416.1>
64. Costa O.Y.A., Raaijmakers J.M., Kuramae E.E. Microbial extracellular polymeric substances: ecological function and impact on soil aggregation // *Front. Microbiol.* 2018. V. 9. P. 1636.
 65. Couradeau E., Giraldo-Silva A., De Martini F., Garcia-Pichel F. Spatial segregation of the biological soil crust microbiome around its foundational cyanobacterium, *Microcoleus vaginatus*, and the formation of a nitrogen-fixing cyanosphere // *Microbiome.* 2019. V. 7. P. 55.
 66. Cox P.A., Banack S.A., Murch S.J., Rasmussen U., Tien G., Bidigare R.R., Metcalf J.S., Morrison L.F., Codd G.A., Bergman B. Diverse taxa of cyanobacteria produce beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid // *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2005. V. 102. P. 5074.
 67. Crits-Christoph A., Robinson C.K., Ma B., Ravel J., Wierzbos J., Ascaso C., Artieda O., Souza-Egipsy V., Casero M.C., DiRuggiero J. Phylogenetic and functional substrate specificity for endolithic microbial communities in hyper-arid // *Environments. Front. Microbiol.* 2016. V. 7. P. 301.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00301>
 68. Dabravolski S.A., Isayenkov S.V. Metabolites facilitating adaptation of desert cyanobacteria to extremely arid environments // *Plants.* 2022. V. 11. P. 3225.
<https://doi.org/10.3390/plants11233225>.
 69. Dixit R.B., Suseela M.R. Cyanobacteria: Potential candidates for drug discovery // *Anton Leeuw.* 2013. № 103. P. 947–961.
 70. Ertekin E., Meslier V., Browning A., Treadgold J., DiRuggiero J. Rock structure drives the taxonomic and functional diversity of endolithic microbial communities in extreme environments // *Environmental Microbiology.* 2020. V. 23.
<https://doi.org/10.1111/1462-2920.15287>
 71. Etemadi-Khah A., Pourbabaee A.A., Alikhani H.A., Noroozi M., Bruno L. Biodiversity of isolated cyanobacteria from desert soils in Iran // *Geomicrobiol J.* 2017. V. 34. P. 784–794.
<https://doi.org/10.1080/01490451.2016.1271064>
 72. Faist A.M., Herrick J.E., Belnap J., Van Zee J.W., Barger N.N. Biological soil crust and disturbance controls on surface hydrology in a semi-arid ecosystem // *Ecosphere.* 2017. V. 8. P. e01691.
 73. Fernandes V.M., Machado de Lima N.M., Roush D., Rudgers J., Collins S.L., Garcia-Pichel F. Exposure to predicted precipitation patterns decreases population size and alters community structure of cyanobacteria in biological soil crusts from the Chihuahuan Desert // *Environ. Microbiol.* 2018. V. 20. P. 259–269.
<https://doi.org/10.1111/1462-2920.13983>
 74. Ferrari P.F., Palmieri D., Casazza A.A., Aliakbarian B., Perego P., Palombo D. TNF α -induced endothelial activation is counteracted by polyphenol extract from UV-stressed cyanobacterium *Arthrospira platensis* // *Med. Chem. Res.* 2015. V. 24. P. 275–282.
 75. Finstad K.M., Probst A.J., Thomas B.C., Andersen G.L., Demergasso C., Echeverría A., Amundson R.G., Banfield J.F. Microbial community structure and the persistence of cyanobacterial populations in salt crusts of the hyperarid Atacama desert from genome-resolved metagenomics // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8. P. 1435.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01435>
 76. Gao X. Scytonemin plays a potential role in stabilizing the exopolysaccharidic matrix in terrestrial cyanobacteria // *Microb. Ecol.* 2017. V. 73. P. 255–258.
 77. Gayathri M., Kumar P.S., Prabha A.M.L., Muralitharan G. In vitro regeneration of *Arachis hypogaea* L. and *Moringa oleifera* Lam. using extracellular phytohormones from *Aphanothece* sp. MBDU 515 // *Algal Res.* 2015. V. 7. P. 100–105.
 78. Gaysina L.A., Bohunicka M., Hazukova V., Johansen J.R. Biodiversity of terrestrial cyanobacteria of the South Ural region // *Cryptogam. Algol.* 2018. V. 39. P. 167–198.
<https://doi.org/10.7872/crya/v39.iss2.2018.167>
 79. Gerwick W.H., Coates R.C., Engene N., Gerwick L., Grindberg R.V., Jones A.C., Sorrels C.M. Giant marine cyanobacteria produce exciting potential pharmaceuticals // *Microbe.* 2008. V. 3. P. 277–284.
 80. Gul N., Poolman B. Functional reconstitution and osmoregulatory properties of the ProU ABC transporter from *Escherichia coli* // *Mol. Membr. Biol.* 2013. V. 30. P. 138–48.
 81. Gupta A., Agarwal P. Extraction, isolation, and bioassay of a gibberellin-like substance from *Phormidium foveolarum* // *Ann. Bot.* 1973. V. 37. P. 737–741.
 82. Gutierrez R.M.P., Flores A.M., Solis R.V., Jimenez J.C. Two new antibacterial norbieten diterpenoids from cyanobacterium *Micrococcus lacustris* // *J. Nat. Med.* 2008. V. 62. P. 328–331.
 83. Hagemann M., Henneberg M., Felde V., Drahorad S.L., Berkowicz S.M., Felix-Henningsen P. et al. Cyanobacterial diversity in biological soil crusts along a precipitation gradient, Northwest Negev Desert // *Israel. Microb. Ecol.* 2015. V. 70. P. 219–230.
<https://doi.org/10.1007/s00248-014-0533-z>
 84. Hirata K., Yoshitomi S., Dwi S., Iwabe O., Mahakant A., Polchai J., Miyamoto K. Bioactivities of nostocine A produced by a freshwater cyanobacterium *Nostoc spongiaeforme* TISTR 8169 // *J. Biosci. Bioeng.* 2003. V. 95. P. 512–517.
 85. Hirsch A.M. Hormonal regulation in plant-microbe symbioses (symposium remarks) // *Biology of Plant-Microbe Interactions.* 2004. V. 4. P. 389–390.

86. Huang I.S., Zimba P.V. Cyanobacterial bioactive metabolites – A review of their chemistry and biology // *Harmful Algae*. 2019. V. 83. P. 42–94. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.11.008>
87. Hussain A., Hasnain S. Phytostimulation and biofertilization in wheat by cyanobacteria // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 2010. V. 38. P. 85–92.
88. Inoue-Sakamoto K., Nazifi E., Tsuji C., Asano T., Nishiuchi T., Matsugo S., Ishihara K., Kanesaki Y., Yoshikawa H., Sakamoto T. Characterization of mycosporine-like amino acids in the cyanobacterium *Nostoc verrucosum* // *J. Gen. Appl. Microbiol.* 2018. V. 64. P. 203–211.
89. Isayenkov S.V., Maathuis F.J.M. Plant salinity stress: many unanswered questions remain // *Front. Plant Sci.* 2019. V. 10. P. 80.
90. Isichei A.O. The role of algae and cyanobacteria in arid lads // *Arid Soil Res. and Rehabil.* 1990. V. 4(1). P. 1–17.
91. Jaki B., Orjala J., Heilmann J., Linden A., Vogler B., Sticher O. Novel extracellular diterpenoids with biological activity from the cyanobacterium *Nostoc commune* // *J. Nat. Prod.* 2000. V. 63. P. 339–343.
92. Jepson M.A., Clark M.A., Hirst B.H. Cell targeting by lectins: a strategy for mucosal vaccination and drug delivery // *Adv. Drug Deliv. Rev.* 2004. V. 56. P. 511–525.
93. Jia R.L., Li X.R., Liu L.C., Gao Y.H., Zhang X.T. Differential wind tolerance of soil crust mosses explains their micro-distribution in nature // *Soil Biology and Biochemistry*. 2012. V. 45. P. 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.021>
94. Kajiyma S., Kanzaki H., Kawazu K., Kobayashi A. Nostofungicide, an antifungal lipopeptide from the fieldgrown terrestrial bluegreen alga *Nostoc commune* // *Tetrahedron Lett.* 1998. V. 39(22). P. 3737–3740.
95. Kaushik P., Chauhan A. In vitro antibacterial activity of laboratory grown culture of *Spirulina platensis* // *Indian J. Microbiol.* 2008. V. 48. P. 348–352.
96. Kedem I., Treves H., Noble G., Hagemann M., Murik O., Raanan H., Oren N., Giordano M., Kaplan A. Keep your friends close and your competitors closer: novel interspecies interaction in desert biological sand crusts // *Phycologia*. 2021. V. 60. P. 419–426.
97. Kultschar B., Llewellyn C. Secondary metabolites in cyanobacteria. InTech: Sources and Applications, 2018. 148 p. <https://doi.org/10.5772/intechopen.75648>
98. Kumar A., Singh S., Gaurav A.K., Srivastava S., Verma J.P. Plant growth-promoting bacteria: biological tools for the mitigation of salinity stress in plants // *Front. Microbiol.* 2020. V. 11. P. 1216.
99. Kumar J., Parihar P., Singh R., Singh V.P., Prasad S.M. UVB induces biomass production and nonenzymatic antioxidant compounds in three cyanobacteria // *J. Appl. Phycol.* 2016. V. 28. P. 131–140.
100. Lacap-Bugler D.C., Lee K.K., Archer S., Gillman L.N., Lau M.C.Y., Leuzinger S., Lee C.K., Maki T., McKay C.P., Perrott J.K., de los Rios-Murillo A., Warren-Rhodes K.A., Hopkins D.W., Pointing S.B. Global diversity of desert hypolithic cyanobacteria // *Front. Microbiol.* 2017. V. 8. P. 867. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00867>
101. Lan S., Zhang Q., Wu L., Liu Y., Zhang D., Hu C. Artificially accelerating the reversal of desertification: Cyanobacterial inoculation facilitates the succession of vegetation communities // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48(1). P. 307–315. <https://doi.org/10.1021/es403785j> PMID: 24303976
102. Lee S.S., Gantzer C.J., Thompson A.L., Anderson S.H. Polyacrylamide efficacy for reducing soil erosion and runoff as influenced by slope // *J. Soil Water Conserv.* 2011. V. 66(3). P. 172–177. <https://doi.org/10.2489/jswc.66.3.172>
103. Li Y., Shao M., Horton R. Effect of polyacrylamide applications on soil hydraulic characteristics and sediment yield of sloping land // *Procedia Environmental Sciences*. 2011. V. 11. P. 763–773. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.118>
104. Li Z., Xiao J., Chen C., Zhao L., Wu Z., Liu L., Cai D. Promoting desert biocrust formation using aquatic cyanobacteria with the aid of MOF-based nanocomposite // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 15(708). P. 134824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134824>
105. Liu J., Shi B., Lu Y., Jiang H., Huang H., Wang G., et al. Effectiveness of a new organic polymer sand-fixing agent on sand fixation // *Environ. Earth Sci.* 2012. V. 65. P. 589–595. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1106-9>
106. Ma L.X., Led J.J. Determination by high field NMR spectroscopy of the longitudinal electron relaxation rate in Cu (II) plastocyanin from *Anabaena variabilis* // *Am. Chem. Soc.* 2000. V. 122. P. 7823–7824.
107. Machado de Lima N.M., Fernandes V.M.C., Roush D., Velasco Ayuso S., Rigonato J., Garcia-Pichel F. et al. The compositionally distinct cyanobacterial biocrusts from Brazilian savanna and their environmental drivers of community diversity // *Front. Microbiol.* 2019. V. 10. P. 2798. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02798>
108. Maestre F.T., Martõn N., Dõñez B., LoÃpez-Poma R., Santos F., Luque I. et al. Watering, fertilization, and slurry inoculation promote recovery of biological crust function in degraded soils // *Microb. Ecol.* 2006. V. 52(3). P. 365–377. PMID: 16710791 <https://doi.org/10.1007/s00248-006-9017-0>
109. Marinho-Soriano E., Bourret E. Effects of season on the yield and quality of agar from *Gracilaria*

- species (Gracilariaceae Rhodophyta) // Bioresour. Technol. 2003. V. 90. P. 329–333.
110. *Marsšálek B., Zahradníčková H., Hronková M.* Extracellular abscisic acid produced by cyanobacteria under salt stress // J. Plant Physiol. 1992. V. 139. P. 506–508.
 111. *McHugh T.A., Compson Z., van Gestel N., Hayer M., Ballard L., Haverty M., Hines J., Irvine N., Krassner D., Lyons T.* et al. Climate controls prokaryotic community composition in desert soils of the Southwestern United States // FEMS Microbiol. Ecol. 2017. V. 93. P. 116.
 112. *Mehda S., Muñoz-Martín M.Á., Oustani M., Hamdi-Aïssa B., Perona E., Mateo P.* Microenvironmental conditions drive the differential cyanobacterial community composition of biocrusts from the Sahara desert // Microorganisms. 2021. V. 9. P. 487.
 113. *Miao S., Anderson R.J., Allen T.M.* Cytotoxic metabolites from the sponge *Ianthella basta* collected in Papua New Guinea // J. Nat. Prod. 1990. V. 53. P. 1441–1446.
 114. *Miralles I., Domingo F., Cantón Y., Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Gil-Sotres F.* Hydrolase enzyme activities in a successional gradient of biological soil crusts in arid and semi-arid zones // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 53. P. 124–132.
 115. *Moghtaderi A., Taghavi M., Rezaei R.* Cyanobacteria in biological soil crust of chadormalu area, Bafq region in central Iran // Pakistan J. of Nutrition. 2009. V. 8 (7). P. 1083–1092.
 116. *Murik O., Oren N., Shotland Y., Raanan H., Treves H., Kedem I.* et al. What distinguishes Cyanobacteria able to revive after desiccation from those that cannot: the genome aspect // Environ. Microbiol. 2017. V. 19. P. 535–550.
 117. *Murray B., Dailey M., Ertekin E., DiRuggiero J.* Draft metagenomes of endolithic cyanobacteria and cohabitants from hyper-arid deserts // Microbiol. Resour. Announc. 2021. V. 10(30). P. e0020621. <https://doi.org/10.1128/MRA.00206-21>
 118. *Nagatsu A., Kajitani H., Sakakibara J.* Muscoride A: a new oxazole peptide alkaloid from freshwater cyanobacterium *Nostoc muscorum* // Tetrahedron Lett. 1995. V. 36. P. 4097–4100.
 119. *Nelson C., Giraldo-Silva A., Garcia-Pichel F.* A Symbiotic nutrient exchange within the cyanosphere microbiome of the biocrust cyanobacterium, *Microcoleus Vaginatus* // ISME J. 2021. V. 15. P. 282–292.
 120. *Nemani R.R., Keeling C.D., Hashimoto H., Jolly W.M., Piper S.C., Tucker C.J., Myneni R.B., Running S.W.* Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999 // Science. 2003. V. 300. P. 1560–1563.
 121. *Nisha R., Kaushik A., Kaushik C.P.* Effect of indigenous cyanobacterial application on structural stability and productivity of an organically poor semi-arid soil // Geoderma. 2007. V. 138(12). P. 49–56. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.007>
 122. *Novakovskaya I.V., Patova E.N., Dubrovskiy Y.A., Novakovskiy A.B., Kulyugina E.E.* Distribution of algae and cyanobacteria of biological soil crusts along the elevation gradient in mountain plant communities at the northern Urals (Russian European north-east) // J. Mt. Sci. 2022. V. 19. P. 637–646. <https://doi.org/10.1007/s11629-021-6952-7>
 123. *Oren A., Gunde-Cimerman N.* Mycosporines and mycosporine-like amino acids: UV protectants or multipurpose secondary metabolites? // FEMS Microbiol. Lett. 2007. V. 269. P. 1–10.
 124. *Oren N., Raanan H., Kedem I., Turjeman A., Bronstein M., Kaplan A., Murik O.* Desert cyanobacteria prepare in advance for dehydration and rewetting: the role of light and temperature sensing // Mol. Ecol. 2019. V. 28. P. 2305–2320.
 125. *Park C.-H., Li X., Jia R.L., Hur J.-S.* Effects of superabsorbent polymer on cyanobacterial biological soil crust formation in laboratory // Arid Land Res Manage. 2014. V. 29. P. 55–71. <https://doi.org/10.1080/15324982.2014.928835>
 126. *Park C.-H., Li X.R., Zhao Y., Jia R.L., Hur J.-S.* Rapid development of cyanobacterial crust in the field for combating desertification // PLoS ONE. 2017. V. 12(6). e0179903. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179903>
 127. *Patova E., Sivkov M., Patova A.* Nitrogen fixation activity in biological soil crusts dominated by cyanobacteria in the Subpolar Urals (European North-East Russia) // FEMS Microbiology Ecology. 2016. V. 92(9). P. fiw131. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw131>
 128. *Pointing S., Belnap J.* Microbial colonization and controls in dryland systems. Nature reviews // Microbiology. 2012. V. 10. P. 551–562. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2831>
 129. *Pointing S.B., Fierer N., Smith G.J.D., Steinberg P.D., Wiedmann M.* Quantifying human impact on Earth's microbiome // Nat. Microbiol. 2016. V. 1. P. 16145. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2016.145>
 130. *Pointing S.B., Buedel B., Convey P., Gillman L.L., Koerner C., Leuzinger S.S.* et al. Biogeography of photoautotrophs in the high polar biome // Front. Plant Sci. Funct. Plant Ecol. 2015. V. 6. P. 692. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00692>
 131. *Popova A.A., Rasmussen U., Semashko T.A., Govorun V.M., Koksharova O.A.* Stress effects of cyanotoxin in β -methylamino-L-alanine (BMAA) on cyanobacterial heterocyst formation and functionality // Env. Microbiol. Reports. 2018. V. 10. P. 369–377. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12647>
 132. *Prasanna R.A., Sood A., Jaiswal S., Nayak S., Gupta V., Chaudhary V.* Rediscovering cyanobacteria as valuable sources of bioactive compounds

- (review) // Appl. Biochem. Microb. 2010. V. 46. P. 119–134.
133. *Prinsep M.R., Caplan F.R., Moore R.E., Patterson G.M.L., Smith C.D.* Tolypthorin, a novel multi-drug resistance reversing agent from the blue green algae *Tolypothrix nodosa* // J. Am. Chem. Soc. 1992. V. 114. P. 385–387.
 134. *Pushkareva E., Johansen J.R., Elster J.* A review of the ecology, ecophysiology and biodiversity of microalgae in Arctic soil crusts // Polar Biol. 2016. V. 39. P. 2227–2240.
<https://doi.org/10.1007/s00300-016-1902-5>
 135. *Pushkareva E., Pessi I.S., Namsaraev Z., Mano M.J., Elster J., Wilmotte A.* Cyanobacteria inhabiting biological soil crusts of a polar desert: Sør Rondane Mountains // Antarct. Syst. Appl. Microbiol. 2018. V. 41. P. 363–373.
<https://doi.org/10.1016/j.syapm.2018.01.006>
 136. *Ramirez M., Hernandez-Marine M., Mateo P., Berrendero E., Roldan M.* Polyphasic approach and adaptative strategies of *Nostoc* cf. *commune* (Nostocales, Nostocaceae) growing on Mayan monuments // Fottea. 2011. V. 1. P. 73–86.
 137. *Rastogi R.P., Sinha R.P.* Biotechnological and industrial significance of cyanobacterial secondary metabolites // Biotechnol. Adv. 2009. V. 27. P. 521–539.
 138. *Raveh A., Carmeli S.* Antimicrobial ambiguanes from the cyanobacterium *Fischerella* sp. collected in Israel // J. Nat. Prod. 2007. V. 70. P. 196–201.
 139. *Rezanka T., Dembitsky V.M.* Metabolites produced by cyanobacteria belonging to several species of the family Nostocaceae // Folia Microbiol. 2006. V. 51. P. 159–182.
 140. *Rezanka T., Dembitsky V.M., Go J.V., Dor I., Prell A., Hanuš L.* Sterol compositions of the filamentous nitrogen-fixing terrestrial cyanobacterium *Scytonema* sp. // Folia Microbiol. 2003. V. 48(3). P. 357–360.
 141. *Rice-Evans C.A., Miller N.J., Paganga G.* Antioxidant properties of phenolic compounds // Trends Plant Sci. 1997. V. 2. P. 152–159.
 142. *Roncero-Ramos B., Muñoz-Martín M.Á., Chamizo S., Fernández-Valbuena L., Mendoza D., Perona E.* et al. Polyphasic evaluation of key cyanobacteria in biocrusts from the most arid region in Europe // Peer J. 2019. V. 7. P. 6169.
<https://doi.org/10.7717/peerj.6169>
 143. *Samolov E., Baumann K., Büdel B., Jung P., Leinweber P., Mikhailyuk T., Karsten U., Glaser K.* Biodiversity of algae and cyanobacteria in biological soil crusts collected along a climatic gradient in Chile using an integrative approach // Microorganisms. 2020. V. 8(7). P. 1047.
<https://doi.org/10.3390/microorganisms8071047>
 144. *Schwabe G.H.* Blaualgenprobleme // Schweiz fur Hydrologie, Hydrographie, Hydrobiologie, Basel. 1962. V. 2. P. 207–222.
 145. *Sergeeva E., Liaimer A., Bergman B.* Evidence for production of the phytohormone indole-3-acetic acid by cyanobacteria // Planta. 2002. V. 215. P. 229.
 146. *Shigeichi K., Masashi A., Makoto H.* Transformation of thylakoid membranes during differentiation from vegetative cell into heterocyst visualized by microscopic spectral imaging // Plant Physiol. 2013. V. 161. V. 3. P. 1321–1333.
 147. *Silva-Stenico M.E., Silva C.S., Lorenzi A.S., Shishido T.K., Etcheagaray A., Lira S.P.* Non-ribosomal peptides produced by Brazilian cyanobacterial isolates with antimicrobial activity // Microbiol. Res. 2011. V. 166. P. 161–175.
 148. *Singh P.K., Pal S.* Cyanobacteria in the polar regions: diversity, adaptation, and taxonomic problems. 2021.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822869-2.00013-X>
 149. *Singh R., Parihar P., Singh M., Bajguz A., Kumar J., Singh S., Singh V.P., Prasad S.M.* Uncovering potential applications of cyanobacteria and algal metabolites in biology, agriculture and medicine: current status and future prospects // Front. Microbiol. 2017. V. 8. P. 515.
 150. *Singh S.P., Hader D.P., Sinha R.P.* Cyanobacteria and ultraviolet radiation (UVR) stress: mitigation strategies // Age Res. Rev. 2010. V. 9. P. 79–90.
 151. *Skoupý S., Stanojković A., Pavlíková M., Pouličková A., Dvorak P.* New cyanobacterial genus *Argonema* is hiding in soil crusts around the world // Scientific Reports. 2022. P. 7203.
<https://doi.org/10.1038/s41598-022-11288-4>
 152. *Sosa-Quintero J., Godínez-Alvarez H., Camargo-Ricalde S.L., Gutiérrez-Gutiérrez M., Huber-Sannwald E., Jiménez-Aguilar A.* et al. Biocrusts in Mexican deserts and semideserts: a review of their species composition, ecology, and ecosystem function // J. Arid Environ. 2022. V. 199. P. 104712.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104712>
 153. *Steele J.H., Brink K.H., Scott B.E.* Comparison of marine and terrestrial ecosystems: suggestions of an evolutionary perspective influenced by environmental variation // ICES J. Mar. Sci. 2019. V. 76. P. 50–59.
 154. *Stewart J.B., Bomemann V., Chen J.L., Moore R.E., Caplan F.R., Karuso H., Larsen L.K., Patterson G.M.* Cytotoxic, fungicidal nucleosides from blue-green algae belonging to the Scytonemataceae // J. Antibiot. 1988. V. 41. P. 1048–1056.
 155. *Stirk W.A., Bálint P., Tarkowská D., Novákc O., Strnad M., Ördög V.* Hormone profiles in microalgae: gibberellins and brassinosteroids // Plant Physiol. Biochem. 2013. V. 70. P. 348–353.
 156. *Stirk W.A., Ördög V., Staden J.V., Jager K.* Cytokinins and auxin-like activity in Cyanophyta and microalgae // J. Appl. Phycol. 2002. V. 14. P. 215–221.
 157. *Temraleeva A.D.* Cyanobacterial diversity in the soils of Russian dry steppes and semideserts //

- Microbiology. 2018. V. 87. P. 249–260.
<https://doi.org/10.1134/s0026261718020169>
158. Valverde A., Makhalanyane T.P., Seely M., Cowan D.A. Cyanobacteria drive community composition and functionality in rocksoil interface communities // *Mol. Ecol.* 2015. V. 24. P. 812–821.
<https://doi.org/10.1111/mec.13068>
 159. Verma S., Thapa S., Siddiqui N., Chakdar H. Cyanobacterial secondary metabolites towards improved commercial significance through multiomics approaches // *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2022. V. 38.
<https://doi.org/10.1007/s11274-022-03285-6>
 160. Volk R.B., Furkert F.H. Antialgal, antibacterial and antifungal activity of two metabolites produced and excreted by cyanobacteria during growth // *Microbiol. Res.* 2006. V. 161(2). P. 180–186.
 161. Wang J., Salem D.R., Sani R.K. Extremophilic exopolysaccharides: a review and new perspectives on engineering strategies and applications // *Carbohydr. Polym.* 2019. V. 205. P. 8–26.
 162. Wang L., Kaseke K.F., Seely M.K. Effects of non-rainfall water inputs on ecosystem functions // *WIREs Water.* 2017. V. 4. P. e1179.
 163. Warren S.D. Biological soil crusts and hydrology in North American deserts // *Biological soil crusts: Structure, function, and management.* Berlin Heidelberg: Springer, 2003. P. 327–337.
 164. Weber B., Wu D., Tamm A., Ruckteschler N., Rodríguez-Caballero E., Steinkamp J., Meusel H., Elbert W., Behrendt T., Sörgel M. et al. Biological soil crusts accelerate the nitrogen cycle through large NO and HONO emissions in Drylands // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 2015. V. 112. P. 15384–15389.
 165. Wi S., Lacap-Bugler D., Lau M., Caruso T., Rao S., De los Ríos A., Archer S., Chiu J., Higgins C., Van Nostrand J., Zhou J., Hopkins D., Pointing S. Taxonomic and functional diversity of soil and hypolithic microbial communities in Miers Valley, McMurdo dry Valleys, Antarctica // *Frontiers in Microbiology.* 2016. V. 7. P. 1642.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01642>
 166. West N.E. Structure and function of soil microphysics crusts in wild land ecosystems of arid and semiarid regions // *Adv. Ecol. Res.* 1990. V. 20. P. 179–223.
 167. Wierzbos J., Ríos A.D.L., Ascaso C. Microorganisms in desert rocks: the edge of life on Earth // *Int. Microbiol.* 2012. V. 15. P. 173–183.
<https://doi.org/10.2436/20.1501.01.170>
 168. Williams L., Loewen-Schneider K., Maier S., Büdel B. Cyanobacterial diversity of western European biological soil crusts along a latitudinal gradient // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2016. V. 92 P. 157.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiw157>
 169. World Reference Base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO UNESCO, 2014.
 170. Wu Y., Rao B., Wu P., Liu Y., Li G., Li D. Development of artificially induced biological soil crusts in fields and their effects on top soil // *Plant Soil.* 2013. V. 370. P. 115–124.
<https://doi.org/10.1007/s11104-013-1611-6>
 171. Yadav R.K., Tripathi K., Varghese E., Abraham G. Physiological and proteomic studies of the cyanobacterium *Anabaena* sp. acclimated to desiccation stress // *Curr. Microbiol.* 2021. V. 78. P. 2429–2439.
 172. Yonter G. Effects of polyvinylalcohol (PVA) and polyacrylamide (PAM) as soil conditioners on erosion by runoff and by splash under laboratory conditions // *Ekoloji.* 2010. V. 19. P. 35–41.
 173. Zahradnickova H., Budijovice C., Polinska M. High-performance thin-layer chromatographic and high-performance liquid chromatographic determination of abscisic acid produced by cyanobacteria // *J. Chromatogr. A.* 1991. V. 555. P. 239–245.
 174. Zhang B., Li R., Xiao P., Su Y., Zhang Y. Cyanobacterial composition and spatial distribution based on pyrosequencing data in the Gurbantunggut desert, northwestern China // *J. Basic Microbiol.* 2015. V. 56, P. 308–320.
<https://doi.org/10.1002/jobm.201500226>
 175. Zhang X.C., Li J.Y., Liu J.L., Yuan C.X., Li Y.N., Liu B.R. et al. Temporal shifts in cyanobacterial diversity and their relationships to different types of biological soil crust in the southeastern Tengger desert // *Rhizosphere.* 2021. V. 17. P. 100322.
<https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100322>
 176. Zhang Z., Wang K., Hao F., Shang J., Tang H., Qiu B. New types of atp-grasp ligase are associated with the novel pathway for complicated mycosporine-like amino acid production in desiccation-tolerant cyanobacteria // *Environ. Microbiol.* 2021. V. 23 P. 6420–6432.

Ecological Features and Adaptive Capabilities of Cyanobacteria in Desert Ecosystems (Review)

Yu. V. Bataeva^{1, *}, and L. N. Grigoryan¹

¹Tatishchev Astrakhan State University, Astrakhan 414056 Russia

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

Deserts represent one of the most inhospitable environments on Earth, characterized by extreme daily variations in temperature, limited availability of nitrogen and water, high salinity levels, and other challenging conditions. Within these challenging arid zones, cyanobacteria emerge as a crucial group of organisms capable of actively thriving. They form complex communities known as biocrusts, which not only ensure their own survival but also contribute significantly to the persistence of other organisms within these ecosystems. Cyanobacteria, through their metabolic activities, play a significant role in the establishment and functioning of soil ecosystems. They are capable of generating primary organic matter, fixing molecular nitrogen, and synthesizing metabolites with potent biological activities. To endure the relentless pressures of their environment, desert cyanobacteria have evolved intricate adaptive strategies to enhance their resilience against multiple concurrent stresses. One such mechanism involves the production of secondary metabolites, enabling them to cope with the extreme conditions of drought and salinity. This comprehensive review delves into the ecological significance of desert cyanobacteria in the context of soil improvement. Additionally, the latest advancements in utilizing cyanobacteria to combat desertification and prevent soil degradation are elucidated.

Keywords: cyanobacteria, communities, arid habitats, secondary metabolites, extreme factors, soil, combating desertification, Biological soil crusts

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.46;57.044

ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ТАЛЛИЯ ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ СВОЙСТВАМ ПОЧВ

© 2024 г. Н. А. Евстегнеева^{а, *}, С. И. Колесников^а, А. Н. Тимошенко^а,
Т. В. Минникова^а, Н. И. Цепина^а, К. Ш. Казеев^а

^аЮжный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологий им. Д.И. Иванковского,
пр-т Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: Natalja.evstegneewa@yandex.ru

Поступила в редакцию 13.07.2023 г.

После доработки 12.08.2023 г.

Принята к публикации 20.09.2023 г.

В лабораторных модельных экспериментах дана оценка экотоксичности Тl по изменению микробиологических, биохимических и фитотоксических свойств почв Юга России: чернозема обыкновенного (Haplic Chernozem (Loamic)), серопесков (Eutric Arenosols) и бурой лесной слабообоненасыщенной почвы (Eutric Cambisol), различающихся по гранулометрическому составу, pH и содержанию органического вещества. Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией Тl и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы. Нитрат Тl проявил более высокую экотоксичность, чем оксид. Наиболее сильное экотоксическое воздействие Тl проявилось на черноземе и серопесках через 10 сут после загрязнения, на бурой лесной почве — через 30 сут. На 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств почв. Наибольшую устойчивость к загрязнению Тl проявил чернозем обыкновенный, наименьшую — серопески. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности Тl.

Ключевые слова: загрязнение, тяжелые металлы, чернозем обыкновенный, бурая лесная почва, серопески, биотестирование, устойчивость, экологические функции почвы

DOI: 10.31857/S0032180X24030076, **EDN:** YIETLR

ВВЕДЕНИЕ

Таллий (Тl) — редкий, высокотоксичный, технофильный тяжелый металл. Масштабы и степень загрязнения почв таллием с каждым годом увеличиваются [6]. Если токсическое действие широкого ряда тяжелых металлов и металлоидов на состояние почв изучено многими авторами [11, 18, 33, 39, 52, 56], то экологические последствия загрязнения почв таллием, его влияние на биоту и биологические свойства почв исследованы недостаточно [2].

Таллий является следовым металлом с очень низким естественным содержанием в земной коре [24], его кларк составляет 0.7 мг/кг [3], в следовых количествах обычно рассеивается в природной среде в концентрациях 0.08–1.5 мг/кг в почве [43]. Несмотря на низкое содержание таллия в окружающей среде, он обладает чрезвычайно высокой биологической токсичностью. Даже самые минимальные концентрации таллия токсичны для живых организмов. Согласно исследованиям, острая и хроническая токсичность таллия выше, чем у других элементов, таких как свинец, кадмий, мышьяк

и ртуть [60]. Как и многие тяжелые металлы, таллий имеет тенденцию накапливаться в окружающей среде [35]. Из-за своей высокой токсичности таллий классифицируется как один из приоритетных загрязнителей в США, Китае и Канаде [26, 51, 58].

В связи с тем, что таллий является сопутствующим элементом в различных сульфидных и металлических рудах, основными источниками загрязнения почв таллием считаются отходы плавильных и горнодобывающих производств, а также угольные электростанции и цементная промышленность [21, 36, 59]. Кроме того, таллий используют в электронной, фармацевтической промышленности, производстве стекла и инфракрасных детекторов, а также в производстве сверхпроводящих материалов [44, 65].

Исследования таллия в основном сосредоточены на изучении его количественного содержания в почвах различных регионов, подвергшихся значительному загрязнению [20, 27, 53, 57]. Например, содержание таллия в почвах юга Западной Сибири в районе геохимической аномалии колеблется

в пределах 1.5–3.0 мг/кг [4]. В Китае диапазон обнаружения таллия в районах колчеданных месторождений составлял от 5 до 15 мг/кг, а около сульфидных отложений от 40 до 124 мг/кг [64]. Концентрации таллия в корейских почвах вблизи цементных заводов составляют почти 13 мг/кг, почвы вблизи шахт и плавильных заводов содержали относительно низкие концентрации таллия в диапазоне от 0.18 до 1.09 мг/кг [42]. Высокие концентрации таллия обнаружены в почве вблизи мусорной свалки в Польше – 78 мг/кг [61].

Подвижность и биодоступность таллия в почве зависит от многих факторов, таких как химическая форма элемента, минеральный состав почвы, гранулометрический состав и pH почвы, содержание и качество органического вещества почвы, биологическая активность почв [31, 32].

Оценка токсичности таллия для живых организмов должна основываться на оценке доступности таллия в окружающей среде, а не только на измерениях его общего содержания [66]. При оценке устойчивости почв к загрязнению таллием целесообразно использовать биологические индикаторы, как и в случае с другими химическими загрязнителями почвы [15, 22, 40].

Цель работы – оценка экотоксичности таллия по биологическим показателям почв. Исследование было сосредоточено на нескольких задачах: 1) установить закономерности изменения биологического состояния почв в зависимости от различных параметров загрязнения таллием: концентрация элемента в почве, форма химического соединения, срок от момента загрязнения; 2) провести сравнительную оценку устойчивости к загрязнению таллием почв разной буферности к химическому загрязнению – чернозема обыкновенного, бурой лесной слабонасыщенной почвы и серопесков.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Проведено модельное исследование влияния таллия на почвы трех типов: чернозем обыкновенный тяжелосуглинистый – Haplic Chernozem (Loamic) [62], бурая лесная слабонасыщенная – Eutric Cambisol [62] и серопески – Eutric Arenosol [62]. Данные о местах отбора проб почв и основные эколого-генетические свойства приведены в табл. 1. Свойства почв, определяющие подвижность тяжелых металлов (гранулометрический состав, pH и содержание гумуса), обуславливают их различную устойчивость к загрязнению таллием. Так как основное количество тяжелых металлов, поступающих от источников загрязнения, накапливается в верхних почвенных горизонтах, для исследования использовали верхний горизонт (0–10 см) почвы [23, 34].

Методика моделирования загрязнения и условия эксперимента. Фоновое содержание таллия в почвах определяли методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборе ELAN-DRC-e (Perkin Elmer, США) в лаборатории Российского геологического исследовательского института имени А.П. Карпинского, Санкт-Петербург (ВСЕГЕИ/ЦГМВ). Диапазон измерений химических элементов (тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов) масс-спектрометра составляет от 10^{-5} до $10^{-1}\%$.

Поскольку токсичность тяжелых металлов и металлоидов зависит от степени превышения фоновой концентрации элемента в почве, степень загрязнения почв в модельном эксперименте выражали в фоновых концентрациях (фонах) таллия в почве (табл. 2). Контролем служила незагрязненная почва с естественным фоновым содержанием элемента.

Таблица 1. Характеристика и места отбора почв

Тип почвы – WRB, 2022	Место отбора проб	Координаты	Экосистема	Содержание гумуса, %	pH	Гранулометрический состав
Чернозем обыкновенный Тяжелосуглинистый – Haplic Chernozem (Loamic)	Россия, г. Ростов-на-Дону, Ботанический сад ЮФУ	47°14'17.54" N, 39°38'33.22" E	Пашня	2,7	7.8	Тяжелосуглинистый
Бурая лесная слабонасыщенная почва – Eutric Cambisol	Россия, Республика Адыгея, Майкопский район, п. Никель	44° 10.649' N, 40° 9.469' E	Буково-грабовый лес	2.8	5.8	Тяжелосуглинистый
Серопески – Eutric Arenosol	Россия, Ростовская область, Усть-Донецкий район, ст. Верхнекудрюченская	47° 46.015' N, 40° 51.700' E	Разнотравно-злаковая степь на песках	1.6	6.8	Легкосуглинистый

Таблица. 2. Концентрация Тl в почвах в модельном эксперименте, мг/кг

Почва	Фон					
	1 (контроль)	1.5	3	9	30	90
Чернозем обыкновенный – Haplic Chernozem (Loamic)	0.47	0.71	1.41	4.23	14.1	42.3
Буряя лесная слабонасыщенная – Eutric Cambisol	0.39	0.59	1.17	3.51	11.7	35.1
Серопески – Eutric Arenosol	0.14	0.21	0.42	1.26	4.2	12.6

Таллий вносили в почву в виде оксида (Tl_2O_3 , Sigma-Aldrich CAS 1314-32-5 (США)) и раствора нитрата таллия ($Tl(NO_3)_3$, CAS № 10102-45-1, Sigma-Aldrich (США)). Использование оксидов позволяет исключить воздействие на свойства почвы сопутствующих анионов, как это происходит при внесении солей металлов. Использование нитратов позволяет оценить воздействие водорастворимой (наиболее подвижной в почве) формы элемента.

В подготовленные сосуды с почвой массой 300 г вносили оксиды и нитраты таллия согласно схеме эксперимента и тщательно перемешивали. Инкубацию проводили в контролируемых условиях: при постоянной температуре (24–25°) и влажности воздуха (30%). Экологическое состояние почв оценивали по показателям биологической активности через 10, 30 и 90 сут после загрязнения.

Методы оценки биологической активности. Микробиологические показатели являются одними из самых чувствительных к загрязнению почв тяжелыми металлами [47, 49]. В настоящей работе определяли общую численность бактерий в почве методом люминесцентной микроскопии, учитывая количество почвенных бактерий после окрашивания акридиновым оранжевым [5]. После инкубации почву просушивали и готовили почвенную суспензию (почва : вода 1 : 100). На обезжиренные стекла наносили по 10 мкл почвенной суспензии, просушивали на воздухе (температура воздуха 22–24°С) и фиксировали в пламени горелки (длительность 3–5 с). После этого стекла окрашивали раствором красителя акридинового оранжевого в течение 20 мин. Избыток красителя смывали. Количество бактерий подсчитывали с помощью люминесцентного микроскопа Carl Zeiss Axio Lab A1 при увеличении $\times 40$.

Для определения фитотоксических свойств почв в качестве тест-объекта выбрали озимую пшеницу (*Triticum aestivum* L.) сорта “Советская”. На долю озимой пшеницы приходится до 44% всего валового сбора зерна в России, посевные площади занимают порядка 56% всех посевов в стране [1]. Озимая пшеница представляет высокую ценность для продовольственной безопасности России, в связи с этим росту ее урожайности придается особое значение [14]. Для оценки

фитотоксичности из каждого сосуда через 10, 30 и 90 сут после загрязнения согласно схеме эксперимента отбирали по 40 г почвы в 3-кратной повторности. Образец почвы помещали в чашки Петри, увлажняли до 80% от общей влагоемкости и перемешивали до однородной консистенции. В подготовленную почву высаживали 20 семян озимой пшеницы, чашки помещали в климатическую камеру Binder KBW-240 с поддержанием постоянных условий (оптимальной температуры, влажности и освещения) сроком 7 сут. Фитотоксичность почвы оценивали по интенсивности начального роста пшеницы (длине корней и длине побегов).

Почвенные ферменты функционально необходимы для разложения загрязняющих веществ, трансформации органического вещества и поддержания метаболизма микроорганизмов [13, 29]. В исследовании изучали активности ферментов класса оксидоредуктаз: каталазы и дегидрогеназ. Активность каталазы определяли газометрическим методом по скорости разложения 3%-ной H_2O_2 после контакта с почвой (температура, 20–22°С), активность дегидрогеназ спектрофотометрически [5].

Для оценки экологического состояния почвы при загрязнении таллием рассчитывали интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы [39]. Для расчета ИПБС в выборке максимальное значение каждого из показателей принимали за 100%, и по отношению к нему в процентах выражали значение показателя в остальных образцах, используя уравнение:

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} \cdot 100\%, \quad (1)$$

где B_1 – относительный балл показателя; B_x – фактическое значение показателя; $B_{\max}$ – максимальное значение показателя.

Интегральный показатель биологического состояния почвы рассчитывали по уравнению:

$$\text{ИПБС} = \frac{B_{\text{ср}}}{B_{\text{ср. max}}} \cdot 100\%, \quad (2)$$

где $B_{\text{ср}}$ — средний оценочный балл по всем показателям, а $B_{\text{ср.мах}}$ — максимальный оценочный балл по всем показателям.

Используемая методика позволяет интегрировать относительные значения различных показателей, которые имеют разные единицы измерения.

Для оценки достоверности влияния загрязнения на исследуемые показатели был использован дисперсионный анализ. В целях удобства интерпретации результатов дисперсионного анализа по его данным рассчитана наименьшая существенная разность (НСР).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Влияние концентраций таллия на биологические показатели состояния и функционирования почв. Установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы соединениями таллия (оксидом и нитратом) снижаются общая численность бактерий, активность каталазы, активность дегидрогеназ, длина корней и побегов пшеницы (табл. 3–5).

По-видимому, причины негативного воздействия таллия на биологические свойства почв те же, что и у других тяжелых металлов — снижение проницаемости биологических мембран, ингибирование ферментов и, как следствие, нарушение обмена веществ [48, 54]. Токсичность таллия связывают с его свойством замещать калий в метаболических процессах. Сходство биохимического и геохимического поведения таллия и калия объясняется близкими размерами их атомных радиусов [45]. Способность таллия подавлять рост и активность бактерий была отмечена ранее другими исследователями [25, 28, 55]. Токсическое воздействие таллия на биологические свойства почвы и его накопление в тканях растений также наблюдалось несколькими исследователями [19, 41, 50].

Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией таллия и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы: чем выше содержание таллия в почве, тем сильнее его негативное воздействие на биологические процессы в почве.

Вместе с тем зарегистрирован эффект гормезиса: наименьшая из исследованных концентраций таллия (1.5 фона) стимулировала активность каталазы в черноземе обыкновенном на 30 и 90 сут после загрязнения оксидом и нитратом, а также активность дегидрогеназ в серопесках на 90 сут при загрязнении нитратом таллия. Статистически недостоверное увеличение ферментативной активности зафиксировано в черноземе обыкновенном на 90 сут после загрязнения нитратом таллия в размере трех фоновых концентраций, а также в серопесках на 30 сут инкубации при внесении 1.5 фоновых концентраций нитрата таллия. Это

свидетельствует о высокой токсичности таллия по сравнению со многими другими тяжелыми металлами, для которых стимуляция биологических показателей почвы не редкость даже в значительно более высоких дозах [9, 34]. Схожие стимулирующие эффекты для таллия были отмечены ранее [27, 46, 63].

Загрязнение почв таллием вызывало подавляющее воздействие на биологические процессы, начиная с внесения 1.5 фоновых концентраций таллия в почву. Для большинства других тяжелых металлов негативное воздействие проявляется с 3–4 и более фоновых концентраций элемента в почве [8, 10].

Влияние формы соединения. В черноземе обыкновенном общая численность бактерий в среднем на 20–40% ниже при загрязнении нитратом, чем оксидом таллия. Внесение малых доз (1.5 и 3 фонов) оксида таллия сильнее снижает активность каталазы и дегидрогеназ (на 3–7% ниже нитрата), содержание в почве 30–90 фоновых концентраций загрязняющего вещества вызывает наибольшее ингибирование ферментативной активности в форме нитрата. На 30 сут загрязнения наибольшее угнетение длины корней и побегов пшеницы вызывает оксид таллия в размере 30 и 90 фоновых концентраций, что на 5–19% ниже, чем при внесении тех же концентраций нитрата таллия. На 90 сут инкубации проявляется наибольшее снижение длины корня пшеницы при внесении таллия в форме нитрата по сравнению с оксидом (до 75%). Наибольшая разница между степенью воздействия нитрата и оксида таллия отмечается на 90 сут.

Бурая лесная почва также более чувствительна к загрязнению таллием в форме нитрата, чем оксида (табл. 4). По влиянию на общую численность бактерий токсичность нитрата таллия сильнее проявляется на 30 и 90 сут после загрязнения. Внесение 1.5 и 3 фоновых концентраций оксида таллия привело к большему снижению ферментативной активности по сравнению с теми же концентрациями нитрата. Однако при увеличении дозы загрязняющего вещества нитрат таллия сильнее подавлял активность каталазы и дегидрогеназ, чем оксид таллия. Наибольшие фитотоксические свойства в бурой лесной почве также проявил нитрат таллия, особенно сильная разница с оксидом таллия отмечена на 90 сут.

Загрязнение серопесков нитратом таллия вызвало наиболее сильное угнетение показателей, чем загрязнение оксидом. Исключением является длина побегов на 10 сут после загрязнения, здесь оксид таллия проявил большую токсичность, чем нитрат, при внесении во всех исследованных концентрациях. Однако на 30 и 90 сут большее угнетение показателя вызвал нитрат таллия. Общая численность бактерий и активность каталазы оказались более чувствительны к загрязнению таллием в форме нитрата, особенно сильная разница между

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1.5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
		0.47	0.71	1.41	4.23	14.1	42.3	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Tl ₂ O ₃	10	2.1	2.0	1.9	1.4	1.3	1.0	0.1
	30	1.9	1.9	1.5	1.1	1.0	0.9	0.1
	90	1.8	1.5	1.4	1.2	0.9	0.6	0.1
Tl(NO ₃) ₃	10	2.1	1.0	0.9	0.9	0.8	0.6	0.1
	30	1.9	0.9	0.6	0.7	0.8	0.6	0.1
	90	1.8	1.2	0.8	0.6	0.7	0.5	0.1
Активность каталазы, мл O ₂ /(г мин)								
Tl ₂ O ₃	10	6.9	5.8	4.2	4.0	3.8	3.2	0.3
	30	12.1	12.9	12.0	10.6	10.4	9.6	0.8
	90	11.3	12.6	11.3	10.8	10.5	10.3	0.8
Tl(NO ₃) ₃	10	6.9	4.9	4.4	4.0	2.6	1.7	0.3
	30	12.1	13.1	11.0	9.1	7.7	3.8	0.7
	90	11.3	12.3	11.8	11.3	9.4	5.0	0.7
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Tl ₂ O ₃	10	25.5	20.6	20.1	19.7	19.0	17.6	1.4
	30	35.6	37.3	36.4	34.6	34.6	34.2	2.5
	90	30.8	31.0	30.1	29.7	29.3	27.4	2.1
Tl(NO ₃) ₃	10	25.5	21.8	19.3	18.5	17.7	15.5	1.4
	30	35.6	32.9	31.7	28.1	27.1	26.6	2.2
	90	30.8	29.7	29.1	28.9	28.6	28.0	2.1
Длина корней пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	86	73	75	55	37	10
	30	100	78	78	44	25	6	7
	90	100	103	105	92	89	76	13
Tl(NO ₃) ₃	10	100	90	90	37	28	16	8
	30	100	55	44	39	34	11	6
	90	100	93	46	21	14	6	6
Длина побегов пшеницы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	83	70	74	53	42	9
	30	100	75	60	57	23	8	7
	90	100	104	95	83	72	39	11
Tl(NO ₃) ₃	10	100	79	76	39	20	10	7
	30	100	55	53	48	42	23	7
	90	100	76	39	31	21	15	6
Интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы, %								
Tl ₂ O ₃	10	100	87	74	69	58	46	
	30	100	87	81	65	52	43	
	90	100	99	94	87	80	66	
Tl(NO ₃) ₃	10	100	73	69	44	33	23	
	30	100	72	64	53	43	24	
	90	100	88	66	50	40	25	

Таблица 4. Влияние загрязнения соединениями таллия на биологические показатели бурой лесной почвы, % от контроля

Соединение	Срок моделирования, сут	Концентрация Тl, мг/кг						НСР _{0.05}
		1 фон (контроль)	1.5 фона	3 фона	9 фонов	30 фонов	90 фонов	
		0.39	0.59	1.17	3.51	11.7	35.1	
Общая численность бактерий, млрд/г								
Тl ₂ O ₃	10	2.2	1.6	1.2	1.1	0.9	0.5	0.1
	30	1.9	1.4	1.3	1.0	1.0	0.8	0.1
	90	2.0	1.5	1.4	1.1	1.0	0.9	0.1
Tl(NO ₃) ₃	10	2.2	1.4	1.0	0.7	0.7	0.5	0.1
	30	1.9	0.9	0.8	0.7	0.4	0.4	0.1
	90	2.0	1.1	1.0	0.8	0.7	0.6	0.1
Активность каталазы, мл O ₂ /(г мин)								
Тl ₂ O ₃	10	7.0	6.8	6.2	5.1	5.0	4.9	0.4
	30	6.0	4.6	4.5	4.5	4.5	4.1	0.3
	90	5.5	5.5	5.0	5.0	5.0	4.5	0.4
Tl(NO ₃) ₃	10	7.0	5.2	5.2	5.0	4.0	3.3	0.4
	30	6.0	5.8	5.7	4.3	3.3	2.7	0.3
	90	5.5	4.8	4.6	4.2	2.8	2.6	0.3
Активность дегидрогеназ, мг ТТФ (2.3.5-трифенилтетразолий хлористый)/(10 г 24 ч)								
Тl ₂ O ₃	10	28.0	27.9	27.1	22.4	17.9	14.5	1.6
	30	26.5	21.2	20.7	20.3	17.0	13.7	1.4
	90	17.8	14.2	14.1	13.3	12.5	11.2	1.0
Tl(NO ₃) ₃	10	28.0	25.6	22.1	12.1	11.2	9.4	1.3
	30	26.5	25.7	19.0	10.3	10.2	7.4	1.2
	90	17.8	17.7	15.3	10.4	9.5	7.0	0.9
Длина корней пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	86	81	76	72	62	11
	30	100	50	48	38	36	22	7
	90	100	98	93	88	85	66	12
Tl(NO ₃) ₃	10	100	75	58	45	21	4	7
	30	100	60	38	32	26	3	6
	90	100	79	61	54	21	0	7
Длина побегов пшеницы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	93	78	75	75	72	11
	30	100	60	60	58	56	44	8
	90	100	78	69	63	60	39	9
Tl(NO ₃) ₃	10	100	78	58	38	26	10	7
	30	100	76	52	32	32	2	6
	90	100	62	60	49	36	0	7
Интегральный показатель биологического состояния (ИПБС) почвы, %								
Тl ₂ O ₃	10	100	89	80	71	65	56	
	30	100	68	66	60	56	45	
	90	100	86	80	74	71	59	
Tl(NO ₃) ₃	10	100	77	63	46	35	24	
	30	100	75	60	43	34	20	
	90	100	76	68	56	39	23	

соединениями проявляется на 90 сут инкубации. Наибольшее угнетение активности дегидрогеназ нитратом таллия по сравнению с оксидом отмечено на 10 сут после загрязнения.

Наибольшая разница в токсичности между оксидом и нитратом таллия проявлялась на 90 сут.

Влияние срока инкубации. Оценка динамики биологической активности почв показала, что наибольшее негативное влияние загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы таллием проявилось через 10 или 30 сут после загрязнения. Аналогичная закономерность характерна и для других тяжелых металлов [9, 38].

Через 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств почв, однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было ни одним из исследованных биологических показателей. Это также свидетельствует о высокой экотоксичности таллия, поскольку в экспериментах с другими тяжелыми металлами, такими как Pb, Hg, Cd, Cu, Zn и др., многие биологические показатели на 90 сут после загрязнения восстанавливали значения до контрольных (в незагрязненной почве) и даже превышали их [8–11].

Сравнительная оценка устойчивости к загрязнению таллием разных почв. Поскольку экотоксичность поллютантов оценивается в мг/кг, для сравнения устойчивости исследованных почв к загрязнению таллием нельзя использовать концентрации, выраженные в фонах, так как они различны для трех почв. Необходимо сравнивать между собой одинаковые концентрации таллия, выраженные в мг/кг почвы. Для этого по результатам исследования были построены уравнения регрессии, отражающие зависимость снижения ИПБС почв от содержания в них таллия. По уравнениям регрессии были определены концентрации таллия в почве, вызывающие снижение ИПБС на 10% от контроля (незагрязненной почвы). Эти концентрации можно считать критически значимыми для функционирования почвы, поскольку снижение ИПБС на 10% соответствует нарушению важнейших экологических функций, в том числе целостных, определяющих плодородие почвы [8, 39].

Сравнительная оценка устойчивости исследованных почв (Чо — чернозем обыкновенный, Бл — бурая лесная почва, Сп — серопески), к загрязнению таллием (в скобках представлены критические значения содержания таллия, мг/кг):

Ti ₂ O ₃	10 сут	Чо (0.65) > Бл (0.61) > Сп (0.15)
	30 сут	Чо (0.73) > Бл (0.21) > Сп (0.19)
	90 сут	Чо (2.15) > Бл (0.57) > Сп (0.46)
Ti(NO ₃) ₃	10 сут	Чо (0.51) > Бл (0.41) > Сп (0.12)
	30 сут	Чо (0.49) > Бл (0.41) > Сп (0.15)
	90 сут	Чо (0.62) > Бл (0.49) > Сп (0.24)

Как видно из построенных рядов, большую устойчивость к загрязнению таллием проявил чернозем обыкновенный. Это объясняется меньшей подвижностью загрязняющего вещества в черноземе обыкновенном, обусловленной тяжелым гранулометрическим составом, нейтральной реакцией среды (рН 7.8) и высоким содержанием гумуса (2.7%). Бурая лесная почва проявила меньшую устойчивость к загрязнению оксидом таллия по сравнению с черноземом обыкновенным, несмотря на тяжелый гранулометрический состав и примерно одинаковое содержание гумуса (2.8%), это связано с кислой реакцией среды (рН 5.8). Меньшая устойчивость серопесков вызвана низким содержанием гумуса (1.6%) и легким гранулометрическим составом. Почвы с более низким рН снижают стабильность оксида таллия, делая соединение более подверженным к дальнейшей миграции в почвенной толще [30]. Наибольшая токсичность таллия для чернозема обыкновенного и серопесков проявляется на 10 сут после загрязнения, а для бурой лесной почвы — на 30 сут. Возможно, резкий рост токсичности оксида Ti в бурой лесной почве на 30 сут связан с его растворением в кислой почве к этому сроку. Восстановление биологических показателей связано с адаптацией почвенной биоты к 90 сут. Ранее отмечалась зависимость снижения уровня биологических показателей от подвижности тяжелых металлов в почве и большая устойчивость к загрязнению более гумусированных почв [12, 16, 38].

Для других ТМ, таких как свинец, медь, цинк, хром, никель, серебро, платина, наблюдались значительно более выраженные различия в устойчивости почв, различающихся по гранулометрическому составу, рН и содержанию гумуса [9, 17, 37, 38].

Оценка влияния загрязнения таллием на экологические функции почв. Ранее [39] было показано, что по степени снижения ИПБС почвы можно судить о нарушении экологических функций почвы, являющихся критическими для их функционирования. Как видно из табл. 3–5, уже 1.5 фоновых концентраций таллия вызвали значительное снижение значения ИПБС, более чем на 10%, а в отдельных случаях более чем на 25%, что свидетельствует о нарушении важнейших экологических функций почвы. Интересно, что при загрязнении почв другими тяжелыми металлами нарушение экологических функций, как правило, происходит при больших концентрациях металла в почве — 3–4 фона [8–11]. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности таллия.

Оценка чувствительности и информативности биологических показателей при загрязнении почв таллием. Общая численность бактерий и показатели фитотоксичности (длина корня и побегов) проявили себя более чувствительными показателями, чем ферментативная активность почвы. Для всех исследованных

биологических показателей в большинстве случаев наблюдалась тесная корреляция с содержанием в почве таллия ($r > -0.7$). Наблюдалась закономерность, отмеченная ранее для других тяжелых металлов [9]: общая численность бактерий показала себя наиболее чувствительным биологическим показателем, при этом корреляция общей численности бактерий с содержанием таллия была несколько ниже, чем у других биологических показателей. Таким образом, при биодиагностике загрязнения почв таллием важно учитывать как чувствительность показателя, так и тесноту корреляции с концентрацией поллютанта.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что в результате загрязнения чернозема обыкновенного, серопесков и бурой лесной почвы соединениями таллия (оксидом и нитратом) снижаются общая численность бактерий, активность каталазы, активность дегидрогеназ, длина корней и побегов пшеницы. Полученные результаты свидетельствуют о высокой экотоксичности таллия. Эффект горьмезиса был отмечен только на минимальной концентрации таллия и только для активности каталазы в черноземе обыкновенном и активности дегидрогеназы в серопесках, что свидетельствует о высокой токсичности таллия. Как правило, наблюдалась прямая зависимость между концентрацией таллия и степенью ухудшения исследуемых свойств почвы. Нитрат таллия проявил более высокую экотоксичность, чем оксид. Оценка динамики биологической активности почв показала, что наибольшее негативное влияние таллия проявилось на черноземе и серопесках через 10 сут после загрязнения, на бурой лесной почве — через 30 сут. На 90 сут наблюдалось восстановление биологических свойств всех трех почв. Однако значений в контрольной незагрязненной почве достигнуто не было. По степени устойчивости к загрязнению таллием исследованные почвы образуют следующий ряд: чернозем обыкновенный > бурая лесная почва > серопески. Полученные результаты могут быть использованы для прогнозирования экологических рисков от загрязнения почв таллием и для разработки предельно допустимых концентраций таллия в разных по свойствам почвах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-01041 в Южном федеральном университете.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алабушев А.В. Экспортные поставки и современное состояние рынка зерна пшеницы в России и мире // Достижения науки и техники АПК. 2019. Т. 33. № 2. С. 68–70.
2. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–368.
3. Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов. М.: Бинном, 2008. Т. 2. 670 с.
4. Ильин В.Б., Конарбаева Г.А. Таллий в почвах юга Западной Сибири // Почвоведение. 2000. № 6. С. 701–705.
5. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
6. Касимов Н.С., Власов Д.В. Технофильность химических элементов в начале XXI века // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2012. № 1. С. 15–22.
7. Колесников С.И., Евреинова А.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Изменение эколого-биологических свойств чернозема при загрязнении тяжелыми металлами второго класса опасности (Mo, Co, Cr, Ni) // Почвоведение. 2009. № 8. С. 1007–1013.
8. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. 2002. № 12. 1509–1514.
9. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологическое состояние и функции почв в условиях химического загрязнения. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростиздат, 2006, 385 с.
10. Колесников, С.И., Спивакова Н.А., Казеев К.Ш. Влияние модельного загрязнения Cr, Cu, Ni, Pb на биологические свойства почв сухих степей и полупустынь юга России // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1094–1101.
11. Копчик С.В., Копчик Г.Н. Оценка современных рисков избыточного накопления тяжелых металлов в почвах на основе концепции критических нагрузок (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 615–630.
12. Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 7. С. 804–811.
13. Поляк Ю.М., Сухаревич В.И. Почвенные ферменты и загрязнение почв: биодegradация, биоремедиация, биоиндикация // Агрохимия. 2020. № 3. С. 83–93.
<https://doi.org/10.31857/S0002188120010123>
14. Силева Е.С. Народнохозяйственное значение озимой пшеницы и ее роль в продовольственной безопасности страны // Научный журнал молодых ученых. 2019. № 4 (17).

15. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599.
16. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кулачкова С.А., Горленко М.В., Учанов П.В., Сушко С.В., Ананьева Н.Д. Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов // Почвоведение. 2021. № 3. С. 372–384.
17. Тимошенко А.Н., Колесников С.И., Кабакова В.С., Евстегнеева Н.А., Минникова Т.В., Казеев К.Ш., Минкина Т.М. Оценка устойчивости почв к загрязнению наночастицами платины методами биодиагностики // Почвоведение. 2023. № 8. С. 997–1006. <https://doi.org/10.31857/S0032180X23600221>
18. Adimalla N. Heavy metals contamination in urban surface soils of Medak province, India, and its risk assessment and spatial distribution // Environ. Geochem. Health. 2020. V. 42 P. 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00270-1>
19. Al-Najar H., Kaschl A., Schulz R., Römheld V. Effect of thallium fractions in the soil and pollution origins on Tl uptake by hyperaccumulator plants: A key factor for the assessment of phytoextraction // Int. J. Phytorem. 2005. V. 7. P. 55–67. <https://doi.org/10.1080/16226510590915837>
20. Álvarez-Ayuso E., Otones, V., Murciago, A., García-Sánchez, A., Santa Regina, I. Zinc, cadmium and thallium distribution in soils and plants of an area impacted by sphalerite-bearing mine wastes // Geoderma. 2013. V. 207. P. 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.033>
21. Antó, M.A.L., Spears D.A., Somoano M.D., Tarazona M.R.M. Thallium in coal: analysis and environmental implications // Fuel. 2013. V. 105. P. 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.08.004>
22. Aponte H., Meli P., Butler B., Paolini J., Matus F., Merino C., Cornejo P., Kuzyakov Y. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities // Sci. Total Environ. 2020. V. 737. P. 139744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139744>
23. Barsova N., Yakimenko O., Tolpeshta I., Motuzova G. Current state and dynamics of heavy metal soil pollution in Russian Federation—A review // Environ. Pollut. 2019, V. 249, P. 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.020>
24. Belzile N., Chen Y. W. Thallium in the environment: a critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles // Appl. Geochem. 2017. V. 84. P. 218–243. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.06.013>
25. Carlson H.K., Price M.N., Callaghan M.A. Alex C., Romy L., Hualan K., Jennifer V.A., Adam P.D., Adam M. The selective pressures on the microbial community in a metal-contaminated aquifer // The ISME journal. 2019. V. 13. P. 937–949. <https://doi.org/10.1038/s41396-018-0328-1>
26. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2010. Canadian Soil Quality Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document (revised), 2010. 216 p.
27. D’Orazio M., Campanella B., Bramanti E., Ghezzi, L., Onor M., Vianello G., Vittori-Antisari L., Petrini R. Thallium pollution in water, soils and plants from a past-mining site of Tuscany: Sources, transfer processes and toxicity // J. Geochem. Exploration. 2020. V. 209. P. 106434. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106434>
28. Gadd G.M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation // Microbiology. 2010. V. 156. P. 609–643. <https://doi.org/10.1099/mic.0.037143-0>
29. Gianfreda L., Rao M.A. Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review // Enzyme Microb. Technol. 2004. V. 35. P. 339–354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enzmictec.2004.05.006>
30. Grösslová Z., Vaněk A., Mihaljevič M., Ettler V., Hojdová M., Zádorová T., Ash C. Bioaccumulation of thallium in a neutral soil as affected by solid-phase association // J. Geochem. Explorat. 2015. V. 159. P. 208–212. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.09.009>
31. Grösslová Z., Vaněk A., Oborná V., Mihaljevič M., Ettler V., Trubač J., Drahotá P., Penížek V., Pavlů L., Sracek O. Thallium contamination of desert soil in Namibia: Chemical, mineralogical and isotopic insights // Environ. Pollut. 2018. V. 239. P. 272–280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.006>
32. Hsu Y.C., Thia E., Chen P.J. Monitoring of ion release, bioavailability and ecotoxicity of thallium in contaminated paddy soils under rice cultivation conditions // J. Hazard. Mater. 2022. V. 424. P. 126513. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126513>
33. Jiang H.H., Cai L.M., Wen H.H., Hu G.C., Chen L.G., Luo J. An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals // Sci. Total Environ. 2020. V. 701. P. 134466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134466>
34. Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. 548 p.
35. Karbowska B. Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods // Environ. Monit. Assess. 2016. V. 188. P. 640. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5647-y>
36. Kazantzis G. Thallium in the environment and health effects // Environ. Geochem. Health. 2000. V. 22. P. 275–280. <https://doi.org/10.1023/A:1006791514080>

37. Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Akimenko Y., Evstegneeva N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region) // *Water, Air, Soil Pollut.* 2022. V. 233. P. 18. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05496-3>
38. Kolesnikov S., Tsepina N., Minnikova T., Kazeev K., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D. Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // *Plants*. 2021. V. 10. P. 1022. <https://doi.org/10.3390/plants10051022>
39. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters // *Environ. Monit. Assess.* 2019. V. 191. P. 544. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7718-3>
40. Kolesnikov S.I., Tsepina N.I., Sudina L., Minnikova T.V., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Silver ecotoxicity estimation by the soil state biological indicators // *Appl. Environ. Soil Science*. 2020. V. 2020. P. 1207210. <https://doi.org/10.1155/2020/1207210>
41. Lacoste C., Robinson B., Brooks R. Uptake of thallium by vegetables: Its significance for human health, phytoremediation, and phytomining // *J. Plant Nutrition*. 2001. V. 24. P. 1205–1215. <https://doi.org/10.1081/PLN-100106976>
42. Lee J.H., Kim D.J., Ahn B.K. Distributions and concentrations of thallium in Korean soils determined by single and sequential extraction procedures // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2015. V. 94. P. 756–763. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1533-5>
43. Liu J., Luo X., Wang J., Xiao T., Chen D., Sheng G., Chen Y. Thallium contamination in arable soils and vegetables around a steel plant—A newly-found significant source of Tl pollution in South China // *Environ. Pollut.* 2017. V. 224. P. 445–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.025>
44. Liu J., Yin M., Luo X., Xiao T., Wu Z., Li N., Chen Y. The mobility of thallium in sediments and source apportionment by lead isotopes // *Chemosphere*. 2019. V. 219. P. 864–874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.041>
45. Liu J., Li N., Zhang W., Wei X., Tsang D.C.W., Sun Y., Luo X., Bao Z., Zheng W., Wang J. Thallium contamination in farmlands and common vegetables in a pyritemining city and potential health risks // *Environ. Pollut.* 2019. V. 248. P. 906–915. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.092>
46. Liu J., Wang J., Chen Y., Shen C.-C., Jiang X., Xie X., Chen D., Lippold H., Wang C. Thallium dispersal and contamination in surface sediments from South China and its source identification // *Environ. Pollut.* 2016. V. 213. P. 878–887. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.023>
47. Luo Y., Pang J., Li C., Sun J., Xu Q., Ye J., Shi J. Long-term and high-bioavailable potentially toxic elements (PTEs) strongly influence the microbiota in electroplating sites // *Sci. Total Environ.* 2022. V. 814. P. 151933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151933>
48. Mazur R., Sadowska M., Kowalewska E., Abratowska A., Kalaji H.M., Mostowska A., Garstka M., Krasnodebska-Ostrega B. Overlapping toxic effect of long-term thallium exposure on white mustard (*Sinapis alba* L.) photosynthetic activity // *BMC Plant Biol.* 2016. V. 16. P. 191. <https://doi.org/10.1186/s12870-016-0883-4>
49. McFeters G.A., Yu F.P., Pyle B.H., Stewart P.S. Physiological assessment of bacteria using fluorochromes // *J. Microbiol. Methods*. 1995. V. 21. P. 1–13. [https://doi.org/10.1016/0167-7012\(94\)00027-5](https://doi.org/10.1016/0167-7012(94)00027-5)
50. Meeravali N. N., Madhavi K., Sahayam A. C. Determination of thallium in vegetative plant leaves near industrial areas by high-resolution continuum source electrothermal atomic absorption spectrometry after salt induced cloud point extraction // *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*. 2023. V. 200. P. 106613. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2022.106613>
51. MEP&MLP (Ministry of Environment Protection and Ministry of Land Resources of the People's Republic of China). Nationwide Soil Pollution Survey Report, 2014. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.htm
52. Mishra S., Bharagava, R. N., More, N., Yadav, A., Zainith, S., Mani, S., Chowdhary, P. Heavy metal contamination: an alarming threat to environment and human health // *Environmental biotechnology: For sustainable future*. 2019. P. 103–125. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7284-0_5
53. Sasmaz A., Sen O., Kaya G., Yaman M., Sagioglu A. Distribution of thallium in soil and plants growing in the keban mining district of Turkey and determined by ICP-MS // *At. Spectrosc.* 2007. V. 28960. P. 157–163.
54. Sharma R., Agrawal M. Biological effects of heavy metals: An overview // *J. Environ. Biol.* 2005. V. 26. P. 301–313.
55. She J., Liu J., He H., Zhang Q., Lin Y., Wang J., Yin M., Wang L., Wei X., Huang Y. Microbial response and adaption to thallium contamination in soil profiles // *J. Hazard. Mater.* 2021. V. 423. P. 127080. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127080>
56. Sun L., Guo D., Liu K., Meng H., Zheng Y., Yuan F., Zhu G. Levels, sources, and spatial distribution of heavy metals in soils from a typical coal industrial city of Tangshan, China // *Catena*. 2019. V. 175. P. 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.014>
57. Tremel A., Masson P., Sterckeman T., Baize D., Mench M. Thallium in French agrosystems. I. Thallium contents in arable soils // *Environ. Pollut.* 1997. V. 95. P. 293–302. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00145-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00145-5)

58. USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2018. Regional Screening Levels (RSLs)-Generic Tables, 2018.
<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls>
59. Vaněk A., Grösslová Z., Mihaljevič M., Ettler V., Trubač J., Chrastný V., Ash C. Thallium isotopes in metallurgical wastes/contaminated soils: A novel tool to trace metal source and behavior // *J. Hazard. Mater.* 2018. V. 343. P. 78–85.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.09.020>
60. Wang Y., Zhou Y., Wei X., Chen Y., Beiyuan J., She J., Wang L., Liu J., Liu Y., Wang J. Effects of thallium exposure on intestinal microbial community and organ functions in zebrafish (*Danio rerio*) // *Elementa: Science of the Anthropocene*. 2021. V. 9. P. 00092.
<https://doi.org/10.1525/elementa.2021.00092>
61. Wierzbicka M., Szarek-Łukaszewska G., Grodzinska K. Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland) // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2004. V. 59. P. 84–88.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.12.009>
62. World Reference Base for Soil Reso creating legends for soil maps. 4th edition published in 2022 by the International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria. 2022, 234 p.
63. Xiao E., Ning Z., Sun W., Jiang S., Fan W., Ma L., Xiao T. Thallium shifts the bacterial and fungal community structures in thallium mine waste rocks // *Environ. Pollut.* 2020. V. 268. P. 115834.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115834>
64. Xiao T., Guha J., Boyle D., Liu C. Q., Chen J. Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China // *Sci. Total Environ.* 2004. V. 318 (1–3). P. 223–244.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00448-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00448-0)
65. Xu H., Luo Y., Wang P., Zhu J., Yang Z., Liu Z. Removal of thallium in water/wastewater: A review // *Water Res.* 2019. V. 165. P. 114981.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114981>
66. Yang C., Chen Y., Li C., Chang X., Xie C. Distribution of natural and anthropogenic thallium in the soils in an industrial pyrite slag disposing area // *Sci. Total Environ.* 2005. V. 341. P. 159–172.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.024>

Assessment of the Ecotoxicity of Thallium According to the Biological Properties of Soils

N. A. Evstegneeva^{1, *}, S. I. Kolesnikov¹, A. N. Timoshenko¹,
T. V. Minnikova¹, N. I. Tsepina¹, and K. Sh. Kazeev¹

¹*Ivanovsky Academy of Biology and Biotechnology. Southern Federal University,
Rostov Region, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

**e-mail: evstegneeva@sfedu.ru*

In laboratory model experiments, the ecotoxicity of Tl was assessed by changing the microbiological, biochemical and phytotoxic properties of soils in the South of Russia: ordinary chernozem (Haplic Chernozem (Loamic)), seropesks (Eutric Arenosol) and brown forest slightly unsaturated soil (Eutric Cambisol), differing in granulometric composition, pH and organic matter content. As a rule, there was a direct relationship between the concentration of Tl and the degree of deterioration of the studied soil properties. Tl nitrate showed higher ecotoxicity than oxide. The strongest ecotoxic effect of Tl was manifested on chernozem and seropesks 10 days after contamination, on brown forest soil — 30 days later. Restoration of biological properties of soils was observed for 90 days. Ordinary chernozem showed the greatest resistance to Tl contamination, and seropeski showed the least. The results obtained indicate a high ecotoxicity of Tl.

Keywords: pollution, heavy metals, Haplic Chernozem, Eutric Arenosol, Eutric Cambisol, biotesting, sustainability, ecological functions of the soil

ВЛИЯНИЕ ВЕСЕННИХ ПАЛОВ НА СВОЙСТВА ГУМУСОВОГО ГОРИЗОНТА ЧЕРНОЗЕМА (ЮГО-ВОСТОК ЗАПАДНОЙ СИБИРИ)

© 2024 г. И. Н. Семенков^{a, *}, С. А. Леднев^a, Г. В. Клиник^b, Д. П. Касымов^{c, d},
М. В. Агафонцев^{c, d}, С. Н. Кострова^e, Т. В. Королева^a

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

^bИнститут проблем передачи информации имени А.А. Харкевича РАН,
Большой Каретный пер., 19, стр. 1, Москва, 127051 Россия

^cИнститут оптики атмосферы им. В.Е. Зуева СО РАН, пл. Академика Зуева, 1, Томск, 634055 Россия

^dТомский государственный университет, пр-т Ленина, 36, Томск, 634050 Россия

^eИнститут биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167982 Россия

*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru

Поступила в редакцию 17.05.2023 г.

После доработки 16.10.2023 г.

Принята к публикации 17.10.2023 г.

На примере почв Базового экспериментального комплекса Института оптики атмосферы СО РАН (г. Томск) изучено влияние весенних палов травы на свойства верхнего слоя гумусового горизонта миграционно-мицелярного чернозема (Haplic Chernozem). На участках, горевших два месяца, 1, 2, 3 и 11 лет назад, всего собрано 56 проб (5–14-кратная повторность). Выявлена высокая устойчивость контролируемых свойств почв (катионно-анионный состав водной вытяжки, содержание гранулометрических фракций и подвижных соединений широкого спектра элементов, общего С и N, величина pH, щелочность от HCO_3^-) к пирогенному воздействию от весенних палов травы. Информативными показателями, отражающими существенное пирогенное воздействие в течение последних 11 лет, являются содержание подвижных Ca, Mg и Sr, а также водорастворимого Mg^{2+} и щелочность от HCO_3^- . Их содержание выше в почвах молодых (0–3 года) палов относительно старого (11-летней) и негоревших участков. Среди изученных показателей низкие значения коэффициента вариации (преимущественно < 20% по всем обследованным выборкам) имели величина pH, содержание подвижных Ba и Sr и гранулометрических фракций с диаметром частиц 1–5, 5–10 и 10–50 мкм, высокие (>70%) – содержание водорастворимого аммония и подвижных Li и Zn.

Ключевые слова: неоднородность свойств почв, плодородие почвы, физико-химические свойства почв, черноземы (Haplic Chernozems), хронология почв, контролируемые условия, модельный эксперимент, пространственно-временная замена

DOI: 10.31857/S0032180X24030082, **EDN:** YHYVSS

ВВЕДЕНИЕ

При усилении аридизации климата и антропогенной нагрузки на природные экосистемы пожары представляют все более значимую экологическую проблему по всему миру [28, 48]. Ежегодно в России палы травы охватывают обширные пространства, уничтожают инфраструктуру и приводят к гибели животных и людей [8]. Пожары неоднородно влияют на функционирование экосистем [3, 6, 23]. Не обоснованы надежные индикаторы (“пирогенная метка”), отражающие прохождение

лугов пожарами (пребывание в состоянии пала), и временного интервала, на котором данные свойства сохраняют свою индикаторную роль. Для оценки влияния пожаров на химические и физико-химические свойства почв России за последние 5–6 лет больше всего материалов по величине pH, содержанию общего и органического углерода, обменных оснований и общего N (табл. S1). Если для почв лесных экосистем (гарей и горельников), а также малогумусных почв пустынь и полупустынь подобные работы многочисленны, то для черноземов редки [1, 2, 8].

Хотя химические и физико-химические свойства постпирогенных высокогумусных черноземов изучены в недостаточной мере, предполагается, что тенденции изменения их свойств должны быть сходны с наблюдаемыми в лесных почвах после низовых пожаров [2], когда сгорает напочвенный покров растительности и органогенные горизонты. Для малогумусных почв гарей и горельников аридных регионов отсутствует единое мнение о постпирогенных изменениях свойств поверхностного слоя [43].

Поступление золы в результате выгорания надземной фитомассы и разложение дополнительного количества корневой мортмассы отмерших в результате пожара многолетников может увеличить содержание в верхнем слое черноземов зольных элементов (прежде всего, щелочноземельных элементов), которыми богата лугово-степная растительность. В результате изменения гидротермического режима за счет изменения характера напочвенного покрова способна измениться глубина вскипания от карбонатов и связанные с ней щелочность от HCO_3^- и величина pH, в верхние горизонты почв могут переместиться гипс и даже легкорастворимые соли. Следовательно, в результате выгорания растительности могут измениться динамические свойства, связанные с существующими в данный момент условиями [21, 32]. В связи с этим необходимо проводить сопряженные исследования на палах и не затронутых пожаром участках. Гранулометрический состав, относимый к медленно трансформируемым или наследуемым от материнской породы показателям “почва-память” [19], должен быть устойчивым при выгорании растительности. Хотя имеются данные и о постпирогенных изменениях содержания гранулометрических фракций [32].

Цель исследования — выявление среди широкого спектра химических свойств и показателей элементного состава гумусового горизонта миграционно-мицелярных черноземов индикаторов наличия слабого пирогенного воздействия, обусловленного весенним палом травы. Индикационную роль в данном случае могут иметь только те показатели, значения которых монотонно повышаются или снижаются от недавно горевших участков к более старовозрастному и контрольному (фоновому).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика обследованного участка. Объектом исследования являются черноземы (Haplic Chernozems) территории Базового экспериментального комплекса (БЭК) Института оптики атмосферы СО РАН, расположенного на древней террасе правого берега реки Ушайки (правый приток Томи, бассейн Оби), в восточной части

макросклона Томь-Яйского междуречья с абсолютными отметками 152–160 м и доминирующими уклонами местности 0.3° – 3.0° . Здесь находится самый север ареала черноземов Томской области, где данные почвы встречаются в виде небольших участков [12]. Материнскими породами являются лёссовидные суглинки еловской свиты. Это определяет низкую пространственную вариабельность свойств гумусового горизонта и относительную простоту структуры почвенного покрова [14]. Доминирующими являются темно-серые почвы с промывным типом водного режима [24]. Согласно карте биомов России [15], на рассматриваемой территории распространен западно-сибирский южный мелколистственный биом. По классификации Кеппена–Гейгера климат территории снежный, гумидный с теплой весной (Dbf; snow fully humid with warm summer) [41], средняя температура июля и января составляет $+17.7$ и -17.0°C соответственно, среднегодовая сумма осадков — 400 мм при коэффициенте увлажнения по Высоцкому–Иванову 1.0.

По данным дистанционного зондирования, на месте БЭК до 2008 г. располагались сельскохозяйственные угодья и дачные участки. После создания БЭК антропогенная нагрузка на территорию снизилась, и на залежном лугу началось активное лесовозобновление. Поскольку порослевой лес мешает функционированию оптических приборов, испытываемых на БЭК, по свидетельству сотрудников ИОА СО РАН, на его территории 1–2 раза в год вырубает подрост и ежегодно скашивают травостой. Фоновые сообщества БЭК представлены разнотравно-злаковыми и злаково-разнотравными лугами с общим проективным покрытием 70–90% и высотой травяно-кустарничкового яруса 40–50 см. По нашим данным¹, фоновые значения надземной фитомассы в основном лежат в интервале 200–300 г/м². Среди злаков преобладают мятлик (*Poa pratensis*) и овсяница луговая (*Festuca pratensis*), ежа сборная (*Dactylis glomerata*). Из бобовых и разнотравья — клевер луговой (*Trifolium pratense*), одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale*), подмаренник мягкий (*Galium mollugo*). Луга мозаичны и полидоминантны. Интенсивнее развивающийся на некосимых участках подрост (проективное покрытие < 5%) представлен в основном берёзой повислой (*Betula pendula*), ивой козьей (*Salix caprea*) и осинкой (*Populus tremula*).

Осуществление контролируемых палов. На территории БЭК исследуют механизмы возникновения и распространения природных пожаров при переносе горящих частиц, а также самих частиц

¹ Надземная фитомасса собрана с площадок 50×50 см путем срезания побегов под корень ножницами, доведена до постоянного веса при 40°C и взвешена, после чего произведен пересчет на площадку площадью 1 м².

и процессы турбулентности в зоне пожара [13, 38]. Для этого в 2011 г. и далее ежегодно с 2019 г. на экспериментальных участках в последнюю декаду апреля — первую декаду мая проводили контролируемые палы прошлогодней травы на предварительно размеченных площадках с фиксацией температуры поверхностного слоя почвы при помощи контактных датчиков (термопар). На таких участках сохраняют травостой в течение предшествующего вегетационного сезона (табл. 1), чтобы на момент пала они были покрыты горючим материалом, поэтому уже выгоравшие участки повторно не поджигали. Распространение огня ограничивали с помощью удаления горючего материала за границами площадки и механической ликвидации пламени. Осуществляемые таким образом эксперименты можно рассматривать в качестве аналогов весенних палов травы, выполняемых в сельской местности России.

С 2019 г. на участках контролируемых палов сохраняют мортмассу (не проводят сенокошение), поэтому здесь произрастают не косимые несколько лет луга. Луга на участках контролируемого пожара 2011 г. и условном фоне выкашивают. Температура в приповерхностном слое почвы БЭК в момент прохождения огненного фронта повышалась до 50°C в течение 40–120 с. При быстром выгорании растительности спустя 1–2 мин после прохождения огня температура на 5–10°C превышала изначальную (до возгорания). В то же время длительное горение растительности повышало температуру поверхностного слоя почвы до 300°C и более в течение нескольких минут [13, 35, 38]. Таким образом, весенний луговой пал гетерогенен по температурному режиму в поверхностном слое почвы, и температура конкретных локусов напрямую зависит от наличия долго прогорающего материала, что в рамках данного исследования не контролировалось.

Таблица 1. Характеристика участков, пройденных пожарами на территории БЭК и использованных в настоящем исследовании

Год пожара	Время, прошедшее с выгорания	Площадь пала, м ²	<i>n</i>
Фон	—	—	11
2011	11 лет	300	9
2019	3 года	500	9
2020	2 года	30	5
2021	1 год	65	8
2022	2 мес	400	14

Примечание. *n* — число проб.

Границы площадок пожаров 2021 и 2022 гг. воспроизведены по сохранившимся колям, отмечавшим углы. Расположение остальных площадок восстановлено по фотографиям с земли, сделанным в соответствующие годы, и с квадрокоптера (в 2022 г.) за счет привязки к сохранившимся на местности объектам (ямам, стогам, дорогам, строениям и т.п.) и описаниям линейных расстояний до них, а также использования исторических данных дистанционного зондирования Земли.

Наиболее удаленные из обследованных участков находятся на расстоянии 250 м. Абсолютная высота обследованной территории колеблется в пределах 152–160 м при среднем уклоне 3% (по данным из открытого источника Google Earth Pro). В пределах БЭК отсутствует микро- и нанорельеф, который бы мог способствовать образованию гидроморфных комплексов.

Пробоотбор, аналитические работы и обработка данных. Полнопрофильное описание фоновой почвы и опробование верхнего 1 см слоя темно-гумусового горизонта черноземов² с разновозрастных (0–11 лет) палов и фоновых участков выполнены на БЭК в июле 2022 г. (рис. 1). В пределах визуально определенных границ участков разновозрастных палов пробы отбирали по равномерной сетке. В качестве фоновых участков выбраны территории, максимально близкие к палам и схожие с ними по положению в мезорельефе. Из рассмотрения исключена восточная часть полигона, которая в настоящее время закустарена. Всего получено 56 проб: 11 на негоревших участках и 45 на разновозрастных палах.

Во всех пробах определены следующие показатели. Величина pH измерена в водной суспензии при постоянном перемешивании (соотношение почва : раствор — 1 : 2,5) потенциометрически [16, 22] на приборе И-160МИ (Измерительная техника, Россия). Удельная электропроводность (ЕС_{1:5}) определена кондуктометрически в водной вытяжке (1 : 5) [22] на приборе Hanna HI 98331 (Германия). Гранулометрический состав исследован лазерно-дифрактометрически [16] в образцах, растертых пестиком с резиновым наконечником и предварительно обработанных 4% Na₄P₂O₇ для разрушения структурирующих агентов [16, 37], на приборе Analysette 22 Nano Tech (Fritsch, Германия) с применением ультразвуковой диспергации в соответствии с рекомендациями производителя и современными представлениями [25]. Катионно-анионный состав (содержание NO₃⁻, NO₂⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺ и NH₄⁺) водной вытяжки (1 : 5) изучен хроматографически [16] на приборе Стайер (Аквилон, Россия). Общая щелочность (щелочность от HCO₃⁻) определена титриметрически с 0.02 М H₂SO₄ и метиловым

² Оставшуюся на поверхности почвы недогоревшую стерню удаляли.

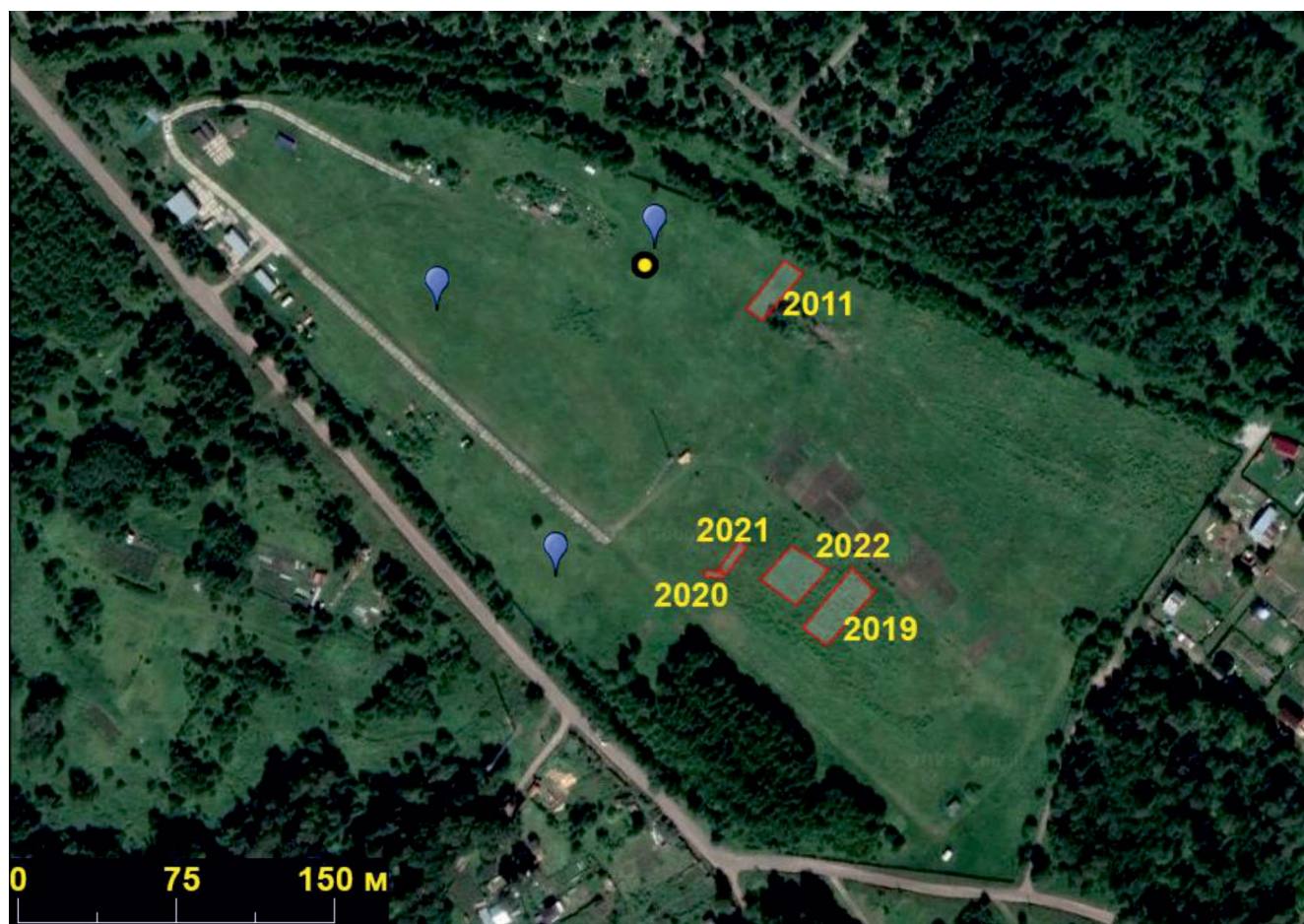


Рис. 1. Расположение участков (многоугольники с красным контуром), обследованных в пределах БЭК. Цифры – годы, выполнения палов. Голубым отмечены фоновые участки, желтым – место заложения разреза (описание см. табл. 1).

оранжевым [16, 22]. Общее содержание углерода ($C_{\text{общ}}$) и азота ($N_{\text{общ}}$) получено методом каталитического сжигания в токе кислорода [16] на CHNS-O элементном анализаторе EA 1110 (CE Instruments, Италия). Водорастворимое органическое вещество экстрагировали из почв холодной и горячей водой по методике, подробно описанной в [4]. Содержание подвижных форм соединений металлов, извлеченных ацетатно-аммонийным буфером с pH 7.0, измерено методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой на приборе iCAP-6500 (Thermo Scientific, США).

В рассмотрение включены биогенные элементы (Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Ni, Zn), активно накапливаемые растениями, щелочные и щелочноземельные металлы (Ba, Ca, K, Li, Mg, Na, Sr), содержание которых также повышено в зольном остатке луговой и степной растительности, а также Al, Ca и Fe, содержание форм которых связано с изменением кислотности среды. Показатели гранулометрического состава использованы в качестве

отрицательного контроля (предполагается отсутствие влияния пожаров на содержание гранулометрических фракций) и подтверждения того, что опробованные разновозрастные палы расположены в пределах одной почвенной разности.

Полученный массив данных разделен на 6 выборок в соответствии с возрастом пала, для которых подсчитаны статистические показатели. Значимость отличий почвенных показателей на разновозрастных горевших и негоревших участках сравнивали с помощью непараметрических H-критерия Краскела–Уоллиса (p_H) и U-критерия Манна–Уитни (p_U) в программе “Statistica”. Выборочные среднее, стандартное отклонение, медиана и коэффициент вариации (Cv) рассчитаны в программе “Statistica”. Пороговым считали уровень значимости $p = 0.05$ до поправки на множественное тестирование (FDR) по методу Холма–Бонферрони и 0.001 – после ее учета. Визуализация результатов выполнена в среде “R” с использованием стандартных команд.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Так как расстояние между наиболее удаленными точками пробоотбора не превышает 300 м, то предполагается, что все участки находятся в пределах одного элементарного почвенного ареала и характеризуются сходными свойствами. Это подтверждает близость гранулометрического состава почв рассматриваемых горевших и фоновых участков БЭК (рис. 2) и отсутствие значимых различий по Н-критерию Краскела–Уоллиса ($p = 0.06–0.24$). Лишь илистой фракции на двухлетнем пале меньше, чем на фоне: 2.6 и 3.6% соответственно (рис. 2), хотя эти различия незначимы после поправки на множественное тестирование. Коэффициент вариации содержания гранулометрических фракций составляет 7–40%, повышаясь до 60–80% на участках с пониженным содержанием мелкого песка. Такой уровень вариабельности содержания гранулометрических фракций свойственен гумусовому горизонту западно-сибирских агрочерноземов [18, 44] и текстурно-дифференцированных почв Центрально-Лесного заповедника [7]. Повышение уровня вариабельности содержания песчаных фракций при приближении к нижнему порогу обнаружения также отмечали ранее в почвах Центрально-Лесного заповедника [7] и Брянского ополья [10].

(Физико-)химические параметры. Средние значения величины рН колеблются в пределах 5.8–6.3. Минимальны значения на выгоревшем 1 год назад участке ($p_U = 0.02$), максимальны – на 11-летнем ($p_U < 0.0001$; $p_H < 0.0001$). Значения C_v составляют 1–4%, что типично для данного показателя в природных почвах [7, 9]. Все опробованные почвы не засолены и не содержат в темно-гумусовом горизонте карбонатов: средняя $ЕС_{1.5}$ колеблется в пределах 0.53–0.74 дС/м без значимых различий после FDR и по Н-критерию Краскела–Уоллиса.

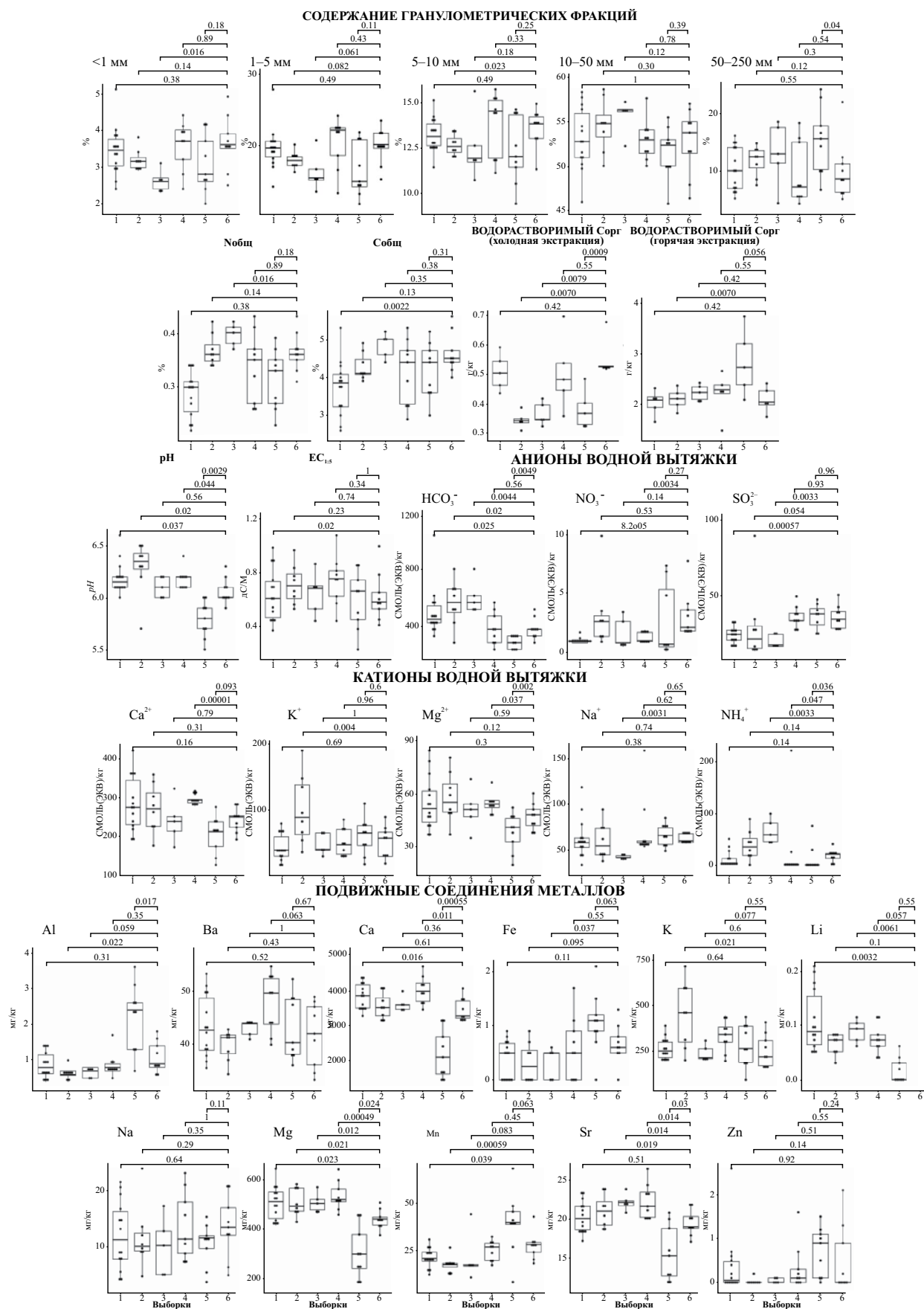
Содержание $N_{общ}$ колеблется в пределах 0.29–0.37% при повышенных значениях на пале этого года и 2–3-летних (0.36–0.36%; $p_U = 0.002–0.027$; $p_H = 0.0005$). Среднее содержание $C_{общ}$ колеблется в пределах 3.7–4.7% (значения $C_v = 10–20\%$ на разновозрастных палах и несколько увеличиваются от молодых палов к старым), понижено в почвах молодых палов ($p_H = 0.02$). Потери $C_{общ}$ в верхнем слое почв восполняются через 2 года после пожара. Распределение водорастворимого органического вещества, экстрагируемого

холодной и горячей водой, варьирует в узких пределах ($C_v = 7–25\%$ с несколько более повышенными значениями на 11-летнем пале и негоревшем участке) и не зависит от времени, прошедшего с последнего пожара. Выявленный разброс (0.31–0.69 и 1.5–3.7 г/кг для вещества, экстрагируемого холодной и горячей водой соответственно) аналогичен значениям, обнаруженным в черноземах Ростовской агломерации [4] и почвах кукурузного поля в южной Канаде [34].

Пожары приводят к кратковременным и долгосрочным изменениям в свойствах почв. К кратковременным изменениям относят рост $ЕС_{1.5}$ и рН и снижение содержания $C_{общ}$, наблюдавшиеся в семиаридных лесных и кустарниковых сообществах Испании [26, 33, 29] и Австралии [39]. После пожаров в суглинистых почвах Намибии возросло содержание подвижных оснований, а в песчаных уменьшилось за счет выноса поступивших элементов в грунтовые воды [40]. В постпирогенных Cambisols Хорватии в течение первого года наиболее чувствительными индикаторами были величина рН, $ЕС_{1.5}$, содержание $CaCO_3$, $N_{общ}$, начинавшие приближаться к фоновым показателям уже через 9 месяцев после пожара [36]. В первый вегетационный сезон после пожара отмечали повышенные значения рН для верхнего 0–5-сантиметрового слоя почвы [45]. В аналогичном слое зауральских постпирогенных черноземов Башкирии относительно фоновых в течение как минимум двух лет было выше содержание $N_{общ}$, сухого остатка и токсичных солей, а также значения величины рН [1, 2]. В почвах семиаридных кустарниковых сообществ юго-восточной Испании увеличение частоты пожаров сопровождалось резким снижением содержания $C_{орг}$ и $N_{общ}$ [27, 31]. Отмеченные послепожарные особенности почв лишь частично совпадают с результатами, полученными по черноземам БЭК. Возможность разнонаправленных изменений в свойствах почв постпирогенных экосистем отмечали и ранее [43]. Кроме того, на примере почв Европы отмечено минимальное воздействие пожаров на свойства почв луговых экосистем [42]. К долгосрочным изменениям в свойствах почв относят рост содержания растворимых солей, установленный для лугов восточной Венгрии [47].

Состав водной вытяжки. На двухлетнем пале содержание водорастворимого Na^+ минимально (42 смоль(экв)/кг; $p_U = 0.0005$), Mg^{2+} – максимально ($p_U < 0.007$). Относительно фоновых значений

Рис. 2. Свойства поверхностного слоя обследованных миграционно-мицелярных черноземов БЭК в выборках: 1 – горевший 2 месяца назад (в 2022 г.); 2 – горевший 1 год назад (в 2021 г.); 3 – горевший 2 года назад (в 2020 г.); 4 – горевший 3 года назад (в 2019 г.); 5 – горевший 11 лет назад (в 2011 г.); 6 – фон. На графиках показаны: прямоугольник – первый и третий квартили, черная линия – медиана, усы – 1.5 межквартильных интервала, точки – выбросы. Над графиками приведены значения p_U для соответствующих выборок, отмеченных скобками.



содержание водорастворимого Ca^{2+} повышено на 0–3-летних палах. Но только для участков, прогоравших 2 мес. назад и 3 года назад, различия значимы ($p_U < 0.044$). Содержание водорастворимых NO_2^- повышено (1.42 ± 0.72 смоль(экв)/кг; $p_U = 0.02$) на выгоревшем 1 год назад участке, а на остальных меньше 0.4 смоль(экв)/кг. Пониженное содержание водорастворимых NO_3^- характерно для участков, горевших в этом сезоне и 3 года назад ($p_U < 0.001$; $p_H = 0.004$), а SO_4^{2-} — в этом и позапрошлом году ($p_U < 0.0005$; $p_H = 0.0001$). Щелочность от HCO_3^- повышена на молодых палах ($p_U < 0.009$) при локальном минимуме на старовозрастном пале ($p_U = 0.004$; $p_H < 0.0001$).

Подвижные соединения металлов. Содержание подвижных Ba, Fe, Cu, Na, Zn значимо не отличается в почвах разновозрастных палей. Относительно фонового участка в почвах молодых палов подвижного Mg больше (средние значения 504–532 мг/кг; $p_U = 0.003$ –0.052), а на старовозрастной — меньше (305 мг/кг; $p_U = 0.038$; $p_H = 0.0002$). Похожая, но менее четкая картина свойственна Ca и Sr. Сходным образом ведет себя и подвижный Li: его больше на молодых палах, чем на старовозрастных и фоне ($p_H < 0.0001$). В почвах молодых палов подвижного Al меньше (средние значения 0.66–0.88 мг/кг при $C_v = 19$ –42%), чем на старовозрастном и фоне (1.1–2.2 мг/кг; $C_v = 42$ –43%), хотя значимые различия обнаружены только в отношении участков, горевших 1 и 11 лет назад ($p_U = 0.01$ –0.04; $p_H < 0.0014$). Похожие тенденции характерны для Mn^{2+} . Подвижного K^+ больше в почвах участков, горевших 1 и 11 лет назад ($p_U = 0.012$ –0.038; $p_H = 0.03$). На двухгодичном пале минимально содержание подвижного Ni (< 0.08 мг/кг во всех пробах — нижний предел обнаружения).

Повышенный уровень вариабельности содержания подвижных соединений металлов относительно валового содержания того же элемента, величины pH, содержания гумуса и гранулометрических фракций отмечали для черноземов [18] и текстурно-дифференцированных почв [7, 9] фоновых и агроландшафтов, что, вероятно, является характерной особенностью данных показателей.

Выявленное повышенное содержание подвижных соединений щелочноземельных металлов, поступающих из золы растений и слабо подвижных в нейтральной среде гумусового горизонта чернозема, совпадает с литературными данными о том, что сгорание надземной фитомассы кратковременно увеличивает в почвах концентрацию элементов минерального питания растений, быстро возвращающуюся к допожарному уровню [42]. В первый вегетационный сезон после пожара в верхнем 5-сантиметровом слое почвы повысилось содержание подвижных Ca, Mg, Na и K [45]. Верхний 5-сантиметровый слой зауральских постпирогенных

черноземов Башкирии относительно фоновых в течение как минимум 2 лет содержал больше подвижных Ca, K и Na [1, 2]. В течение 7–18 лет постпирогенные почвы северо-востока Иберийского полуострова содержали больше подвижных Ca и Mg, $N_{\text{общ}}$ относительно негоревших [30]. Однако, по нашим данным, повышенные концентрации сохраняются как минимум 3 года (но не более 10), так как на 11 год после пожара на БЭК концентрация подвижных соединений щелочноземельных металлов в верхнем 1-сантиметровом слое почвы близка к фоновому уровню. Снижение содержания подвижных соединений металлов по мере увеличения срока, прошедшего с момента пожара, может быть обусловлено их выносом в условиях периодически промывного водного режима, характерного для рассматриваемой территории.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Весенние палы травы слабо влияют на химические свойства почв Базового экспериментального комплекса, расположенного в пределах Томска. В верхнем слое гумусового горизонта изученной хроносерии постпирогенных миграционно-мицелярных черноземов не выявлено монотонных изменений электропроводности и катионно-анионного состава водной вытяжки, величины pH, содержания гранулометрических фракций, $C_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$, водорастворимого органического вещества, подвижных соединений Al, Ba, Fe, K, Li, Mn, Na, Ni, Zn. Следовательно, эти показатели гумусового горизонта черноземов юго-востока Западной Сибири на крайней северной границе своего ареала устойчивы к пирогенному воздействию от весенних палов травы. Среди изученных показателей в качестве индикаторов существовавшего до 11 лет назад пирогенного воздействия можно отметить содержание подвижных Ca, Mg и Sr, а также водорастворимого Mg^{2+} и щелочность от HCO_3^- при наличии сопряженных данных с негоревшего участка. Их содержание снижается по мере увеличения срока, прошедшего с момента пожара.

В верхнем слое гумусового горизонта фонового чернозема отмечена очень низкая вариабельность ($C_v < 10\%$) в отношении величины pH; низкая ($C_v = 10$ –20%) — содержания средней пыли, водорастворимого органического вещества, водорастворимого Na^+ и подвижных катионов щелочно-земельных металлов (Ba, Ca, Sr); при повышенных значениях (50–100%) — содержания мелкого песка, $C_{\text{общ}}$, $N_{\text{общ}}$ и водорастворимых NO_3^- , K^+ , NH_4^+ ; и очень высоких (>100%) — для подвижных Li и Zn. Значения C_v остальных изученных показателей варьировали в пределах 20–50%. На горевших участках повышены значения C_v содержания подвижного Na^+ и понижены — $\text{EC}_{1:5}$, содержания $N_{\text{общ}}$, $C_{\text{общ}}$ и подвижного Mg.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Полевые работы выполнены на территории БЭК Института оптики атмосферы СО РАН с использованием оборудования ЦКП “Атмосфера”, приобретенного из средств Минобрнауки России (соглашение № 075-15-2021-661). Авторы благодарны В.В. Рейно (ИОА СО РАН) за содействие в организации работ и А.П. Гинзбургу (МГУ им. М.В. Ломоносова), выполнившему опробование почв и их морфологическое описание. Химико-аналитические работы выполнены в Эколого-геохимическом центре географического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (физико-химические свойства и пробоподготовка – А.П. Гинзбург и П.Р. Енчилик, хроматография – Л.В. Добрыднева), ИПТМ РАН (элементный состав почвенной вытяжки – группа В.К. Карандашева) и в ЦКП “Хроматография” (регистрационный номер 3297), созданном на базе экоаналитической лаборатории ИБ Коми НЦ УрО РАН ($C_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ – Е.А. Туманова). Водорастворимое органическое вещество исследовано в лаборатории Smart Urban Nature РУДН (группа В.И. Васенева). При подборе объектов исследования использованы материалы, предоставленные Центром коллективного пользования “Геопортал” (МГУ им. М.В. Ломоносова).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта РНФ № 22-27-00329.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.1134/S1064229323603062>.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Комиссаров М.А., Сулейманов Р.Р., Суюндуков Я.Т., Хасанова Р.Ф., Сидорова Л.В., Комиссаров А.В., Сулейманов А.Р., Назырова Ф.И. Влияние пожаров на свойства степных почв Зауралья // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1513–1523. <https://doi.org/10.1016/10.1134/S1064229319120044>
2. Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Сулейманов Р.Р., Комиссаров М.А., Хабиров И.К., Сидорова Л.В., Назырова Ф.И., Простякова З.Г., Котлугалямова Э.Ю. Влияние низовых пожаров на свойства и эрозию лесных почв южного Урала (Башкирский государственный природный заповедник) // Почвоведение. 2019. № 4. С. 412–421. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19040075>
3. Гераськина А.П., Тебенькова Д.Н., Ершов Д.В., Ручинская Е.В., Сибицева Н.В., Лукина Н.В. Пожары как фактор утраты биоразнообразия и функций лесных экосистем // Вопросы лесной науки. 2021. Т. 4. № 2. С. 82. <https://doi.org/10.31509/2658-607x-202142-11>
4. Горбов С.Н., Безуглова О.С., Скрипников П.Н., Тищенко С.А. Растворимое органическое вещество в почвах Ростовской агломерации // Почвоведение. 2022. № 7. С. 894–908. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2207005X>
5. Дусаева Г.Х., Калмыкова О.Г. Влияние пожаров на растительный покров степей Евразии: обзор литературы // Бюл. Московского общества испытателей природы. Отдел биологический. 2021. Т. 126. № 2. С. 25–37.
6. Дымов А.А. Сукцессии почв в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 318 с. <http://doi.org/10.34756/GEOS.2020.10.37828>
7. Енчилик П.Р., Семенов И.Н. Пространственная изменчивость элементного состава почв в катене Центрально-Лесного заповедника // Лесоведение. 2022. № 4. С. 411–418. <https://doi.org/10.31857/S0024114822030068>
8. Казеев К.Ш., Одабашян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И. Оценка влияния разных факторов пирогенного воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372–1382. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20110064>
9. Карпущина Н.Ю., Карпущин М.М., Самсонова В.П., Кротов Д.Г. Пространственная изменчивость содержания тяжелых металлов в агросерой почве в масштабе сельскохозяйственного угодья // Агрохимия. 2012. № 8. С. 57–65.
10. Кротов Д.Г., Самсонова В.П. Пространственная изменчивость гранулометрического состава агросерых почв и агросерых со вторым гумусовым горизонтом // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2009. № 1. С. 19–23.
11. Кудрявцев А.Ю. Воздействие пожаров на экосистемы заповедника “Приволжская лесостепь” // Степной бюл. 2015. № 43–44. С. 12–16.
12. Кузнецов К.А. Почвы Томской области (предварительное сообщение) // Вопросы географии Сибири. Томск, 1949. № 2. С. 69–86.
13. Лобода Е.Л., Касымов Д.П., Агафонцев М.В., Рейно В.В., Гордеев Е.В., Тарканова В.А., Мартынов П.С., Орлов К.Е., Савин К.В., Дутов А.И.,

- Лобода Ю.А.* Влияние малых природных пожаров на характеристики атмосферы вблизи очага горения // *Оптика атмосферы и океана*. 2020. Т. 33. № 10 (381). С. 818–823.
<https://doi.org/10.15372/AOO20201011>
14. *Лойко С.В., Крицков И.В., Куликова О.Р., Истигечев Г.И.* Влияние рельефа и крестьянского природопользования на цветность гумусовых горизонтов в предгорной подтайге юго-востока Западной Сибири. Отражение био-, гео-, антропоферных взаимодействий в почвах и почвенном покрове. Сб. матер. V Междунар. науч. конф., посвященной 85-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ. Томск: Национальный исследовательский Томский гос. ун-т, 2015. С. 56–61.
 15. *Огуреева Г.Н., Леонова Н.Б., Булдакова Е.В., Кадетов Н.Г., Архипова М.В., Микляева И.М., Бочарников М.В., Дудов С.В., Игнатова Е.А., Игнатов М.С., Мучник Е.Э., Урбанавичюс Г.П., Даниленко А.К., Румянцев В.Ю., Емельянова Л.Г., Леонтьева О.А., Романов А.А., Константинов П.А.* Биомы России. М-б 1 : 7 500 000. М.: Всемирный фонд дикой природы, 2018.
 16. *Пансю М., Готеру Ж.* Анализ почвы. Справочник. Минералогические, органические и неорганические методы анализа. СПб.: ЦОП Профессия, 2014. 800 с.
 17. *Пивоварова Е.Г.* Решение вопросов пространственной и временной вариации агрохимических свойств почв с помощью информационно-логического анализа // *Агрохимия*. 2006. № 8. С. 77–84.
 18. *Семенков И.Н., Касимов Н.С., Терская Е.В.* Латеральная дифференциация форм соединений металлов в почвенных суглинистых катенах центра Западно-Сибирской равнины // *Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география*. 2019. № 3. С. 25–37.
 19. *Соколов И.А., Таргульян В.О.* Взаимодействие почвы и среды: почва–память и почва–момент // *Изучение и освоение природной среды*. М.: Наука, 1976. С. 150–164.
 20. *Ступакова Г.А., Лапушкина А.А., Щиплецова Т.И., Митрофанов Д.К., Холяева О.В.* Вариабельность содержания показателей плодородия в стандартных образцах разных типов почв // *Плодородие*. 2022. № 5 (128). С. 11–16.
<https://doi.org/10.25680/S19948603.2022.128.03>
 21. *Таргульян В.О., Соколов И.А.* Структурный и функциональный подход к почве: почва-память и почва-момент // *Математическое моделирование в экологии*. М.: Наука, 1978. С. 17–33.
 22. *Теория и практика химического анализа почв* / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
 23. *Титлянова А. А., Самбуу А. Д.* Сукцессии в травяных экосистемах. Новосибирск: Изд-во со РАН, 2016. 191 с.
 24. *Фридланд В.М.* Почвенная карта РСФСР. М-б 1 : 2 500 000. М.: ГУГК, 1988. 16 л.
 25. *Юдина А.В., Фомин Д.С., Валдес-Коровкин И.А., Чурилин Н.А., Александрова М.С., Головлева Ю.А., Филиппов Н.В., Ковда И.В., Дымов А.А., Милановский Е.Ю.* Пути создания классификации почв по гранулометрическому составу на основе метода лазерной дифракции // *Почвоведение*. 2020. № 11. С. 1353–1371.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20110143>
 26. *Badia D., Martí C.* Fire and rainfall energy effects on soil erosion and runoff generation in semi-arid forested lands // *Arid L. Res. Manag.* 2008. V. 22. P. 93–108.
<https://doi.org/10.1080/15324980801957721>
 27. *Carreira J. A., Niell F. X., Lajtha K.* Soil nitrogen availability and nitrification in Mediterranean shrublands of varying fire history and successional stage // *Biogeochemistry*. 1994. V. 26. № 3. P. 189–209.
<https://doi.org/10.1007/BF00002906>
 28. *Fernandez-Anez N., Krasovskiy A., Müller M., Vacik H., Baetens J., Hukić E., Kapovic Solomun M. et al.* Current Wildland Fire Patterns and Challenges in Europe: A Synthesis of National Perspectives // *Air, Soil and Water Research*. 2021. V. 14.
<https://doi.org/10.1177/11786221211028185>
 29. *Fontúrbel M.T., Barreiro A., Vega J.A., Martín A., Jiménez E., Carballas T., Fernández C., Díaz-Raviña M.* Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities // *Geoderma*. 2012. V. 191. P. 51–60.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.037>
 30. *Franco M., Ubeda X., Pereira P., Alcañiz M.* Long-term impact of wildfire on soils exposed to different fire severities. A case study in Cadiretes Massif (NE Iberian Peninsula) // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 615(1). P. 664–671.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.311>
 31. *Fultz L.M., Moore-Kucera J., Dathe J., Davinic M., Perry G., Wester D., Schwilk D.W., Rideout-Hanzak S.* Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest // *Appl. Soil Ecol.* 2016. V. 99. P. 118–128.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.023>
 32. *Galaktionova L.V., Vasilchenko A.V.* Sustainability of soils to fires as a factor of preservation the shape of steppe protected areas // *Nature Conservation Research. Заповедная наука*. 2019. V. 4 (Suppl. 2). P. 98–103.
<https://dx.doi.org/10.24189/ncr.2019.041>

33. *Granged A.J.P., Zavala L.M., Jordán A., Bárce-nas-Moreno G.* Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study // *Geoderma*. 2011. V. 164. P. 85–94.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.05.017>
34. *Gregorich E.G., Beare M.H., Stoklas U., St-Georges P.* Biodegradability of soluble organic matter in maize-cropped soils // *Geoderma*. 2003. V. 113. P. 237–252.
[https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00363-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00363-4)
35. *Grishin A.M., Filkov A.I., Loboda E.L., Kuznetsov V.T., Kasymov D.P., Andreyuk S.M., Ivanov A.I., Stol-yarchuk N.D., Reyno V.V., Kozlov A.V.* A field exper-iment on grass fire effects on wooden constructions and peat layer ignition // *Int. J. Wildland Fire*. 2014. V. 23. № 3. P. 445–449.
<https://doi.org/10.1071/WF12069>
36. *Hrelja I., Šestak I., Delač D., Pereira P., Bogunović I.* Soil Chemical properties and trace elements after wildfire in Mediterranean Croatia: effect of severity, vegetation type and time-since-fire // *Agronomy*. 2022. V. 12(7). P. 1515.
<https://doi.org/10.3390/agronomy12071515>
37. *Jillavenkatesa A., Dapkunas S.J., Lum L.-S.H.* Particle size characterization. Vashington: US Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology, 2001. 164 p.
38. *Loboda E., Kasymov D., Agafontsev M., Tarakanova V., Martynov P., Loboda Y., Orlov K., Savin K., Dutov A., Reyno V., Gordeev Y.* Effect of small-scale wildfires on the air parameters near the burning centers // *At-mosphere*. 2021. V. 12. № 1. P. 75.
<https://doi.org/10.3390/atmos12010075>
39. *Muñoz-Rojas M., Erickson T.E., Martini D., Dix-on K.W., Merritt D.J.* Soil physicochemical and micro-biological indicators of short, medium and long term post-fire recovery in semi-arid ecosystems // *Ecol. Indic.* 2016. V. 63. P. 14–22.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.038>
40. *Nghalipo E., Joubert D., Throop H., Groengroeft A.* The effect of fire history on soil nutrients and soil organic car-bon in a semi-arid savanna woodland, central Namibia // *African J. Range Forage Sci.* 2019. V. 36. № 1. P. 9–16.
<https://doi.org/10.2989/10220119.2018.1526825>
41. *Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A.* Updated World Map of the Köppen-Geiger Climate Classifica-tion // *Hydrology and Earth System Sciences*. 2007. V. 11. № 5. P. 1633–1644.
<https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
42. *Pereira P., Francos M., Ubeda X., Brevik E.C.* Fire impacts in European grassland ecosystems // *Wildfires: Perspec-tives, Issues and Challenges of the 21st Century*. Haup-pauge, NY: Nova Science Publishers, 2017. P. 1–28.
43. *Semenkov I.N., Koroleva T.V., Karpachesky A.M., Led-nev S.A., Sharapova A.V.* Short-term changes in chem-ical properties of topsoil (0–10 cm) after low-intensity fires caused by landings of first stages of space rock-ets Proton-M in Central Kazakhstan // *IOP Confer-ence Series: Earth and Environmental Science*. 2021. V. 862. P. 012109.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/862/1/012109>
44. *Semenkov I.N., Yakushev A.I.* Dataset on heavy metal content in background soils of the three gully catch-ments at Western Siberia // *Data in Brief*. 2019. V. 26. P. 104496.
<https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104496>
45. *Snyman H.A.* Fire and the dynamics of a semi-arid grassland: Influence on soil characteristics *African J. Range Forage Sci.* 2002. V. 19. P. 137–45.
<https://doi.org/10.2989/10220110209485786>
46. *Valkó O., Deák B.* Increasing the potential of pre-scribed burning for the biodiversity conservation of European grasslands // *Current Opinion in Envi-ronmental Science Health*. 2021. V. 22. P. 100268.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100268>
47. *Valkó O., Deák B., Magura T., Török P., Kelemen A., Tóth K., Horváth R., Nagy D.D., Debnár Z., Zsigrai G., Kapocsi I., Tóthmérész B.* Supporting biodiversity by pre-scribed burning in grasslands — A multi-taxa approach // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 572. P. 1377–1384.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.184>
48. *Wittenberg L., Pereira P.* Fire and soils: Measurements, modelling, management and challenges // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 776. P. 145964.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145964>

Influence of Spring Burns on the Properties of Humus Horizon of Chernozem in the Southeast of Western Siberia

**I. N. Semenov^{1, *}, S. A. Lednev¹, G. V. Klink², D. P. Kasymov^{3, 4},
M. V. Agafontsev^{3, 4}, S. N. Kostrova⁵, and T. V. Koroleva¹**

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

²*Kharkevich Institute for Information Transmission Problems of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 127051 Russia*

³*Zuev Institute of Atmospheric Optics SB RAS, Tomsk, 634055 Russia*

⁴*Tomsk State University, Tomsk, 634050 Russia*

⁵*Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, 167982 Russia*

**e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

On the example of soils of the Basic Experimental Complex of the Institute of Atmospheric Optics, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Tomsk), the influence of spring grass burns on the properties of the upper layer of the humus horizon of Chernozems. In the areas that burned two months ago, 1, 2, 3 and 11 years ago, a total of 56 samples (5–9 replicates) were collected. We found a considerably high stability of the controlled properties of soils (cationic-anionic composition of water extract, content of grain-size fractions and mobile compounds of a wide range of elements, total C and N, organic carbon, pH value, basicity from carbonates) to pyrogenic effects from spring grass fires. Informative indicators reflecting a significant pyrogenic impact over the past 11 years were the content of mobile Ca, Mg and Sr, as well as water-soluble Mg^{2+} and basicity from carbonates. Their content is higher in the soils of young (0–3 years) burnt areas relative to the old (11 year old) burnt areas and unburnt areas. Among the studied parameters, the pH value, the content of mobile Ba and Sr, and grain-size fractions of 1–5, 5–10, and 10–50 μm , had the low coefficient of variation (<20%), and content of water-soluble ammonium and mobile Li and Zn had the high coefficient of variation (>70%).

Keywords: heterogeneity of soil properties, soil fertility, ecological indicators, physico-chemical properties of soils, Chernozems, black soils, chronosequence, space-for-time substitution, controlled conditions, model experiment

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.05+504.53

МИКРОПЛАСТИК В ПОЧВАХ ХОЛМОВ ТАЛА, ВОСТОЧНАЯ АНТАРКТИДА

© 2024 г. Т. И. Кухарчик^{а,*} (<http://orcid.org/0000-0003-3434-1244>),
С. В. Какарека^а, К. О. Рябычин^а

^аИнститут природопользования Национальной академии наук Беларуси,
ул. Ф. Скорины, 10, Минск, 220076 Беларусь

*e-mail: tkukharchyk@gmail.com

Поступила в редакцию 11.07.2023 г.

После доработки 13.10.2023 г.

Принята к публикации 14.10.2023 г.

Впервые на примере оазиса Вечерний, Холмы Тала, Земля Эндерби получены данные о содержании частиц микропластика (менее 5 мм) в почвах Восточной Антарктиды. Проанализировано 7 проб, отобранных с глубины 0–15 см. Исследовали две фракции почв (<1 мм и 1–5 мм) в трехкратной повторности (42 индивидуальные навески). Методика выделения частиц микропластика включала просеивание почв, плотностное разделение в растворе хлорида цинка, центрифугирование, вакуумную фильтрацию и микроскопический анализ. Для фильтрации использовали фильтры из стекловолокна с диаметром пор 1.6 мкм. Количественную оценку частиц микропластика осуществляли с помощью микроскопа, цифровой камеры и соответствующего программного обеспечения. Установлено, что частицы микропластика присутствуют во всех проанализированных пробах. Их количество варьирует от 66 до 1933 ед./кг сухой почвы. В большинстве случаев преобладают частицы размером <1 мм, на долю которых приходится от 70 до 100%. В 70% случаев доминируют волокна, в 30% — фрагменты неправильной формы пластмасс; пленки встречаются единично. Отсутствует четко выраженная приуроченность повышенного количества частиц микропластика к объектам инфраструктуры, что может быть следствием влияния других факторов, в том числе локального и дальнего переноса.

Ключевые слова: пластик, микроскопия, волокна, загрязнение почв

DOI: 10.31857/S0032180X24030098, EDN: YNXTGQ

ВВЕДЕНИЕ

Вопросы загрязнения природной среды Антарктиды пластиком и микропластиком по мере накопления данных приобретают все большую актуальность [15, 20, 21, 44, 52]. Становится очевидным, что Антарктида и Южный океан не так изолированы от остального мира, как считалось ранее [30, 47]. Пластик, попадая в океан с суши в низких широтах и с морских судов различного назначения, благодаря долговечности и устойчивости к воздействию внешних факторов, а также циркумполярным течениям способен достигать Антарктики. Кроме того, имеются и локальные источники поступления пластика и микропластика в окружающую среду вследствие деятельности научных станций и туризма [11, 25, 26]. В последние годы повышено внимание к трансграничному переносу частиц микропластика с воздушными массами [9, 14, 37].

К настоящему времени получены доказательства присутствия частиц микропластика в различных природных компонентах Антарктики, например, в поверхностных отложениях ледника Коллинза на острове Кинг-Джордж [26], в снежном покрове в районе острова Росс [11], в керне припайного морского льда в районе станции Кейси [31], морской воде в районе Антарктического полуострова [34], донных морских отложениях вблизи станции Ротера, остров Аделэйд [42], и заливе Терра Нова, море Росса [39], поверхностных водах ручья на полуострове Байерс, остров Ливингстон [25]. Зафиксировано попадание частиц микропластика в организм морских и наземных представителей фауны, в том числе буревестников [24], морских котиков [22], пингвинов [13], в кишечник коллембол [12], что подтверждает опасность циркуляции данного типа загрязнителя.

Изучению содержания частиц микропластика в почвах Антарктиды посвящена работа [40].

Являясь пионерной в этом направлении исследований, она выполнена на примере п-ва Файлдс, о-в Кинг Джордж, Западная Антарктика. Исследования показали, что антарктические почвы весьма разнообразны и могут существенно различаться даже в пределах отдельных оазисов [1, 3, 4, 6], что свидетельствует о значительной вариабельности условий накопления и миграции загрязняющих веществ, включая микропластик.

Как известно, освоение Антарктиды, строительство и функционирование научных антарктических станций привело к накоплению в почвах тяжелых металлов, полициклических ароматических углеводородов, нефтепродуктов и других загрязнителей [2, 8, 10, 32, 36]. Учитывая способность частиц микропластика сорбировать загрязняющие вещества [38, 43], актуальность изучения загрязнения почв микропластиком повышается. Согласно обобщению [7], учет традиционных и новых типов загрязнений является крайне важным для интегрированной оценки экотоксичности почв.

Цель работы — получить первые оценки содержания частиц микропластика в почвах оазиса Холмы Тала и сформировать представление о данном типе загрязнения почв для выбора направлений дальнейших исследований. В ходе исследований решались следующие задачи: отбор проб почв в различных фациальных условиях; выбор и апробация процедуры выделения частиц микропластика из проб почв; выделение частиц микропластика и оценка их количества; интерпретация полученных результатов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Регион исследования, пробы. Исследования выполнены в оазисе Вечерний, расположенном в восточной части Холмов Тала, Земля Эндерби. Оазис включает основную скалистую гряду с доминирующей высотой — собственно г. Вечерней (272.0 м) и несколько более низких гряд, вытянутых практически параллельно берегу с ориентацией северо-запад — юго-восток. Северо-восточные склоны гряд крутые и короткие, местами обрывистые, юго-западные — пологие. Гряды разделены террасированными долинами, днища которых заняты ледниками и руслами временных водотоков.

В период с конца 1970-х по 1991 гг. здесь функционировала в круглогодичном автономном режиме полевая база “Гора Вечерняя” Российской антарктической экспедиции, которая обеспечивала работу аэродрома. К настоящему времени объекты инфраструктуры полевой базы частично демонтированы; часть сохранившихся объектов используется Белорусской антарктической экспедицией (БАЭ). С 2011 г. здесь начала работать в сезонном режиме БАЭ, а в 2015 г. начато строительство Белорусской антарктической станции.

В соответствии с требованиями Протокола по охране окружающей среды к Договору об Антарктике в оазисе Вечерний с учетом природных особенностей местности и возможных источников антропогенного воздействия с 2012 г. заложена сеть локального мониторинга, включающая 15 пунктов наблюдений почв. В ходе ежегодной БАЭ выполняется отбор проб и их химико-аналитические определения [33]. Для оценки содержания частиц микропластика в почвах оазиса нами выбраны 7 проб почв, отобранных участниками 12-ой БАЭ в 2019/2020 гг., которые характеризуют как условно фоновые районы, так и подверженные антропогенным воздействиям. Пробы почв отбирали с глубины 0–15 см.

Местоположение точек отбора проб приведено на рис. 1, их краткая характеристика — в табл. 1.

Почвообразующими породами являются продукты выветривания коренных пород, делювий, коллювий, флювиогляциальные и моренные отложения. Общий вид двух типичных участков отбора (на флювиогляциальных и моренных отложениях) приведен на рис. 2. Почвы слаборазвиты, верхние горизонты представлены щебнисто-гравийным, песчано-гравийным или каменисто-щебнистым материалом и по своим свойствам относятся к мерзлотным почвам (Cryosols). На долю мелкозема (фракции диаметром <1 мм) приходится, как правило, менее 50% массы пробы; для моренного участка их доля составляет 65.5%. Потери при прокаливании для указанных проб варьируют от 0.1 до 1.0%, что подтверждает полученные ранее данные о крайне низком содержании органического вещества в почвах оазиса [33]. Почвы преимущественно кислые, в районе моренных отложений — слабокислые.

Методы выделения и количественной оценки частиц микропластика. Как и в отношении других природных компонентов, стандартизированные методы выделения и количественного определения содержания частиц микропластика из почвы отсутствуют. Для выбора методики изучения содержания частиц микропластика в оазисе Вечернем проанализированы научные статьи, касающиеся загрязнения почв в других регионах Земли [5, 23, 28, 35, 49, 51, 53]. С учетом имеющегося опыта выбраны и апробированы следующие методы выявления и количественной оценки содержания частиц микропластика: просеивания проб, плотностного разделения в солевом растворе, центрифугирования, вакуумной фильтрации и микроскопического анализа. Окисление проб для удаления органических остатков вследствие низкого их содержания не проводили.

Просеивание проб. Первоначальным этапом исследования стал анализ гранулометрического состава почв с одновременной попыткой выяснить,

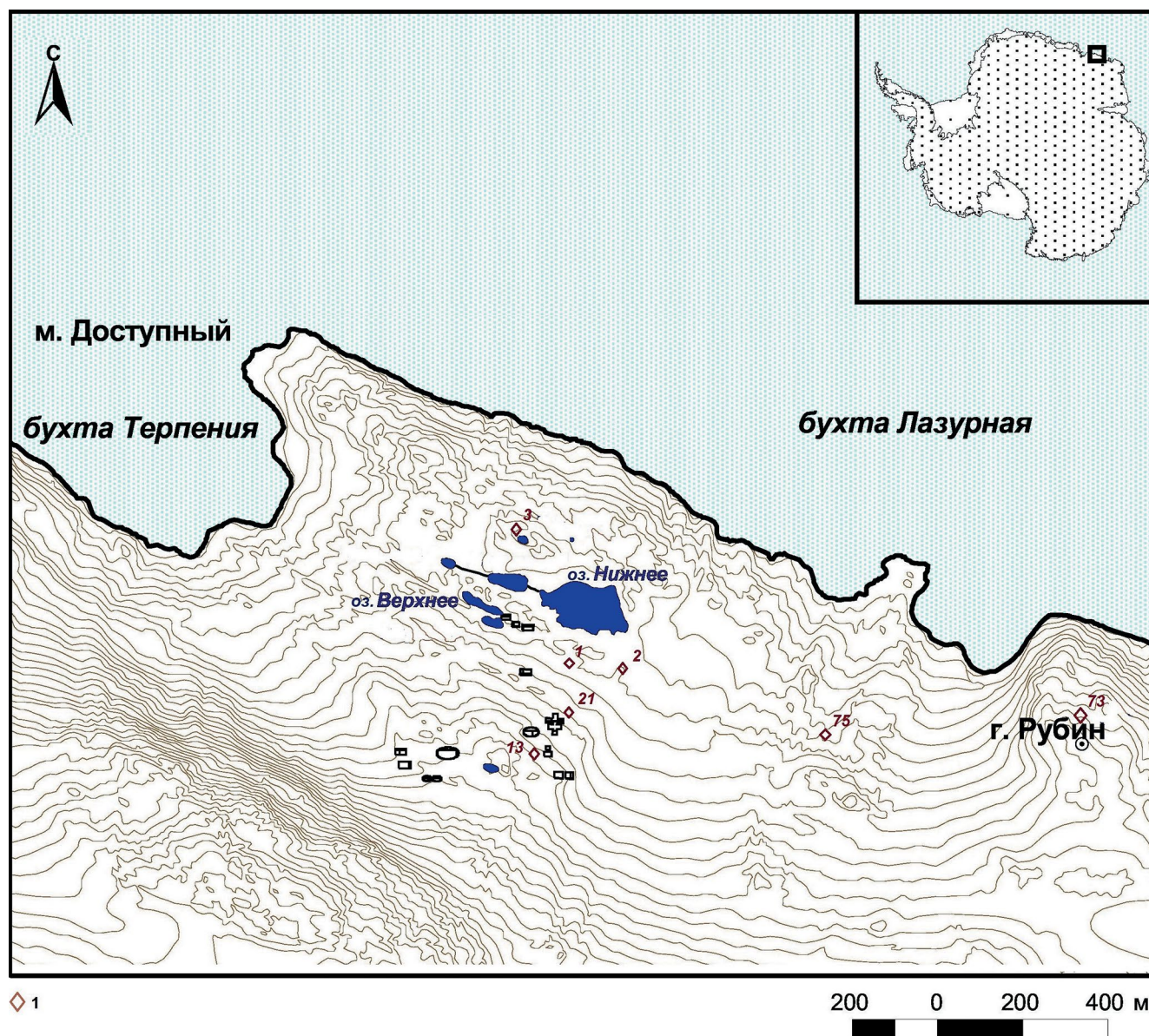


Рис. 1. Местоположение точек отбора проб почв в оазисе Вечерний, Земля Энтерби.

возможна ли фиксация частиц микропластика в почвах с минимальной пробоподготовкой. После высушивания проб до воздушно-сухого состояния их разделяли на фракции с использованием сит со стандартными размерами ячеек и затем исследовали под микроскопом. Общая масса проб, использованных для исследований, варьировала от 750 до 1050 г. Использовали сита с перфорированным полотном и следующими размерами ячеек: 0,5, 1, 2 и 5 мм. Границы размеров, по которым проводилась оценка, соответственно составили: <0,5, 0,5–1, 1–2 и 2–5 мм.

Каждая фракция была сфотографирована под микроскопом с 10- и 40-кратным увеличением.

Примеры полученных фотографий для пробы 1 приведены на рис. 3.

Анализ полученных фракций под микроскопом показал, что визуально частицы микропластика не выявляются. Было установлено, что на частицах крупных фракций (>1 мм) имеются налипшие мелкодисперсные частицы, образующие конгломераты, которые могут влиять на последующий анализ. Это может происходить из-за того, что в таких конгломератах находятся частицы микропластика, и тем самым результаты исследования крупных фракций могут быть завышены. Существуют различные подходы к пробоподготовке, которые могут свести влияние данного фактора

Таблица 1. Общие сведения о пробах почв, отобранных для определения частиц микропластика в оазисе Вечерний, Земля Эндерби (2019/2020 г.)

Местоположение и характер воздействия	№ пробы	Абсолютная отметка, м	Координаты, град	Потери при прокаливании, %	Доля фракции <1 мм, %	pH _{KCl}
Район жилого модуля станции	1	43	46.15886 W 67.65755 S	0.5	40.2	4.73
	2	43	46.16081 W 67.65779 S	0.3	31.4	4.87
	13	84	46.15729 W 67.65504 S	0.6	44.3	5.59
	21	70	46.15877 W 67.65912 S	0.1	29.2	5.50
Севернее оз. Нижнее	3	47	46.15655 W 67.65546 S	1.0	38.5	4.37
Сопка Рубин, расстояние от станции около 2 км	73	70	46.18689 W 67.65892 S	0.6	44.4	4.66
Территория восточнее станции на расстоянии 1 км; район залегания моренных отложений	75	94	46.18149 W 67.66355 S	0.2	65.5	5.80

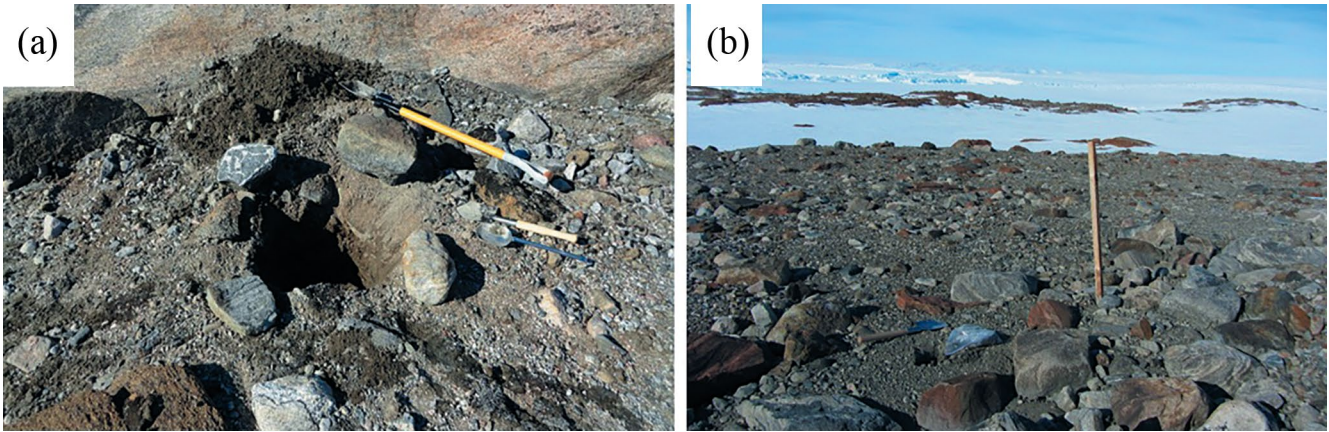


Рис. 2. Общий вид типичных участков отбора проб почв: а – пробы 3 на флювиогляциальных отложениях (фото Ю.Г. Гигиняка), б – пробы 75 на моренных отложениях (фото П.В. Шаблыко).

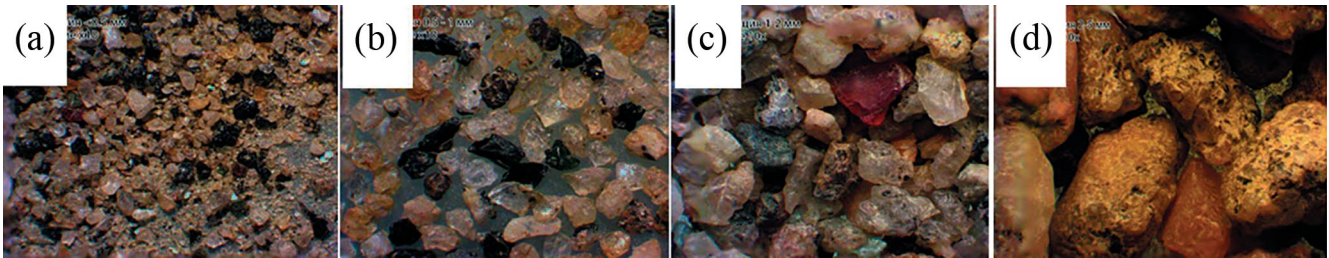


Рис. 3. Примеры различных фракций почвы под микроскопом с 10-кратным увеличением (на примере пробы 1): а – <0.5 мм; б – 0.5–1 мм; в – 1–2 мм; г – 2–5 мм.

к минимуму. К ним относится, например, использование более сложных методов сушки, таких как сублимационная, в процессе которой почва полностью обезвоживается, и процесс образования почвенных конгломератов происходит менее явно. Возможно также использование мокрого просеивания, поскольку при данном процессе эффективность прохождения сквозь ячейки сит мелких фракций выше за счет давления на них жидкости. Альтернативой последнему методу может стать использование ультразвуковых ванн [45].

Для последующего анализа использовали пробы почв двух фракций (<1 и 1–5 мм) с целью

оптимизации трудозатрат. Навески проб каждой фракции формировались в трех повторностях для усреднения результатов. Массу навески для каждой повторности брали равной 10 г с погрешностью не более 1% и фиксировали с точностью до двух знаков после запятой.

Плотностное разделение. Для плотностного разделения использовался раствор хлорида цинка (ZnCl_2), плотность которого (1.65 г/см^3) достаточна для извлечения большинства распространенных полимеров, например, таких как полистирол (1.05 г/см^3), АБС-пластик (1.03 г/см^3), полипропилен (0.97 г/см^3), различных видов

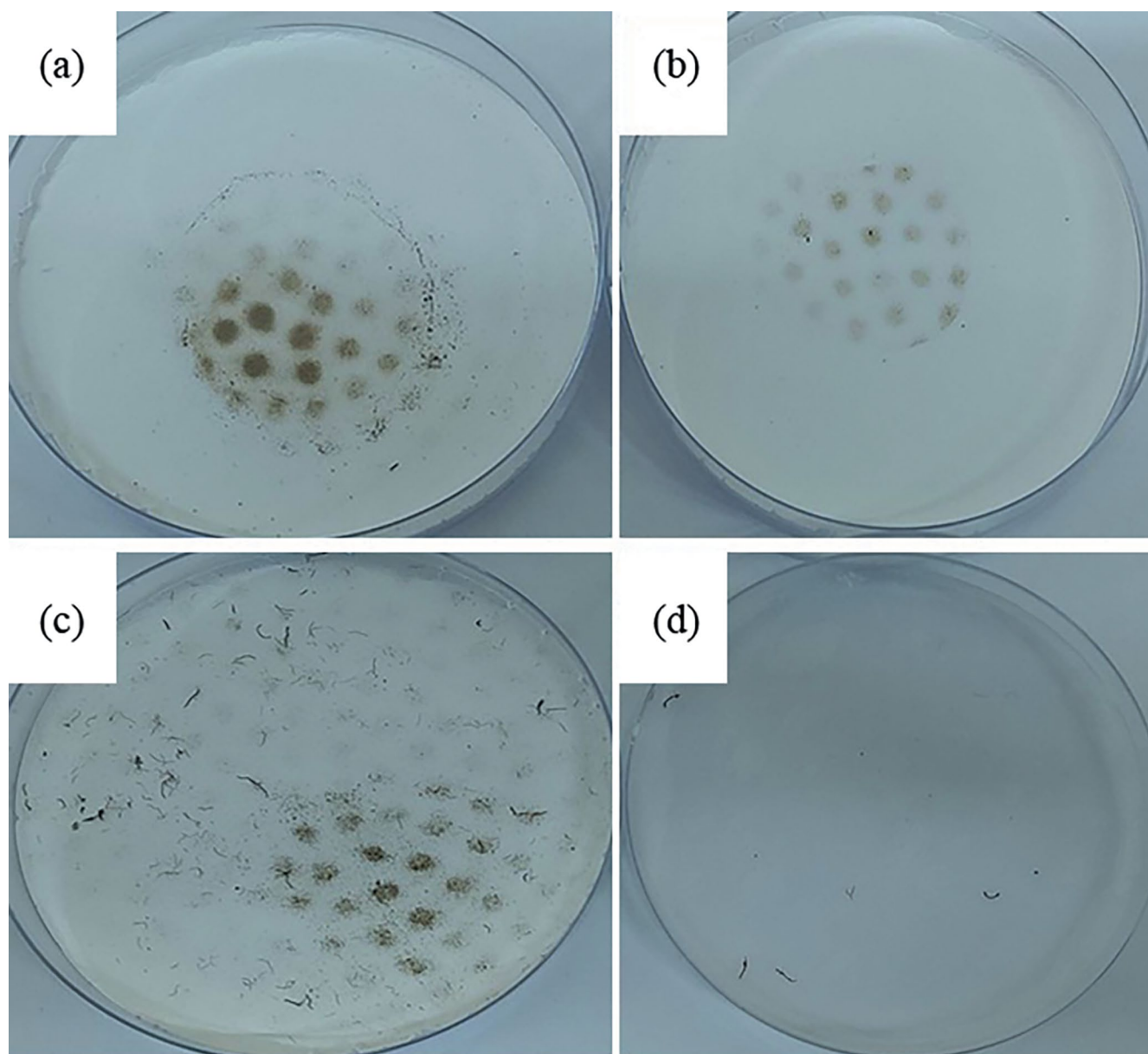


Рис. 4. Общий вид фильтров после фильтрации проб почв из солевого раствора и центрифугирования, фракции: а – <1 мм, б – 1–5 мм (проба 3); с – <1 мм, д – 1–5 мм (проба 13).

полиэтилена ($0.9-1 \text{ г/см}^3$), ПВХ ($1.35-1.4 \text{ г/см}^3$), ПЭТ (1.4 г/см^3). Для получения раствора в емкость помещали 700 г хлорида цинка и добавляли 500 мл дистиллированной воды. Раствор тщательно перемешивали для полного растворения соли и оставляли остывать до комнатной температуры. После этого в стерильную пробирку объемом 50 мл насыпали 10 г почвы и добавляли раствор соли до уровня примерно 30 мл.

Центрифугирование. Методика центрифугирования применяется для быстрого по сравнению с отстаиванием в стакане или в делительной воронке способа разделения частиц по плотности [19, 27]. В данном методе использовался ротор на 6 пробирок объемом по 50 мл. Все пробирки доводили до одинаковой массы $\pm 0.01 \text{ г}$ и центрифугировали. Режим центрифугирования составлял 10 000 об./мин, время экспозиции — 1 мин. В ходе центрифугирования частицы микропластика всплывали на поверхность раствора из-за более низкой плотности.

Вакуумная фильтрация. После центрифугирования частицы переносили на фильтры из стекловолна (серия GF1, изготовитель CHMLab, Испания) размером 90 мм с диаметром пор 1.6 мкм. Для этого использовали воронку Бюхнера и колбу с отводом (Бунзена) с подключенным к ней вакуумным насосом. Фильтры во избежание загрязнения хранили в чашках Петри. Примеры полученных фильтров представлены на рис. 4.

Микроскопический анализ. Микроскопический анализ осуществлялся с использованием цифровой камеры для микроскопа ToprCam и соответствующего программного обеспечения. Поскольку размер видимой области в окуляре (5 мм в диаметре, площадь 0.196 см^2) гораздо меньше всего фильтра (90 мм, 63.585 см^2), то поверхность анализировалась по часовой стрелке путем постепенного прокручивания фильтра вокруг своей оси. Каждая замеченная частица фиксировалась в виде фотографии и сохранялась в определенный каталог, содержащий информацию о пробе, фракции и поворотности.

После получения изображений всех частиц с поверхности всех фильтров проводился их подсчет с выделением фрагментов неправильной формы, пленок и волокон. Фиксировался цвет частиц и их размер.

Всего для 7 проб почвы проанализировано 42 индивидуальные навески.

Содержание частиц микропластика оценивали для каждой пробы по результатам трех определений как среднее арифметическое с учетом всех форм частиц и массы навесок почвы. Результаты представляли как количество частиц на килограмм сухой почвы (ед./кг сухой почвы).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследований показали, что частицы микропластика встречаются во всех пробах (табл. 2).

Общее количество частиц размером менее 5 мм варьирует в широком диапазоне: от 66 до 1933 ед./кг сухой почвы. При этом распространение частиц микропластика не зависит от характера использования территории и наличия потенциальных источников в связи со строительством и функционированием станции. Так, минимальное количество частиц микропластика зафиксировано в пробе 13, отобранной в районе расположения жилого модуля (ЦУБа). Относительно низкие значения, по сравнению с другими пробами, характерны для пробы 75 (район распространения моренных отложений, примерно в 1 км от станции) и пробы 21 — также район расположения ЦУБа: для данных проб содержание микропластика составляет соответственно 133 и 267 ед./кг. Наибольшее содержание частиц микропластика выявлено в пробах 3 (к северу от озера Нижнее), 73 (сопка Рубин) и 2 (между станцией и озером Нижним): 1933, 1833 и 1500 ед./кг соответственно. Если для пробы 2 наиболее вероятным источником поступления могут рассматриваться локальные источники, связанные с деятельностью станции, то для проб 3 и 73, характеризующих фоновые территории, высока вероятность ветрового переноса частиц, в том числе со стороны станции. Следует отметить, что территория оазиса в целом небольшая и, следовательно, доступна для посещения. Поскольку освоение оазиса было начато еще в конце 1970-х гг., важным представляется учитывать ретроспективные воздействия, несмотря на то что в отношении поведения частиц микропластика и его аккумуляции пока недостаточно данных.

В целом полученные первые количественные оценки содержания частиц микропластика в почвах оазиса Вечерний согласуются с недавно опубликованными первыми данными для п-ва Файлдс, где содержание частиц микропластика в среднем составляло 13.6 ед./50 мл при диапазоне от 4 до 37 ед./50 мл [40]. Принимая удельный вес почвы равным 1.5 г/мл, количество частиц микропластика оценивается в 180 ед./кг почвы при вариабельности 53 до 493 ед./кг. Хотя максимальное количество частиц микропластика здесь меньше примерно в 4 раза, чем в оазисе Вечерний, это может быть связано с методическими различиями в отборе проб: на полуострове отбирался лишь приповерхностный горизонт почв (до 1 см), в оазисе Вечерний — на глубину до 15 см. Это означает, что частицы микропластика, аккумулялированные ниже 1 см вследствие инфильтрации с талыми водами, на полуострове могут быть пока не учтены. Для сравнения отметим, что вариабельность содержания частиц

Таблица 2. Количество частиц микропластика в пробах почв оазиса Вечерний, ед./кг сухой почвы (2019/2020 гг.)

№ пробы	Фракция, мм	Всего	В том числе		
			фрагменты	волокна	пленки
1	1–5	Н. о.	Н. о.*	Н. о.	Н. о.
	<1	667	167	467	33
	Всего	667	167	467	33
2	1–5	233	133	100	Н. о.
	<1	1267	267	967	33
	Всего	1500	400	1067	33
13	1–5	33	Н. о.	33	Н. о.
	<1	33	Н. о.	33	Н. о.
	Всего	66	Н. о.	66	Н. о.
21	1–5	33	Н. о.	33	Н. о.
	<1	234	167	67	Н. о.
	Всего	267	167	100	Н. о.
3	1–5	300	67	233	Н. о.
	<1	1633	1033	500	100
	Всего	1933	1100	733	100
73	1–5	534	167	367	Н. о.
	<1	1300	67	1233	Н. о.
	Всего	1834	234	1600	Н. о.
75	1–5	67	Н. о.	67	Н. о.
	<1	67	Н. о.	67	Н. о.
	Всего	134	Н. о.	134	Н. о.

* Не обнаружено.

микропластика в других регионах Земного шара может быть существенно выше, что определяется характером землепользования, плотностью населения и другими факторами [5, 17, 38, 48].

Микропластик представлен различными формами, которые разделены на следующие группы: фрагменты (обломки) неправильной формы, волокна и пленки (рис. 5). Чаще всего микропластик представлен волокнами. В отличие от п-ва Файлдс, где волокна выявлены только в прибрежной зоне (зоне отлива/прилива), в оазисе Вечерний они зафиксированы во всех пробах почв в обеих фракциях (за исключением фракции 1–5 мм в пробе 1). При этом в 70% случаев волокна доминируют. Например, в пробах 1 и 2 на их долю приходится

около 70% общего количества частиц микропластика, в пробе 73–87%.

Второй по распространенности формой частиц микропластика являются фрагменты (обломки) неправильной формы, которые зафиксированы в 5 из 7 проб. В почве пробы 3 во фракции размером <1 мм они преобладают: на их долю здесь приходится 57% общего количества микропластика. Фрагменты таких частиц доминируют и в пробе 21 во фракции размером <1 мм, где на их долю приходится около 71%.

Пленки встречаются в единичных количествах во фракции <1 мм в трех пробах (1, 2 и 3).

По цвету частицы микропластика разнообразны. При этом фрагменты неправильной формы

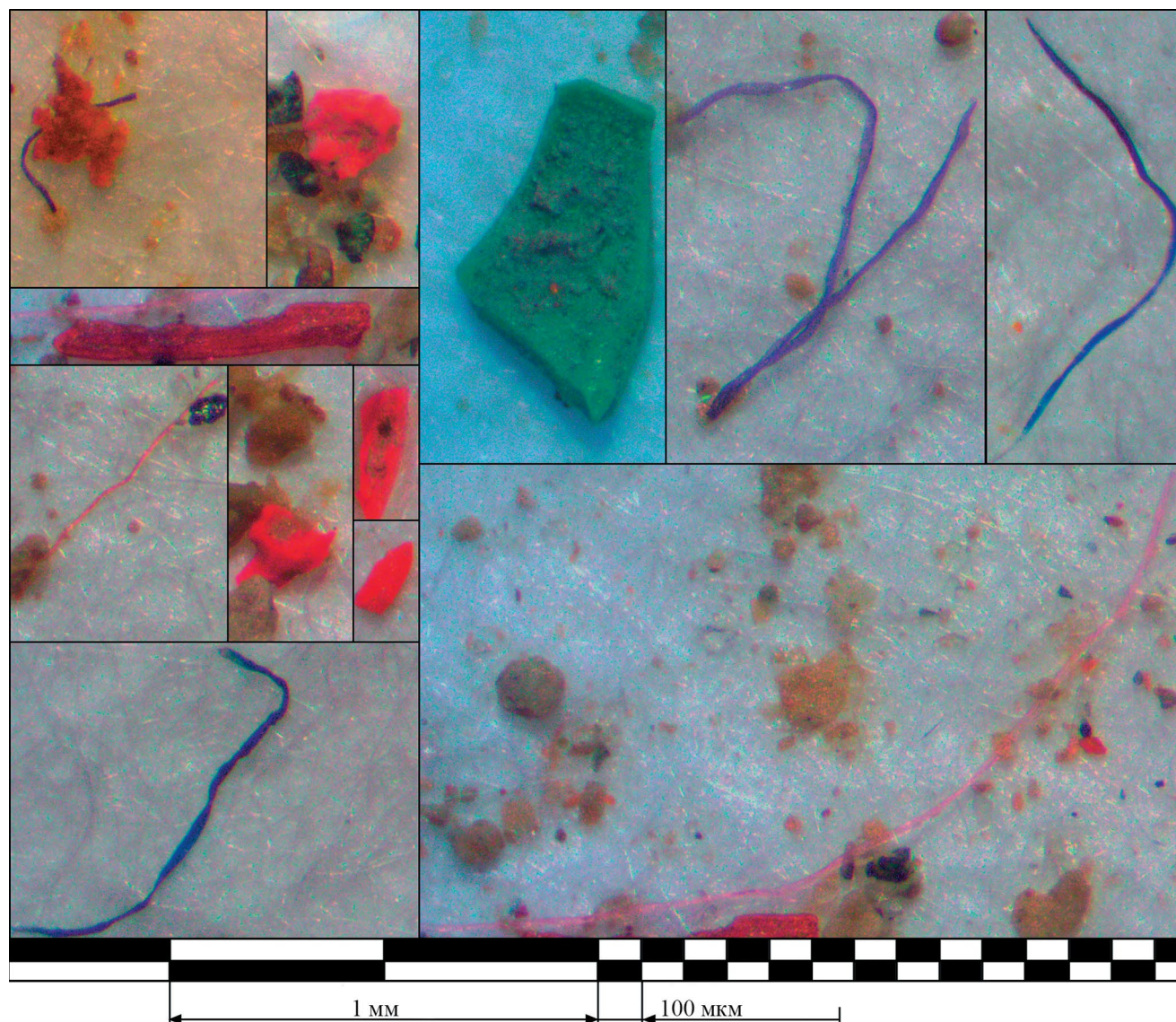


Рис. 5 Разнообразие выявленных частиц микропластика на фильтре после фильтрации пробы 3 (фракция <1 мм).

чаще красного цвета, хотя имеются зеленые и белые. Среди волокон встречаются синие, фиолетовые, прозрачные, красные/розовые. На рис. 4 показаны фотографии выявленных различных частиц микропластика в одной из проб почв оазиса.

В большинстве случаев доминируют частицы микропластика размером <1 мм: их доля составляет от 70 до 100%; в двух случаях (пробы 13 и 75) соотношение частиц <1 и 1–5 мм примерно одинаково (рис. 6). Несомненно, приведенная группировка частиц (<1 и 1–5 мм) достаточно условна, в особенности в отношении частиц волокон. Согласно результатам исследований, в обеих фракциях встречаются волокна различной длины.

Преобладание частиц размером <1 мм свидетельствует о возможности их инфильтрации вглубь

почвенных горизонтов, особенно частиц волокон, которые легко мигрируют в пористых грунтах и которые при миграции фрагментируются далее (легко ломаются, расслаиваются и т.д.), как показано в [18, 41]. По оценкам [46], чем тоньше и меньше размер частиц волокон, тем легче их проникновение вглубь почвы.

Поступление микропластика в почву оазиса может осуществляться различными путями как от локальных источников, так и вследствие трансграничного переноса, как это характерно и для других регионов [44]. Так, в отношении фрагментов неправильной формы следует отметить, что преобладающие частицы красного цвета могут быть связаны с обилием красной краски на металлических поверхностях сооружений

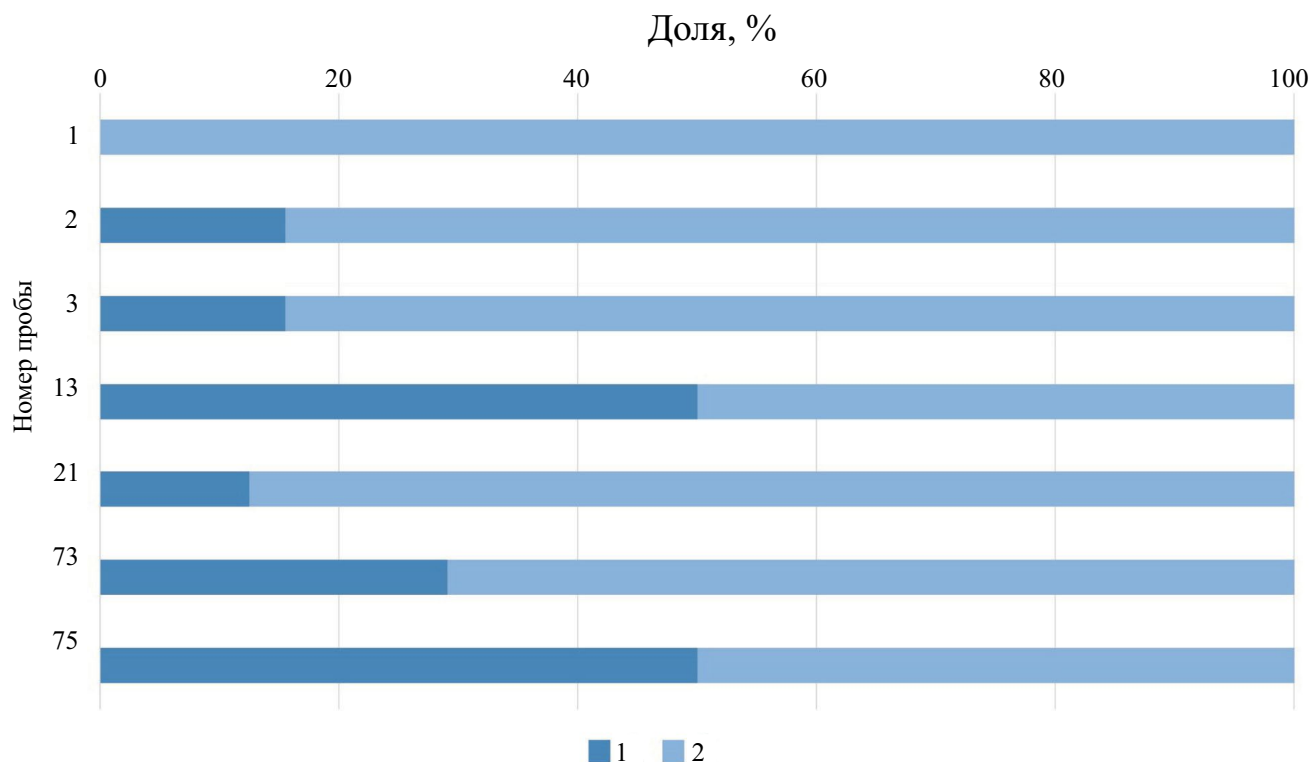


Рис. 6. Соотношение частиц микропластика в пробах почв оазиса Вечерний во фракциях размером: 1 — 1–5 мм, 2 — <1 мм.

Белорусской антарктической станции, которая отшелушивается и поступает в окружающую среду. Аналогичный источник частиц микропластика, в которых установлено высокое содержание фенокисмолы, характерен для антарктических почв на полуострове Файлдс [40]. По данным [29], истирание красок и покрытий с окрашенных зданий, инфраструктурных сооружений и различных транспортных средств может способствовать образованию микропластика и его попаданию в окружающую среду. В целом в местах базирования научных станций поступление частиц пластика и микропластика в почву связано с износом и разрушением различных изделий из полимерных материалов, которые, как и в других регионах Земли, широко используются в Антарктиде.

Источниками волокон могут быть бытовые сточные воды, в которые пластик попадает при стирке белья, а также износ и истирание одежды из синтетических тканей, как это показано в работах [47]. Как известно, для костюмов, предназначенных для работы в холодных условиях, используются полиамид и другие синтетические волокна, а также утеплители (Thinsulate, Shelter и др.), изготовленные из очень тонких полиэфирных нитей. Ранее для этих целей использовался синтепон,

который производился из полиэфирных нитей. Не исключаются и такие источники волокон, как синтетические фалы, шпагат и другие подобные изделия, изготовленные из полиамидных, полипропиленовых и других полимеров. В целом учет производства текстиля для полярных регионов может быть полезным, поскольку за длительный период освоения региона в почвах могут быть аккумулярованы частицы микропластика различного происхождения.

Выделяя волокна как доминирующую форму микропластика в оазисе Вечерний, следует отметить, что они преобладают и в других регионах Антарктики в различных природных средах. Так, по результатам исследования свежеснегов вблизи научных станций База Скота и МасМердо установлено, что около 60% частиц микропластика представлены волокнами [11]; предполагаемый источник — износ текстильной одежды, что подтверждается цветом используемой одежды на станциях, а также флажков для обозначения маршрутов, которые также разрушаются со временем от воздействия ветра и ультрафиолета. На доминирование частиц волокон в поверхностных водах ручьев охраняемой территории на п-ве Файлдс указано в работе [25], в донных морских отложениях вблизи базы Mario Zucchelli — в работе [39].

Источниками частиц волокон может быть атмосферный перенос, которому в последнее время уделяется повышенное внимание из-за важной роли формы и размера частиц, влияющих на время их нахождения в воздухе, попадания в тропосферный слой и дальность переноса [9, 14, 16]. Как показано в работе [50], учет толщины волокон приводит к увеличению ожидаемого среднего времени их пребывания в атмосферном воздухе более чем на 450% по сравнению с частицами сферической формы, что предполагает гораздо более эффективный перенос плоских волокон на большие расстояния, чем считалось ранее. По данным [21], большое разнообразие идентифицированных волокон в различных природных средах указывает на то, что загрязнение может быть результатом нескольких диффузных источников и путей транспортировки, в том числе из Южной Америки.

Полученные данные свидетельствуют о загрязнении почв частицами микропластика, однако для оценки уровня загрязнения и опасности накопления микропластика, как и его миграции с различными потоками пока недостаточно данных. Выявленная авторами [40] связь содержания частиц микропластика с органическим веществом позволяет предположить возможность наличия и других связей, например, с содержанием мелкозема, криптогамной растительности, биопленок, влажностью почвы и другими параметрами, характеризующими антарктические почвы [1, 3, 4, 6, 8, 10].

В целом изученность воздействия частиц микропластика на живые организмы Антарктики крайне низкая. Потенциальное негативное воздействие обусловлено способностью микрочастиц адсорбировать загрязняющие вещества на своей поверхности, повышая тем самым их концентрацию в почвах и создавая экологические риски [38]. Кроме того, зафиксированные следы полистирола размером <100 мкм в кишечнике колембол [12], в гуано пингвинов [13] подтверждают появление новых потенциальных стрессоров для антарктической биоты, которая уже находится под воздействием изменения климата и возрастающей антропогенной нагрузки в связи с развитием научных станций и ростом туристической активности.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Выполненные исследования показали, что апробированная методика, включающая просеивание, плотностное разделение в солевом растворе, центрифугирование, вакуумную фильтрацию и микроскопический анализ, позволяет получить достаточно полное представление о содержании частиц микропластика в антарктических почвах, их формах и разнообразии. Низкое содержание органического вещества в проанализированных почвах (<1%) не потребовало применения

дополнительных процедур по его удалению/разложению.

Установлено, что частицы микропластика присутствуют во всех проанализированных пробах; их содержание варьирует от нескольких десятков частиц до почти 2000 частиц/кг почвы. По размеру преобладают частицы <1 мм, по форме — волокна. Исходя из возможных источников поступления микропластика в почву можно предположить присутствие различных полимеров, в том числе полиэтилентерефталата, полиэтилена, полиэфирных смол и других.

Отсутствие четкой приуроченности повышенного количества частиц микропластика к объектам инфраструктуры и непосредственным местам деятельности на станции свидетельствует о разнообразных источниках и путях их поступления.

Полученные данные являются первыми для данного региона и требуют дополнения и уточнения с целью выявления аккумуляции частиц микропластика в зависимости от свойств почв, особенностей их латерального и вертикального перераспределения с талыми водами. Целесообразным представляется изучение состава сточных вод, а также атмосферных выпадений на снежно-фирновую поверхность для выявления потенциальных локальных источников и оценки потоков с трансграничным переносом.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность руководству 12-й Белорусской антарктической экспедиции за содействие в проведении исследований, организации хранения и транспортировки проб. Авторы выражают признательность С.А. Пунинскому за отбор проб почв, М.А. Кудревич, Ю.Г. Кокош и В.Д. Чернюку за пробоподготовку.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственной программы “Мониторинг полярных районов Земли, создание Белорусской антарктической станции и обеспечение деятельности полярных экспедиций на 2016–2020 годы” и подпрограммы 2 “Развитие деятельности Белорусской антарктической станции” государственной программы “Научно-инновационная деятельность Национальной академии наук Беларуси” на 2021–2025 гг.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы утверждают об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абакумов Е.В.* Гранулометрический состав почв Западной Антарктики // Почвоведение. 2010. № 3. С. 324–332.
<https://doi.org/10.1134/S1064229310030075>
2. *Абакумов Е.В., Парникоза И.Ю., Луначев А.В., Лодыгин Е.Д., Габов Д.Н., Кунах В.А.* Содержание полициклических ароматических углеводородов в почвах окрестностей антарктических станций // Гигиена и санитария. 2015. Т. 94. № 7. С. 20–25.
3. *Горячкин С.В., Мергелов Н.С., Таргульян В.О.* Генезис и география почв экстремальных условий: элементы теории и методические подходы // Почвоведение. 2019. № 1. С. 5–19.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19010040>
4. *Кухарчик Т.И., Какарека С.В., Гигиняк Ю.Г.* Почвы полуострова Брокнес, Восточная Антарктида // Почвоведение. 2022. № 12. С. 1473–1488.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22100513>
5. *Кухарчик Т.И., Чернюк В.Д.* Загрязнение почв микропластиком при производстве пенополистирола // Почвоведение. 2022. № 3. С. 370–380.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2203008X>
6. *Мергелов Н.С.* Почвы влажных долин в оазисах Ларсеманн и Вестфолль (Земля Принцессы Елизаветы, Восточная Антарктида) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1027–1045.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14090093>
7. *Терехова В.А.* Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5. С. 586–599.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22050094>
8. *Alekseev I., Abakumov E.* Content of trace elements in soils of Eastern Antarctica: variability across landscapes // Arch Environ Contam Toxicol. 2021. V. 80. P. 368–388.
<https://doi.org/10.1007/s00244-021-00808-4>
9. *Allen S., Allen D., Baladima F., Phoenix V.R., Thomas J.L., Le Roux G., Sonke J.E.* Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory // Nat Commun. 2021. V. 12(1). P. 7242.
<https://doi.org/10.1038/s41467-021-27454-7>
10. *Amaro E., Padeiro A., Mão de Ferro A., Mota A.M., Leppe M., Verkulich S., Hughes K.A., Peter H-U., Canário J.* Assessing trace element contamination in Fildes Peninsula (King George Island) and Ardley Island, Antarctic // Marine Poll. Bull. 2015. V. 97. P. 523–527.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.018>
11. *Aves A.R., Revell L.E., Gaw S., Ruffell H., Schuddeboom A., Wotherspoon N.E., LaRue M., McDonald A.J.* First evidence of microplastics in Antarctic snow // The Cryosphere. 2022. V. 16. P. 2127–2145.
<https://doi.org/10.5194/tc-16-2127-2022>
12. *Bergami E., Rota E., Caruso T., Birarda G., Vaccari L., Corsi I.* Plastics everywhere: first evidence of polystyrene fragments inside the common Antarctic collembolan *Cryptopygus antarcticus* // Biol. Lett. 2020. V. 16. P. 20200093.
<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2020.0093>
13. *Bessa F., Ratcliffe N., Otero V., Sobral P., Marques J.C., Waluda C.M., Trathan P.N., Xavier J.C.* Microplastics in gentoo penguins from the Antarctic region // Sci Rep. 2019. V. 9. P. 14191.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-50621-2>
14. *Brahney J., Mahowald N., Prank M., Cornwell G., Klimont Z., Matsui H., Prather K.A.* Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle // P. Natl. Acad. Sci. USA. 2021. V. 118. P. e2020719118.
<https://doi.org/10.1073/pnas.2020719118>
15. *Caruso G., Bergami E., Singh N., Corsi I.* Plastic occurrence, sources, and impacts in Antarctic environment and biota // Water Biol. Security. 2022. V. 1. P. 100034.
<https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100034>
16. *Chen G., Feng Q., Wang J.* Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans // Sci. Total Environ. 2020. V. 703. P. 135504.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>
17. *Chen Y., Leng Y., Liu X., Wang J.* Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China // Environ Pollut. 2020. V. 257.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>
18. *Cohen N., Radian A.* Microplastic Textile fibers accumulate in sand and are potential sources of micro(nano)plastic pollution // Environ Sci Technol. 2022. V. 56. P. 17635–17642.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.2c05026>
19. *Corradini F., Meza P., Eguiluz R., Casado F., Huerta-Lwanga E., Geissen V.* Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal // Sci. Total Environ. 2019. V. 671. P. 411–420.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
20. *Cunningham E.M., Ehlers S.M., Dick J.T., Sigwar J.D., Linse K., Dick J.J., Kiriakoulakis K.* High abundances of microplastic pollution in deep-sea sediments: evidence from Antarctica and the southern ocean // Environ. Sci. Technol. 2020. V. 54(21). P. 13661–13671.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03441>
21. *Cunningham E.M., Seijo N.R., Altieri K.E., Audh R.R., Burger J.M., Bornman T.G., Fawcett S., Gwinnett C.M.B., Osborne A.O., Woodall L.C.* The transport and fate of microplastic fibres in the Antarctic: The role of multiple global processes // Front. Mar. Sci. 2022. V. 9. P. 1056081.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1056081>
22. *Eriksson C., Burton H.* Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island // Ambio. 2003. V. 32(6). P. 380–4.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.380>

23. *Fan W., Qiu C., Qu Q., Hu X., Mu L., Gao Z., Tang X.* Sources and identification of microplastics in soils // *Soil & Environmental Health*. 2023. V. 1(2). P. 100019. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100019>.
24. *Franeker J.A., Bell P.J.* Plastic ingestion by petrels breeding in Antarctica // *Mar. Pollut. Bull.* 1988. V. 19. P. 672–674.
25. *González-Pleiter M., Edo C., Velázquez D., Caseiro-Chamorro M.C., Leganés F., Quesada A., Fernández-Piñas F., Rosal R.* First detection of microplastics in the freshwater of an Antarctic Specially Protected Area // *Mar. Pollut. Bull.* 2020. V. 161. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111811>
26. *González-Pleiter M., Lacero, G., Edo C., Lozoya J.P., Leganés F., Fernández-Piñas F., Rosal R., Teixeira-de-Mello F.* A Pilot Study about microplastics and mesopelagic in an Antarctic Glacier // *Cryosphere*. 2021. V. 15. P. 2531–2539. <https://doi.org/10.5194/tc-15-2531-2021>
27. *Grause G., Kuniyasu Y., Chien M.F., Inoue C.* Separation of microplastic from soil by centrifugation and its application to agricultural soil // *Chemosphere*. 2022. V. 288(Pt 3). P. 132654. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132654>.
28. *He D., Luo Y., Lu S., Liu M., Song Y., Lei L.* Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks // *Trends in Analytical Chemistry*. 2018. V. 109. P. 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>
29. *Imhof H.K., Laforsch C., Wiesheu A.C., Schmid J., Anger P.M., Niessner R., Ivleva N.P.* Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes // *Water Res.* 2016. V. 98. P. 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.015>
30. *Ivar do Sul J.A., Barnes D., Costa M. F., Convey P., Costa E., Campos L.* Plastics in the Antarctic environment: Are we looking only at the tip of the iceberg? // *Oecologia Australis*. 2011. V. 15(1). P. 150–170. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1501.11>
31. *Kelly A., Lannuzel D., Rodemann T., Meiners K.M., Auman H.J.* Microplastic contamination in east Antarctic sea ice // *Mar. Pollut. Bull.* 2020. V. 154. P. 11130. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111130>.
32. *Kennicutt II M.C., Klein A., Montagna P., Sweet S., Wade T., Palmer T., Sericano J., Denoux G.* Temporal and spatial patterns of anthropogenic disturbance at McMurdo Station, Antarctica // *Environ. Res. Lett.* 2010. V. 5. 10 pp.
33. *Kukharchyk T., Kakareka S., Giginyak Y.* Trace elements in soils of oases of Enderby Land (on an example of Vecherny oasis) // *Czech Polar Reports*. 2018. V. 8(2). P. 162–177. <https://doi.org/10.5817/CPR2018-2-13>
34. *Lacerda A.L.d.F., Rodrigues L.d.S., van Sebille E., Rodrigues F.L., Ribeiro L., Secchi E.R., Kessler F., Proietti M.C.* Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula // *Sci Rep*. 2019. V.9. P. 3977. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
35. *Li Q., Wu J., Zhao X., Gu X., Ji R.* Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge // *Environ. Pollut.* 2019. V. 254. P. 113076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113076>
36. *Lin J., Rayhan A. S., Wang Y., Wu Z., Lin Y., Ke H., Li T., Chen K., Cai M.* Distribution and contamination assessment of heavy metals in soils and sediments from the Fildes Peninsula and Ardley Island in King George Island, Antarctica // *Polar Research*. 2021. V. 40. P. 1–11. <https://doi.org/10.33265/polar.v40.5270>
37. *Liu K., Wu T., Wang X., Song Z., Zong C., Wei N., Li D.* Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere // *Environ. Sci. Tech.* 2019. V. 53(18). P. 10612–10619. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>
38. *Liu M., Lu S., Song Y., Lei L., Hu J., Lv W., Zhou W., Cao C., Shi H., Yang X., He D.* Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China // *Environ Pollut.* 2018. V. 242(Pt A). P. 855–862. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051>.
39. *Munari C., Infantini V., Scoptoni M., Rastelli E., Corinaldesi C., Mistri M.* Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Rossa Sea, Antarctica) // *Mar. Pollut. Bull.* 2017. V. 122. P. 161–165. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.039>
40. *Perfetti-Bolaño A., Araneda A., Muñoz K., Barra R.O.* Occurrence and distribution of microplastics in soils and intertidal sediments at Fildes Bay, Maritime Antarctica // *Front. Mar. Sci.* 2022. V. 8. P. 774055. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.774055>
41. *Ranjan V.P., Joseph A., Sharma H.B., Goel S.* Preliminary investigation on effects of size, polymer type, and surface behaviour on the vertical mobility of microplastics in a porous media // *Sci. Total Environ.* 2023. V. 864. P. 161148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161148>.
42. *Reed S., Clark M., Thompson R., Hughes K.A.* Microplastics in marine sediments near Rothera Research Station, Antarctica // *Mar. Pollut. Bull.* 2018. V. 133. P. 460–463. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.068>.
43. *Rillig M.C.* Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? // *Environ. Sci. Technol.* 2012. V. 46. P. 6453–6454. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
44. *Rota E., Bergami E., Corsi I., Bargagli R.* Macro- and microplastics in the Antarctic environment: ongoing assessment and perspectives // *Environments*. 2022. V. 9(93). <https://doi.org/10.3390/environments9070093>
45. *Thomas D., Schütze B., Heinze W.M., Steinmetz Z.* Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil – A review //

- Sustainability. 2020. V. 12. P. 9074.
<https://doi.org/10.3390/su12219074>
46. Waldschläger K., Schüttrumpf H. Infiltration behavior of microplastic particles with different densities, sizes, and shapes—from glass spheres to natural sediments // Environ. Sci. Technol. 2020. V. 54. P. 9366–9373.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01722>
 47. Waller C.L., Griffiths H.J., Waluda C.M., Thorpe S.E., Loaiza I., Moreno B., Pachterres C.O., Hughes K.A. Microplastics in the Antarctic marine system: an emerging area of research // Sci. Total Environ. 2017. V. 598. P. 220–227.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>
 48. Wang J., Li J., Liu S., Li H., Chen X., Peng C., Zhang P., Liu X. Distinct microplastic distributions in soils of different land-use types: A case study of Chinese farmlands // Environ. Poll. 2021. V. 269. P. 116199.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116199>
 49. Xia L. Research progress on separation and detection methods of microplastics in soil environment // Academic Journal of Science and Technology. 2022. V.3. P. 144–147.
<https://doi.org/10.54097/ajst.v3i3.2918>
 50. Xiao S., Cui Y., Brahney Ja., Mahowald N.M., Li Q. Long-distance atmospheric transport of microplastic fibres depends on their shapes // Springer Nature. 2021. LATEX template.
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2416912/v1>
 51. Zhang M., Haward M., McGee J. Marine plastic pollution in the polar south: Responses from Antarctic Treaty System // Polar Record. 2020. V. 56(e36). P. 1–9.
<https://doi.org/10.1017/S0032247420000388>
 52. Zhang S., Yang X., Gertsen H., Peters P., Salánki T., Geissen V. A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil // Sci. Total Environ. 2018. V. 616–617. P. 1056–1065.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv>

Microplastics in the Soils of the Thala Hills, East Antarctica

T. I. Kukharchyk¹, S. V. Kakareka¹, and K. O. Rabychyn¹

¹*Institute for Nature Management of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, 220076 Belarus*

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

For the first time, on an example of the Vecherny Oasis, Thala Hills, Enderby Land, data on the content of microplastic particles (less than 5 mm) in the soils of East Antarctica were obtained. Seven samples taken from a depth of 0–15 cm were analyzed. Two soil fractions (less than 1 mm and 1–5 mm) were studied in 3 replicates (42 individual samples). The technique for isolating microplastic particles included soil sieving, density separation in zinc chloride solution, centrifugation, vacuum filtration, and microscopic analysis. For filtration, glass fiber filters with a pore diameter of 1.6 µm were used. Quantification of microplastic particles was carried out using a microscope, digital camera and advisory software. It was found that microplastic particles present in all analyzed samples. Their number varies from 66 to 1933 units/kg of dry soil. In most cases, particles less than 1 mm predominate, accounting from 70 to 100%. In 70% of cases, fibers dominate, in 30% — fragments of irregularly shaped plastics; films occur singly. There is no clearly defined confinement of increased amount of microplastic particles to infrastructure facilities; this may be a consequence of the influence of other factors, including local and long-range transport.

Keywords: plastic, microscopy, fibers, soil pollution

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 630*114.351+631.484

СЕЗОННОЕ ВЛИЯНИЕ ПИРОГЕННОГО УГЛЯ НА НАДЗЕМНОЕ И ПОДЗЕМНОЕ РАЗЛОЖЕНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ ОПАДА В БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСАХ

© 2024 г. С. В. Брянин^а, А. В. Кондратова^{а, *}, А. В. Данилов^а, Е. С. Суслопарова^а

^аИнститут геологии и природопользования ДВО РАН, пер. Релочный, 1, Благовещенск, 675000 Россия

*e-mail: kondratova.ava@gmail.com

Поступила в редакцию 31.05.2023 г.

После доработки 13.10.2023 г.

Принята к публикации 13.10.2023 г.

Уголь является устойчивым продуктом лесных пожаров, накапливающимся в слое подстилки и почвах бореальных лесов. Поэтому разложение опада и корней, как один из ключевых процессов в цикле углерода, в почвах бореальных лесов практически повсеместно протекает в присутствии угля. К настоящему времени имеются крайне скудные сведения о влиянии угля на процесс разложения опада в бореальных лесах, и большинство из них не рассматривают холодный период, который в этой зоне длится в среднем полгода. Целью работы было выявление сезонного влияния угля на разложение растительного опада разного качества (хвой лиственницы, листьев березы, трав и смеси этих видов опада) на поверхности почв и корней этих же видов в почве. В полевом “litterbag” эксперименте установлено, что уголь ускорял разложение опада и его влияние было видоспецифическим. Ускорение потери массы в присутствии угля происходило для трудноразлагаемого наземного опада (хвой) и всех видов корней в холодный период. В теплый период ускорение разложения в присутствии угля наблюдалось только для хвой и не наблюдалось для корней. Таким образом, исследование показало большее влияние угля на внутрпочвенное разложение, особенно в холодный период. Сезонное воздействие угля установлено впервые и должно учитываться как важный фактор гумусообразования и динамики углерода в почвах бореальных лесов.

Ключевые слова: разложение опада, зимнее разложение, Cambisols

DOI: 10.31857/S0032180X24030104, EDN: YNTMJR

ВВЕДЕНИЕ

Почвы бореальных лесов — самый значительный сток углерода (С) в наземных экосистемах, который пополняется при разложении опада и корней растений [19, 34]. Огонь исторически являлся важным фактором динамики северных лесов [18], а современный тренд возрастающей пирогенной нагрузки по прогнозам сохранится и в будущем [46, 47]. Помимо непосредственного влияния на основные пулы С, пожар трансформирует часть наземной биомассы и органического вещества почв в продукты горения [6]. Среди таких продуктов самым долговременным и неоднозначным по экологической функцией является пирогенный уголь (далее — уголь) [31].

Более трети лесопокрытых площадей России заняты лиственными экосистемами, учитывая континентальность климата в этом ареале, лиственничники часто подвергаются пирогенному воздействию [45]. Комбинация высокой

пирогенной нагрузки и низких темпов разложения угля привела к формированию значительных запасов угля преимущественно в слое лесных подстилок и непосредственно под ними [40, 44]. Влияние угля, который накапливается и сохраняется в лесной подстилке, на разложение растительного опада — основного потока С между растительным и почвенным пулами, до сих пор остается дискуссионным.

Уголь не является инертным материалом и может изменять физические и химические свойства почв, а также их биологическую активность [24, 26]. Несмотря на большой объем знаний о влиянии угля на свойства почв, мало известно о его роли в процессах биодеструкции в почвах бореальных лесных экосистем, где уголь накапливается в значительных количествах. Ученые американской научной школы утверждают, что уголь, компенсируя газообразные выбросы С от пожаров и других антропогенных источников [23, 30], является

долговременным, малодинамичным пулом С [22]. Группа скандинавских ученых на основе многолетнего эксперимента в хвойных бореальных лесах установила потери гумуса лесных почв в присутствии угля [52]. Такой результат вызвал серьезную полемику и целый ряд дальнейших исследований в разных природных зонах. Большинство современных исследований характеризует динамику органического вещества почв [37, 48] и рост растений в присутствии угля [27, 36]. При этом влияние угля на разложение опада изучается редко и в основном в рамках краткосрочных лабораторных экспериментов, выводы которых неоднозначны [8, 16]. Полевые исследования разложения опада в присутствии угля единичны [32]. Так, недавние исследования в бореальных лесах Дальнего Востока России показали, что древесный уголь может ускорять разложение тонких корней лиственницы [12]. Однако процессы разложения надземного растительного опада в присутствии угля в бореальных лесах до сих пор не изучены.

В бореальных лесах четко выражена сезонность: значительная часть года характеризуется отрицательными температурами не только воздуха, но и почв, а в отдельных регионах с маломощным снежным покровом, почвы промерзают до 2 м. Более того, холодный период следует за естественным листопадом, и включает в себя определенные стадии разложения. Несмотря на большую длительность этого периода, сведений о механизмах разложения намного меньше, чем за теплый период. Имеющиеся исследования указывают на наличие биологической активности [3] и потери массы опада в холодный зимний период, которая объясняется фрагментацией и выщелачиванием [10, 11, 20, 21]. Другие работы в умеренных лесах и экосистемах тундры установили наличие микробной активности под слоем снега даже при отрицательных температурах [38, 50]. По нашим сведениям, роль угля в процессе разложения опада в сезонном аспекте ранее не изучалась. Учитывая климат бореальных лесов со значительной длительностью холодного периода и высокой пирогенной нагрузкой, изучение биодеструкции опада в присутствии угля в контексте сезонов года необходимо для понимания накопления С и гумусообразования в почвах этих экосистем.

Факторы среды наряду с качеством опада играют важную роль в его разложении [9, 39]. Среди таких факторов температура и влажность считаются главными драйверами разложения, особенно на ранних этапах. Кроме того, показана различная чувствительность легко- и трудноразлагаемых растительных остатков к изменению температуры и влажности [4]. Уголь, как материал с высокими адсорбционными свойствами, способен удерживать значительные количества влаги [35], и в микроусловиях может значительно влиять

на влажность опада, ускоряя процесс разложения, особенно в засушливые периоды [32]. Поэтому изучение динамики влажности в присутствии угля требует особого внимания при проведении экспериментов по изучению разложения опада.

В смешанных лесах, которые в условиях растущей пирогенной нагрузки заменяют ненарушенные монодоминантные хвойные леса, разложение протекает в смеси из разного опада, который кроме растительных видов условно делится на легко- и трудноразлагаемый в зависимости от содержания элементов питания [15]. Установлено, что трудноразлагаемые виды растительных остатков являются основным источником дисперсного органического вещества в почве, а легкоразлагаемые — микробной биомассы [5]. Качество опада определяет скорость его разложения, при этом смешивание разных типов опада в естественных условиях может приводить как к замедлению, так и ускорению разложения смеси [53]. Неизвестно, как уголь может влиять на эффект смешивания различных видов опада.

Таким образом, влияние угля на динамику почвенного органического вещества и свойства почв в последние годы активно обсуждается в ведущих международных изданиях. При этом такие важные экосистемные процессы, как разложение опада в присутствии угля в бореальных лесах до сих пор не изучены.

Цель работы — установить, как уголь влияет на разложение надземного опада разного качества и тонких корней доминирующих видов растений в условиях полевого эксперимента в лиственничном лесу. Если эффект угля обнаруживается, то различается ли он между холодным и теплым периодами года? Есть ли различие влияния угля на надземный опад и корни? Изменяет ли уголь эффект смешивания различных видов опада в надземной и подземной частях экосистемы?

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проведены на Дальнем Востоке России в зоне прерывистой многолетней мерзлоты (53°50' N, 127°10' E). В Зейском государственном природном заповеднике, который занимает восточную часть хребта Тукурингра, выбрана пологая нижняя часть южного макросклона, покрытая естественным лиственничником бруснично-разнотравным с участием березы и осины (*Larix gmelinii* (Rupr.) Rupr., *Betula platyphylla*, *Populus* sp.). Среднегодовая температура на исследуемой территории составляет -0.7°C , минимальная среднемесячная температура воздуха приходится на январь (-19.3°C), максимальная — на июль ($+19.1^{\circ}\text{C}$). Среднегодовое количество осадков составляет 526.8 мм, из которых 77% выпадает в виде дождя с июля по сентябрь. Почвы исследуемой территории представлены буроземами

грубогумусовыми (Cambisols). Они часто имеют как морфологические — в виде углей в поверхностных горизонтах [2], так и физико-химические [7, 13] признаки пирогенного воздействия. В естественном состоянии они характеризуются мощным слоем подстилки (~ 10 см), как правило, с несколькими подгоризонтами разной степени ферментации и кислой реакцией среды [2]. В данном исследовании подстилка мощностью около 10 см имела следующее строение: слой L — 1.5 см, F — 3.5 см, H — 5 см. Подстилка сформирована из следующих фракций: листья березы — 33%, хвоя лиственницы — 25%, ветви — 16%, трава — 11%, кора — 3%, прочие компоненты 12%. Характеристика лесной подстилки объекта исследований представлена в табл. 1.

Исследование выполнено в лесном массиве, не подвергавшемся лесным пожарам более 60 лет, без очевидных признаков пирогенного воздействия и отсутствием угля в слое подстилки и на ее поверхности. Эксперимент заложен на постоянной исследовательской площадке квадратной формы площадью 400 м². В ее пределах на расстоянии не менее 20 друг от друга заложены 7 площадок размером 5 × 5 м для проведения данного исследования.

Для изучения влияния угля на разложение органического вещества провели полевой “litterbag” эксперимент, в котором использовали основные виды опада, характерные для лиственничных лесов, и уголь из древесины лиственницы. К видам опада, изученным в данной работе, относятся: листья березы плосколистной *Betula platyphylla* Sukacz. — “листья”, хвоя лиственницы Гмелина (*Larix gmelinii* (Rupr.) Rupr.) — “хвоя”, надземная часть трав (вейник *Calamagrostis* sp. и осока *Carex* sp.) — “травы”. Кроме изучения отдельных видов опада в обоих вариантах эксперимента изучали разложение смеси этих видов в равных пропорциях — “смесь”. Параллельно разложению опада рассматривали внутрипочвенное разложение тонких корней тех же видов: лиственницы, березы и трав. Опад древесных растений собран с использованием опадолуловителей [1]. Сбор травянистой растительности осуществляли методом укусов с площадок размером 1 × 1 м². Тонкие корни извлекали из слоя 0–10 см, отмывали, выделяли необходимый диаметр и высушивали до воздушно-сухого состояния. Уголь изготавливали из древесины лиственницы в лабораторных условиях при температуре 450°C в бескислородной среде в течение 45 мин. Зольность угля (при 600°C) составила 4.63%. Химический состав угля представлен в табл. 2. Готовый уголь измельчали и пропускали через набор сит для получения однородной фракции 1–2 мм.

Для исследования процесса разложения разных типов опада использовали мешочки 100 × 100 мм с герметичными краями. Их готовили из двух видов материалов: верхняя часть из капроновой сетки

с размером ячеек 2 мм обеспечивала доступ почвенной фауны, нижняя — из нейлоновой ситовой ткани, с размером ячеек 35 мкм предотвращала вымывание фрагментов разлагающегося опада и частичек угля.

Эксперимент имел 2 варианта: контрольный и с добавлением угля. В варианте с углем в мешочек помещали 4 г пирогенного угля равномерным слоем, покрывающим всю площадь дна, сверху равномерным слоем располагали 4 г определенного вида опада или смеси. В контрольном варианте эксперимента 4 г опада располагали равномерно по дну мешочка. Для каждого варианта эксперимента все виды опада размещали на 7 площадках в пространстве. Мешочки всех видов опада и корней обоих вариантов эксперимента располагали рядами в случайном порядке, соблюдая расстояние между мешочками не менее 10 см. Мешочки раскладывали на поверхности лесной подстилки, слегка прикрывая свежим опадом, для лучшей фиксации на поверхности. Мешочки с корнями закладывали на границе подстилка–почва, на глубине около 6 см. Всего было заложено 182 мешочка: 90 с углем и 92 контрольных. В дату отбора вынимали по 6 мешочков каждого вида опада по одному с площадки. Эксперимент начат 4 октября 2019 г. с установлением нулевых среднесуточных температур, в конце

Таблица 1. Химические и физико-химические свойства лесной подстилки

Показатель	Среднее ± SE (n = 20)
pH H ₂ O	4.8 ± 0.1
Общий органический C, %	20.1 ± 2.0
Общий N, %	0.77 ± 0.08
Водорастворимый органический C, мг/л	43.9 ± 4.35
Водорастворимый органический N, мг/л	1.11 ± 0.17

Примечание: SE — стандартная ошибка среднего арифметического.

Таблица 2. Химический состав исходного угля, %

Показатель	В угле	В золе
SiO ₂	2.51	56.52
TiO ₂	0.018	0.41
Al ₂ O ₃	0.77	17.34
Fe ₂ O ₃	0.09	2.09
MnO	0.136	3.06
CaO	0.43	9.68
Na ₂ O	0.11	2.47
MgO	0.13	2.92
K ₂ O	0.20	4.50
P ₂ O ₅	0.038	0.85

естественного периода листопада и активного опадания хвои лиственницы. Первый контрольный отбор осуществляли 8 мая 2020 г. на 218 день от начала эксперимента после схода снега и оттаивания слоя подстилки. Второй отбор производили через 365 дней после начала эксперимента 3 октября 2020 г. Такой подход позволил рассматривать влияние угля на разложение отдельных видов опада, а также их смесей в контексте холодного и теплого периодов года. После извлечения мешочек вскрывали и производили разделение опада или корней и угля, так же отделяли мезофауну и инородные включения. После разделения полученные компоненты высушивали при температуре 40°C до постоянного веса и определяли остаток массы в процентах относительно исходной массы опада или корней в мешочке. Скорость разложения (k) рассчитывали отдельно для холодного (0–218 дней) и теплого периодов (218–365 дней) с помощью отрицательной экспоненциальной модели потери массы, описанной Олсоном [33] по формуле:

$$\ln (M_t/M_0) = -kt,$$

где M_t – остаток массы в интервале t , M_0 – начальная масса в момент времени $t = 0$, $\ln$ – натуральный логарифм. В исследовании k (константа скорости разложения) отражает интенсивность процесса разложения, а потеря массы – итоговый результат, выраженный в весовых процентах относительно исходной массы на дату отбора.

В течение всего эксперимента осуществляли непрерывное (1 раз в час) наблюдение за температурой в непосредственной близости с мешочками при помощи термолоттеров Tidbit v2 Temp Logger (Onset Computer Corporation, США). Всего было размещено 7 логгеров – по одному на каждой площадке. Влажность определяли в дату отбора образцов.

Лабораторные исследования выполнены в ЦКП “Амурский центр минералого-геохимических исследований” ИГиП ДВО РАН. Статистическую обработку и визуализацию данных проводили в программной среде R-studio [42]. На первом этапе все данные проверяли на нормальность и однородность дисперсий. Проверку гипотез на статистическую достоверность различий и значимость рассчитанных статистик осуществляли при 5%-ном уровне значимости с применением методов многофакторного дисперсионного анализа ANOVA с последующим апостериорным тестом Тьюки (Tukey HSD).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Температура и влажность. Начальный (холодный) период разложения длился с октября по май (218 дней). Большую часть холодного периода (160 дней) сохранялась отрицательная

температура лесной подстилки. Средняя температура лесной подстилки в холодный период составила -2.3°C , минимальная -5.1°C , а сумма отрицательных температур составила -368°C . Второй (теплый) период длился с мая по октябрь (147 дней) и совпадал с вегетационным. Средняя температура теплого периода составила $+10.6^{\circ}\text{C}$, минимальная 0°C , максимальная $+21.7^{\circ}\text{C}$, сумма температур за период составила $+1807^{\circ}\text{C}$. В теплый период среднесуточные температуры варьировали больше, чем в холодный (рис. 1).

В контрольном варианте влажность надземного опада в холодный период была ниже по сравнению с теплым ($p < 0.001$), при этом влажность корней между периодами не различалась. Добавление угля повышало влажность в оба периода как для надземного опада, так и для корней, при этом варьирование влажности между типами опада было минимальным (рис. 2).

Разложение надземного опада. Потеря массы надземного опада на 218 день составила от 7 до 14% относительно исходной и зависела как от типа опада, так и от добавления угля (рис. 3, $p < 0.05$). Максимальная потеря массы в контрольном варианте наблюдалась для трав, минимальная – для хвои. Потеря массы на 365 день эксперимента была максимальной для трав (32%), а минимальной для хвои (18%).

В варианте с добавлением угля потеря массы хвои на 218 день была больше по сравнению с контрольным на 7%, на 365 день эти различия сохранились ($p < 0.05$). При этом добавление угля не повлияло на потерю массы трав, листьев и смеси.

Константа скорости разложения (k) надземного опада значительно различалась в теплый и холодный периоды, при этом различия зависели как от типа опада, так и от добавления угля (рис. 4, $p < 0.05$). В контрольном варианте в холодный период (0–218 дней) максимальное значение k было отмечено для трав; листья и смесь разлагались медленнее, а самые низкие темпы разложения отмечены для хвои. В теплый период (218–365 дней) в контрольном варианте k для всех типов опада существенно возросла по сравнению с холодным ($p < 0.05$), в меньшей степени для хвои. При этом уголь ускорял разложение смеси только в холодный, а хвои – в оба изучаемых периода ($p < 0.05$).

Разложение тонких корней. В контрольном варианте потеря массы корней травы и березы на 218 день не отличалась от надземного опада. При этом потеря массы корней лиственницы и смеси корней на этот момент была больше на 7 и 18% по сравнению с надземным опадом этих видов ($p < 0.05$). На 365 день достоверно большая потеря массы корней по сравнению с надземным опадом наблюдалась только для смеси ($p < 0.05$). В отличие от надземного опада, где на 218 день уголь ускорил разложение только хвои, потеря массы всех видов

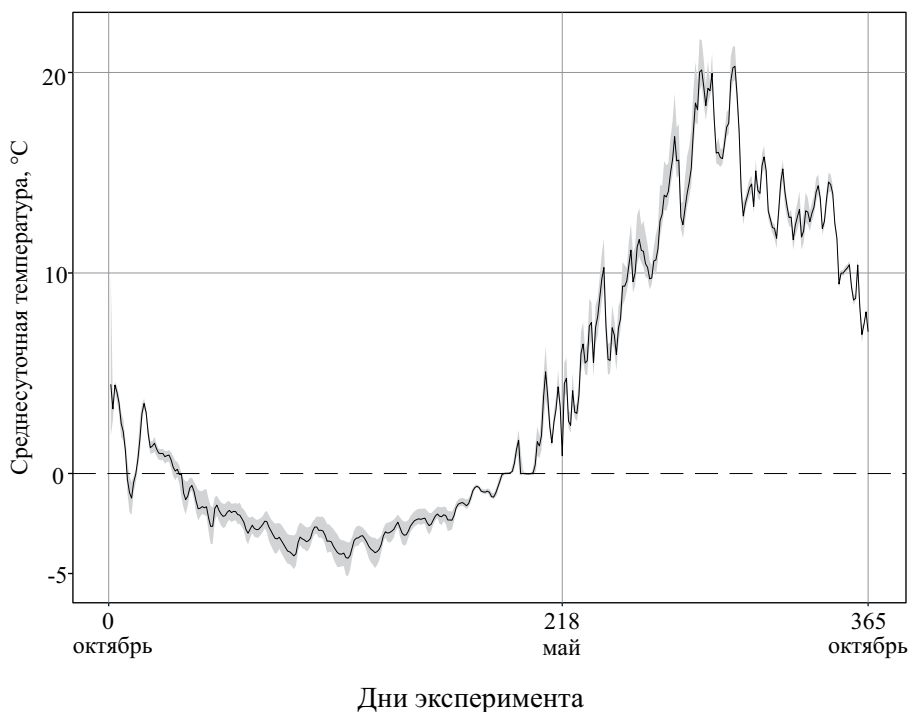


Рис. 1. Среднесуточные температуры лесной подстилки на глубине 3 см. Данные представлены средними величинами ($n = 7$), серое поле отображает минимальную и максимальную суточные температуры.

корней в присутствии угля была выше, чем в контрольном варианте. На 365 день положительный эффект угля сохранился только для корней лиственницы. Потеря массы смеси корней в присутствии угля не отличалась от контрольного варианта в течение всего эксперимента.

Тонкие корни не имели четкой сезонной динамики константы скорости разложения (k), как это наблюдалось при разложении надземного опада. Уголь приводил к возрастанию k только в начальный холодный период для корней всех видов, разлагавшихся по отдельности, но не для смеси корней. Напротив, в теплый период на уровне тенденции уголь приводил к замедлению скорости разложения всех видов корней и их смеси (рис. 4).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Настоящим исследованием установлено, что уголь ускоряет разложение трудноразлагаемых фракций напочвенного опада и тонких корней, при этом ускорение наиболее выражено на раннем этапе разложения в холодный период.

Проведенный эксперимент показал видоспецифические различия в разложении напочвенного и корневого опада. Большая часть потери массы древесных корней произошла в холодный период. При этом наблюдались схожие закономерности разложения для корней березы и лиственницы.

Корни трав разлагались примерно одинаково с древесными в холодный период и ускорялись в теплый, что вероятно связано с большим содержанием лабильных компонентов в корнях травы. Предыдущее исследование показало ускорение разложения корней лиственницы в присутствии угля [12]. Настоящее исследование подтверждает видоспецифичность влияния угля на корни древесных видов (преимущественно лиственницы) и отсутствие эффекта для корней трав и смеси. В конце эксперимента потеря массы корней древесных видов (лиственницы и березы) в контрольном варианте не различалась, и была выше в присутствии угля. Химический состав опада древесных видов различается в большей степени, чем состав их корней, особенно по содержанию лигнина и фенолов [25, 41]. Это проявляется в различной потере массы хвои лиственницы и листьев березы и отсутствии различия между корнями этих древесных видов в контрольном варианте. В присутствии угля происходит сглаживание различий итоговой потери массы надземного опада между древесными видами за счет ускорения разложения хвои.

Для разложения надземного опада четко выражена сезонность: в теплый период скорость разложения была выше в 2 раза, что подтверждается ранее полученными результатами при сезонном разложении опада в тундровых экосистемах [38]. В почве сезонность выражена только в присутствии

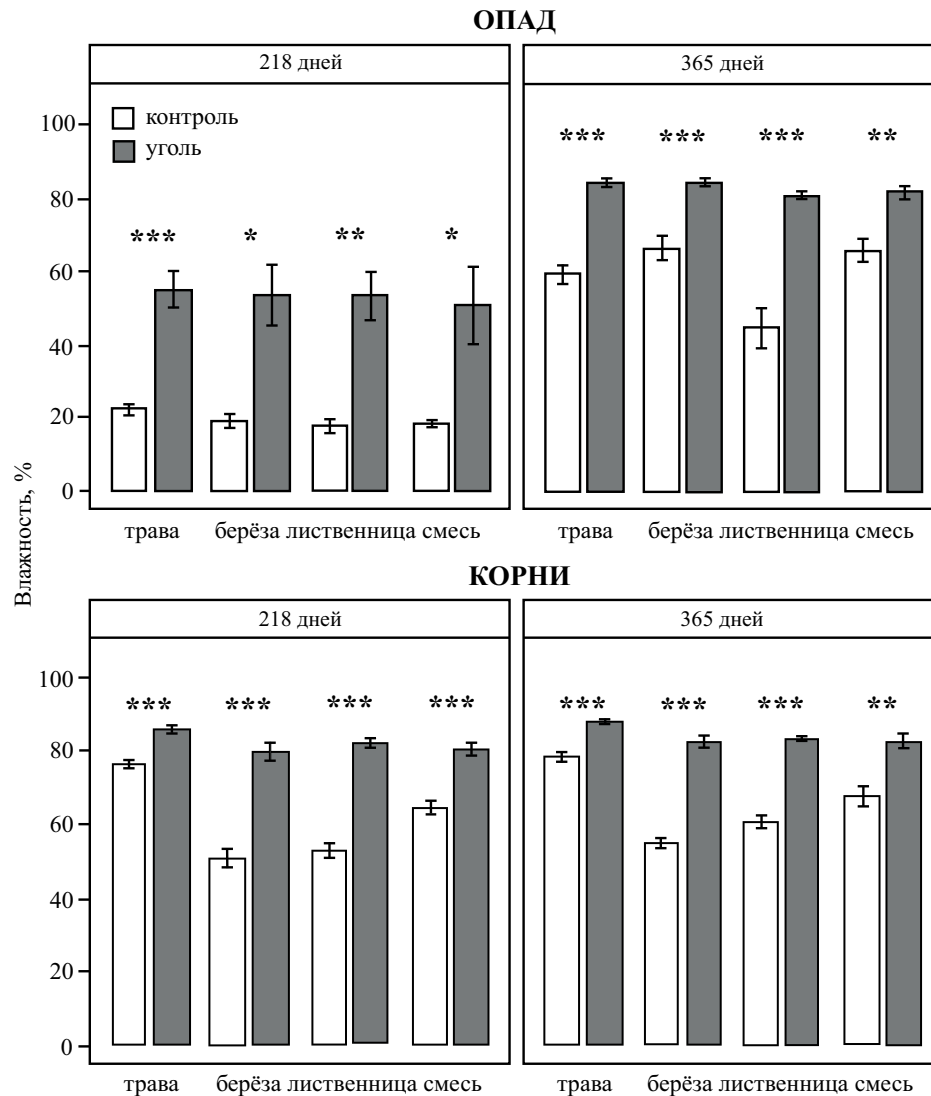


Рис. 2. Влияние угля на влажность опада и корней за изучаемый период. Данные представлены средними значениями ($n = 7$), планки погрешностей отображают $\pm 1SE$. Значимое влияние угля в отдельных вариантах эксперимента обозначено (*) соответственно значениям p : *** < 0.001 , ** < 0.01 , * < 0.05 .

угля, причем обратная надземному опаду: быстрое разложение в холодный и тенденция к замедлению в теплый период. В варианте без добавления угля сезонность наблюдается только для корней травы, разложение которых, аналогично наземному опаду, ускоряется в теплый период. Остальные виды тонких корней в контрольном варианте не показывают отчетливого сезонного тренда. Эксперимент был заложен в начале октября, так как активное накопление опада и отмирание тонких корней в смешанных лиственно-хвойных лесах Дальнего Востока происходит в это время года [43]. Основные драйверы разложения температура и влажность в почве подвержены меньшим сезонным колебаниям по сравнению с верхним слоем подстилки. При этом корни закладывались на границе

почва—подстилка на глубине около 6 см и с начала эксперимента находились в более благоприятных для разложения условиях по сравнению с надземным опадом. Поэтому в контрольном варианте проявление сезонности для корней выражено не так отчетливо, как для надземного опада.

Установили, что уголь ускоряет разложение трудноразлагаемых фракций напочвенного опада и тонких корней на начальном этапе. Раннее разложение связано в большей степени с физическими процессами выщелачивания лабильных веществ и сопровождалось резкой потерей массы по сравнению с последующими периодами [9]. В этот период влажность являлась основным фактором, лимитирующим разложение. В настоящем

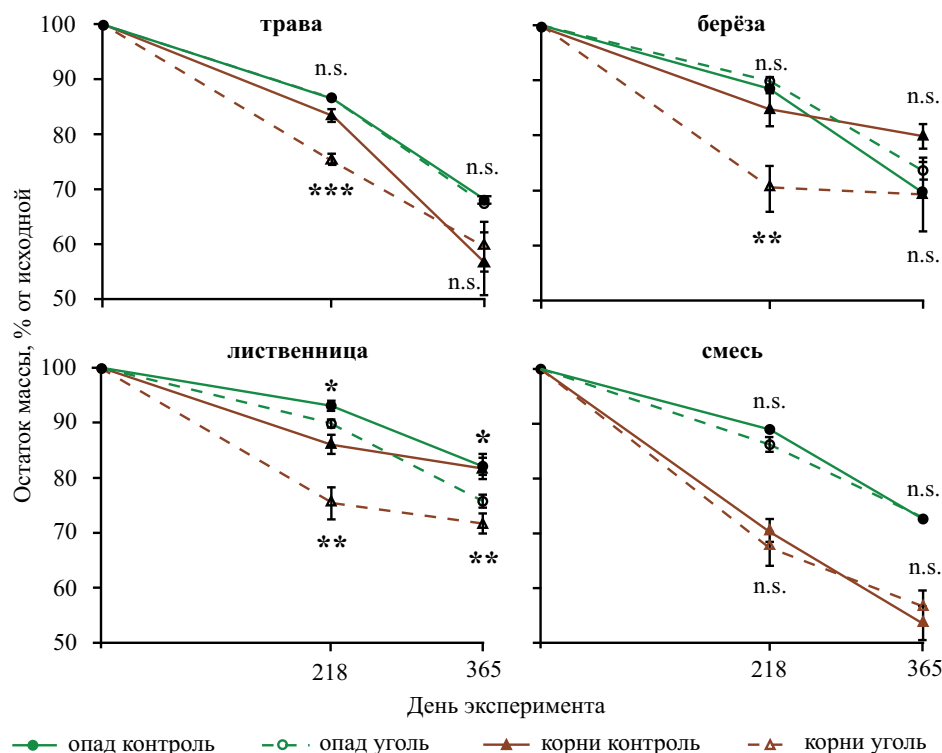


Рис. 3. Динамика потери массы надземного опада и корней за изучаемый период. Данные представлены средними величинами ($n = 7$), планки погрешностей отображают ± 1 SE. Значимое влияние угля в отдельных вариантах эксперимента обозначено (*) соответственно значениям p : *** < 0.001 , ** < 0.01 , * < 0.05 .

исследовании влажность опада в конце холодного периода разложения была значительно ниже, чем влажность корней (20 и 50% соответственно). Согласно исследованиям разложения листового опада в умеренных лесах Японии, уголь увеличивал влажность и ускорял разложение только в засушливых условиях при влажности ниже 50% [32]. В данном исследовании уголь увеличивал влажность надземного опада с 20 до 50%, однако это не приводило к выраженному увеличению потери массы, кроме хвой. В подземной части эксперимента естественная влажность была выше по сравнению с надземным опадом. В присутствии угля влажность превысила 60%, что создало благоприятные условия для разложения всех типов корней. Таким образом, для корней холодный период сопровождался оптимальными условиями для быстрой потери массы, характерной для начального периода разложения, а уголь ускорял этот процесс. В надземной части оптимальные условия создаются позже, в теплый период, при достижении опадом уровня влажности более 50%, а скорость разложения не связана с присутствием угля.

Другим возможным механизмом ускорения разложения в присутствии угля может являться его адсорбционная способность в отношении фенолов и дубильных веществ, выделяемых свежим опадом

[51]. Фенольные соединения, выделяемые свежим опадом, подавляют азотную минерализацию и нитрификацию лесной подстилки, в итоге замедляя разложение [26]. Также показано, что дубильные вещества негативно влияют на разложение опавших листьев [14, 29]. При этом содержание фенолов в опаде лиственницы выше по сравнению с листьями березы и опадом трав [41]. Ранее показано, что средняя концентрация конденсированных дубильных веществ в тонких корнях была намного выше, чем в листовом опаде [49]. Присутствие угля, вероятно, может снижать токсичность фенолов и дубильных веществ, способствуя ускорению разложения тонких корней и хвой лиственницы.

В естественных условиях разложение опада по отдельным видам весьма редкое явление, характерное для монодоминантных мертвopoкpoвных темнохвойных лесов. В большинстве лесных биогеоценозов разложение опада протекает в смеси, а пирогенные леса часто характеризуются смешанным составом [28]. В данном исследовании смесь опада и корней разлагалась одинаково быстро с опадом трав, а в почве смесь корней разлагалась даже интенсивнее корней трав. Аналогичные закономерности наблюдались в глобальном масштабе: смешивание разных видов опада в большинстве исследований приводило к ускорению

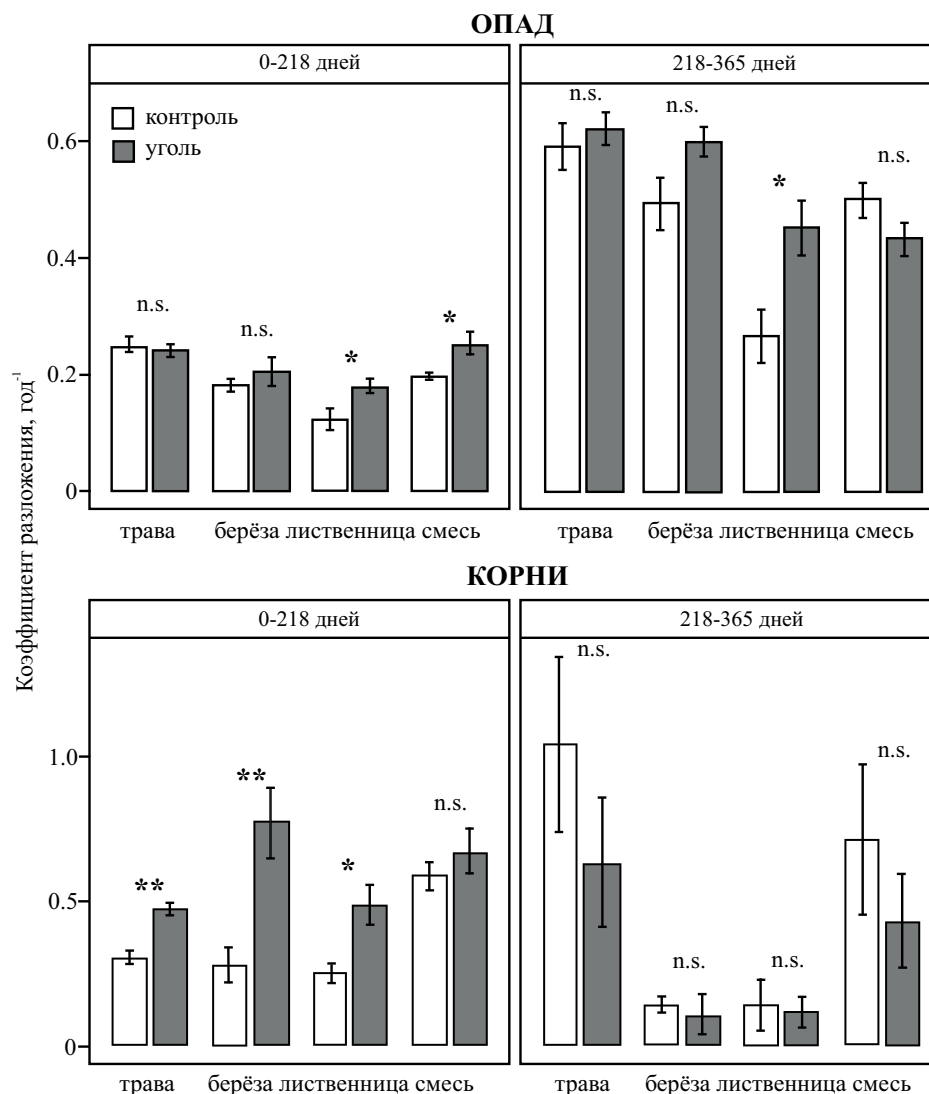


Рис. 4. Коэффициенты разложения опада и корней в начальный холодный (0–218 дней) и тёплый (218–365 дней) периоды. Данные представлены средними величинами ($n = 7$), планки погрешностей отображают $\pm 1SE$. Значимое влияние угля в отдельных вариантах эксперимента обозначено (*) соответственно значениям p : *** < 0.001 , ** < 0.01 , * < 0.05 .

разложения по сравнению с монофракциями [17]. Добавление угля эти закономерности не изменяло. Итоговая потеря массы смеси не зависела от добавления угля. Таким образом, уголь не изменил эффект от смешивания разных видов опада ни в почве, ни на поверхности.

Полевые исследования показали, что, вероятно, механизм влияния угля не ограничивается регулированием биологической активности субстратов, как установлено множеством предыдущих исследований. Установили основное влияние угля на раннем этапе разложения в холодный период года, когда биологические процессы замедлены. В этот период ускорение разложения в присутствии угля может быть больше связано с физическими процессами, такими как выщелачивание. Сезонность

в бореальной зоне приводит к динамичной смене характеристик внешней среды, а присутствие угля сглаживает резкие гидротермические колебания, создавая оптимальные условия для разложения растительных остатков.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование впервые в бореальной зоне в условиях *in situ* показало видоспецифическое и сезоннозависимое влияние угля на потерю массы и скорость разложения трудноразлагаемого опада и тонких корней. Установлено большее влияние угля на внутрипочвенное разложение, особенно в холодный период. Пул углерода, удерживаемый почвами бореальных лесов, подвержен влиянию

пожаров и изменению климата. Как показал проведенный эксперимент, динамика пула углерода, в части разложения ежегодно поступающего опада, может существенно регулироваться пирогенным углем, особенно в наименее изученной подземной части углеродного цикла. Учитывая высокую периодичность пожаров и их большую площадь в лиственных лесах, такой эффект может быть весьма значим как для цикла углерода, так и гумусообразования в почвах лиственных экосистем.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают искреннюю благодарность сотрудникам ФГБУ Зейский заповедник за помощь и поддержку при организации и проведении эксперимента.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-27-00346, <https://rscf.ru/project/23-27-00346/>

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В., Родин Л.Е., Нечаева Н.Т., Левин Ф.И. Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 185 с.
2. Караваева Н.А., Прокопчук В.Ф. Формирование почв с бурым профилем на севере Приамурья и Сахалина // Почвоведение. 2004. № 9. С. 1029–1039.
3. Сапронов Д.В. Выделение CO₂ из образцов почв различных природных зон России при промерзании–оттаивании в лабораторных условиях // Почвоведение. 2021. № 8. С. 935–945. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21080141>
4. Семенов В.М., Лебедева Т.Н., Зинякова Н.Б., Хромычкина Д.П., Соколов Д.А., Лопес де Гереню В.О., Кравченко И.К., Ли Х., Семенов М.В. Зависимость разложения органического вещества почвы и растительных остатков от температуры и влажности в длительных инкубационных экспериментах // Почвоведение. 2022. № 7. С. 860–875. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22070085>
5. Семенов В.М., Паутова Н.Б., Лебедева Т.Н., Хромычкина Д.П., Семенова Н.А., Лопес де Гереню В.О. Разложение растительных остатков и формирование активного органического вещества в почве инкубационных экспериментов // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1172–1184.
6. Шапченко О.А., Краснощеков Ю.Н., Лоскутов С.Р. Использование методов термического анализа для оценки органического вещества почв, пройденных пожарами // Почвоведение. 2011. № 6. С. 738–747.
7. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 783–792.
8. Abiven S., Andreoli R. Charcoal does not change the decomposition rate of mixed litters in a mineral cambisol: A controlled conditions study // Biol Fertil Soils. 2011. V. 47(1). P. 111–114. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0489-1>.
9. Berg B., McLaugherty C. Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag GmbH, 2014. 315 p.
10. Bleak A. T. Disappearance of plant material under a winter snow cover // Ecology. 1970. V. 51(5). P. 915–917. <https://doi.org/10.2307/1933989>.
11. Bokhorst S., Metcalfe D.B., Wardle D.A. Reduction in snow depth negatively affects decomposers but impact on decomposition rates is substrate dependent // Soil Biol. Biochem. 2013. V. 62. P. 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.016>.
12. Bryanin S., Abramova E., Makoto K. Fire-derived charcoal might promote fine root decomposition in boreal forests // Soil Biol. Biochem. 2018. V. 116. P. 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.031>.
13. Bryanin S.V., Sorokina O.A. Effect of soil properties and environmental factors on chemical compositions of forest soils in the Russian Far East // J. Soils Sediments. 2019. V. 19(3). P. 1130–1138. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2141-x>.
14. Coq S., Souquet J.M., Meudec E., Cheynier V., Hättenschwiler S. Interspecific variation in leaf litter tannins drives decomposition in a tropical rain forest of French Guiana // Ecology. 2010. V. 91(7). P. 2080–2091. <https://doi.org/10.1890/09-1076.1>
15. Cornwell W.K., Cornelissen J.H.C., Amatangelo K. et al. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide // Ecol. Lett. 2008. V. 11(10). P. 1065–1071. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x>.
16. Cross A., Sohi S.P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status // Soil. Biol. Biochem. 2011. V. 43(10). P. 2127–2134. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.06.016>
17. Gartner T.B., Cardon Z.G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter // Oikos. 2004. V. 104. P. 230–246. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12738.x>
18. Goldammer J.G., Furyaev V.V. Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia: Ecological Impacts and Links to the Global System. 1996. P. 1–20.
19. Gower S.T., Krankina O., Olson R.J., Apps M., Linder S., Wang C. Net Primary production and

- carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems // *Ecol. Appl.* 2001. V. 11(5). P. 1395–1411.
20. *Hobbie S.E., Chapin F.S.* Winter regulation of tundra litter carbon and nitrogen dynamics // *Biogeochemistry*. 1996. V. 35(2). P. 327–338. <https://doi.org/10.1007/BF02179958>.
 21. *Hobbie S.E., Gough L.* Litter decomposition in moist acidic and non-acidic tundra with different glacial histories // *Oecologia*. 2004. V. 140(1). P. 113–124. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1556-9>.
 22. *Kuzyakov Y., Subbotina I., Chen H., Bogomolova I., Xu X.* Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 41(2). P. 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>
 23. *Lehmann J.* A handful of carbon // *Nature*. 2007. V. 447(7141). P. 143–144. <https://doi.org/10.1038/447143a>
 24. *Li Y., Hu S., Chen J., Müller K., Li Y., Fu W., Lin Z., Wang H.* Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: a review // *J. Soils Sediments*. 2018. V. 18(2). P. 546–563. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1906-y>
 25. *Lu Y., Zhang L., Li K., Ni R., Han R., Li C., Zhang C., Shen W., Zhang Z.* Leaf and root litter species identity influences bacterial community composition in short-term litter decomposition // *Forests*. 2022. V. 13(9). P. 1402. <https://doi.org/10.3390/f13091402>
 26. *Makoto K., Koike T.* Charcoal ecology: Its function as a hub for plant succession and soil nutrient cycling in boreal forests // *Ecol. Res.* 2021. V. 36(1). P. 4–12. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12179>
 27. *Makoto K., Tamai Y., Kim Y.S., Koike T.* Buried charcoal layer and ectomycorrhizae cooperatively promote the growth of *Larix gmelinii* seedlings // *Plant and Soil*. 2010. V. 327(1-2). P. 143–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0040-z>
 28. *Makoto K., Nemilostiv Y.P., Zyryanova O.A., Kajimoto T., Matsuura Y., Yoshida T., Satoh F., Sasa K., Koike T.* Regeneration after forest fires in mixed conifer broad-leaved forests of the amur region in far eastern Russia: the relationship between species specific traits against fire and recent fire regimes // *Eurasian J. For. Res.* 2007. V. 10(1). P. 51–58.
 29. *Makkonen M., Berg M.P., Handa I.T., Hättenschwiler S., van Ruijven J., van Bodegom P.M., Aerts R.* Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient // *Ecol. Lett.* 2012. V. 15(9). P. 1033–1041. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01826.x>
 30. *Matovic D.* Biochar as a viable carbon sequestration option: Global and Canadian perspective // *Energy*. 2011. V. 36(4). P. 2011–2016. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.09.031>
 31. *McLauchlan K.K., Higuera P.E., Miesel J. et al.* Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers // *J. Ecol.* 2020. V. 108(5). P. 2047–2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>
 32. *Minamino Y., Fujitake N., Suzuki T., Yoshitake S., Koizumi H., Tomotsune M.* Effect of biochar addition on leaf-litter decomposition at soil surface during three years in a warm-temperate secondary deciduous forest, Japan // *Sci. Rep.* 2019. V. 9(16961). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53615-2>
 33. *Olson J.S.* energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems // *Ecology*. 1963. V. 44(2). P. 322–331. <https://doi.org/10.2307/1932179>
 34. *Pimm S., Roulet N., Weaver A.* Boreal forests' carbon stores need better management // *Nature*. 2009. V. 462. P. 276–276. <https://doi.org/10.1038/462276a>
 35. *Pingree M.R.A., DeLuca E.E., Schwartz D.T., DeLuca T.H.* Adsorption capacity of wildfire-produced charcoal from Pacific Northwest forests // *Geoderma*. 2016. V. 283. P. 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.016>
 36. *Pluchon N., Gundale M.J., Nilsson M.-C., Kardol P., Wardle D.A.* Stimulation of boreal tree seedling growth by wood-derived charcoal: Effects of charcoal properties, seedling species and soil fertility // *Funct. Ecol.* 2014. V. 28(3). P. 766–775. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12221>
 37. *Pluchon N., Vincent A.G., Gundale M.J., Nilsson M.-C., Kardol P., Wardle D.A.* The impact of charcoal and soil mixtures on decomposition and soil microbial communities in boreal forest // *Appl. Soil Ecol.* 2016. V. 99. P. 40–50. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.020>
 38. *Pochikalov A.V., Karelin D.V.* A field study of tundra plant litter decomposition rate via mass loss and carbon dioxide emission: The role of biotic and abiotic controls, biotope, season of year, and spatial-temporal scale // *Biol. Bull. Rev.* 2015. V. 5. P. 1–16. <https://doi.org/10.1134/S2079086415010077>
 39. *Prescott C.E.* Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? // *Biogeochemistry*. 2010. V. 101(1-3). P. 133–149. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>
 40. *Preston C.M., Schmidt M.W.I.* Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions // *Biogeosciences*. 2006. V. 3(4). P. 397–420. <https://doi.org/10.5194/bg-3-397-2006>
 41. *Preston C.M., Trofymow J.A. (Tony), Working Group the CIDE* Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests // *Can. J. Bot.* 2000. V. 78(10). P. 1269–1287. <https://doi.org/10.1139/b00-101>
 42. R Development Core Team R: A Language and Environment for Statistical Computing, 2020.
 43. *Richardson A.D., Andy Black T., Philippe C., Nicolas D., Friedl M.A., Nadine G. et al.* Influence of spring

- and autumn phenological transitions on forest ecosystem productivity // *Philos. T. R. Soc. B*. 2010. V. 365. P. 3227–3246.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0102>
44. *Santín C., Doerr S.H., Preston C.M., González-Rodríguez G.* Pyrogenic organic matter production from wildfires: a missing sink in the global carbon cycle // *Glob. Change Biol.* 2015. V. 21(4). P. 1621–1633.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12800>
 45. *Sato H., Kobayashi H., Iwahana G., Ohta T.* Endurance of larch forest ecosystems in eastern Siberia under warming trends // *Ecol. Evol.* 2016. V. 6(16). P. 5690–5704.
<https://doi.org/10.1002/ece3.2285>
 46. *Seidl R., Honkaniemi J., Aakala T. et al.* Globally consistent climate sensitivity of natural disturbances across boreal and temperate forest ecosystems // *Ecography*. 2020. V. 43(7). P. 967–978.
<https://doi.org/10.1111/ecog.04995>
 47. *Seidl R., Thom D., Kautz M., et al.* Forest disturbances under climate change. Europe PMC Funders Group // *Nat. Clim. Change*. 2017. V. 7. P. 395–402.
<https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
 48. *Singh B.P., Cowie A.L.* Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil // *Sci. Rep.* 2015. V. 4(3687).
<https://doi.org/10.1038/srep03687>
 49. *Sun T., Hobbie S.E., Berg B., Zhang H., Wang Q., Wang Z., Hättenschwiler S.* Contrasting dynamics and trait controls in first-order root compared with leaf litter decomposition // *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2018. V. 115. P. 10392–10397.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1716595115>
 50. *Uchida M., Mo W., Nakatsubo T., Tsuchiya Y., Horikoshi T., Koizumi H.* Microbial activity and litter decomposition under snow cover in a cool-temperate broad-leaved deciduous forest // *Agric. For. Meteorol.* 2005. V. 134(1–4). P. 102–109.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.11.003>
 51. *Wardle D.A., Zackrisson O., Nilsson M.-C.* The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences // *Oecologia*. 1998. V. 115(3). P. 419–426.
<https://doi.org/10.1007/s004420050536>
 52. *Wardle D.A., Nilsson M.-C., Zackrisson O.* Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus // *Science*. 2008. V. 320(5876). P. 629–629.
<https://doi.org/10.1126/science.1154960>
 53. *Wardle D.A., Bonner K.I., Nicholson K.S.* biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function // *Oikos*. 1997. V. 79(2). P. 247–258.
<https://doi.org/10.2307/3546010>

Season-Dependent Effect of Fire-Derived Charcoal on Above- and Belowground Litter Decomposition in Boreal Forests

S. V. Bryanin¹, A. V. Kondratova^{1, *}, A. V. Danilov¹, and E. S. Susloparova¹

¹*Institute of Geology and Nature Management, Far East Branch, Russian Academy of Sciences, Blagoveshchensk, 675000 Russia*

*e-mail: kondratova.ava@gmail.com

Fire-derived charcoal (charcoal) is a stable byproduct of forest fires that accumulates in the litter layer and soils of boreal forests. Therefore, decomposition of litter and roots, as one of the key processes in the carbon cycle, in the soils of northern forests almost everywhere go in the presence of charcoal. To date, there are extremely scarce data on the influence of charcoal on decomposition in boreal forests, and most of them do not consider the cold period, which lasts on average half a year in this zone. The purpose of this work was to determine the seasonal influence of charcoal on the decomposition of plant litter of different quality (larch needles, birch leaves, grasses, and mixtures of these species of litter) on the surface of the soil and the roots of these same species in the soil. In “litterbag” experiment it was found that charcoal accelerated decomposition of litter and that its effect was species-specific. The acceleration of mass loss in the presence of charcoal occurred for recalcitrant litter (needles) and all types of roots during the cold period. In the warm period, acceleration of decomposition in the presence of charcoal was observed only for needles and was not observed for roots. Thus, our study shows a greater influence of charcoal on intra-soil decomposition especially in the cold period. Seasonal influence of charcoal was established for the first time and should be taken into account as an important factor of humus formation and carbon dynamics in soils of boreal forests.

Keywords: litter decomposition, fire-derived charcoal, winter decomposition, Cambisols