

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 10, 2021

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Раннеплейстоценовые педоседименты Лорийской котловины (Армения):
генезис, свойства и их палеогеографическая интерпретация

А. В. Ревунова, О. С. Хохлова, А. В. Русаков

1167

ХИМИЯ ПОЧВЫ

Влияние влагообеспеченности на состав стабильных изотопов углерода
органического вещества почв Байкальского региона

В. А. Голубцов, Ю. В. Вантеева, Н. Н. Воронай

1182

ФИЗИКА ПОЧВ

Влияние приемов основной обработки почвы на макроструктуру чернозема типичного

Е. В. Дубовик, Д. В. Дубовик, А. В. Шумаков

1195

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Биологическая активность почв в условиях покровного оледенения в северной части
архипелага Новая Земля

*Д. А. Никитин, Л. В. Лысак, Д. В. Бадмадашиев, С. С. Холод, Н. С. Мергелов,
А. В. Долгих, С. В. Горячкин*

1207

Микробные показатели городских почв и их роль в оценке экосистемных сервисов (обзор)

Н. Д. Ананьева, К. В. Иващенко, С. В. Сушко

1231

Органические компоненты и биота в составе городского атмосферного пылеаэрозоля:
потенциальное влияние на городские почвы

*Т. В. Прокофьева, С. А. Шоба, Л. В. Лысак, А. Е. Иванова, А. М. Глушакова,
В. А. Шишков, Е. В. Лапыгина, П. Д. Шилайка, А. А. Глебова*

1247

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Эмиссия CO₂ из почвы при введении краткосрочной сидерации в паровое поле
в условиях лесостепной зоны Прибайкалья

Л. Г. Соколова, С. Ю. Зорина, Е. Н. Белоусова, А. В. Поморцев, Н. В. Дорофеев

1262

Элементный состав и структура гуминовых кислот целинной и пахотной
дерново-подзолистой почвы Предуралья

Н. Е. Завьялова, М. Т. Васбиева

1274

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Изменения потока диоксида углерода из почв лесных экосистем под воздействием
техногенного загрязнения в Кольской Субарктике

М. С. Кадулин, Г. Н. Копцик

1281

Contents

No. 10, 2021

Genesis and Geography of Soils

Early Pleistocene Pedo-Sediments of the Lori Basin (Armenia):
Genesis, Properties, and Their Paleo-Geographical Interpretation

A. V. Revunova, O. S. Khokhlova, and A. V. Rusakov

1167

Soil Chemistry

Effect of Humidity on the Stable Carbon Isotopic Composition
of Soil Organic Matter in Baikal Region

V. A. Golubtsov, Yu. V. Vanteeva, and N. N. Voropay

1182

Soil Physics

Influence of Primary Tillage Practices on Typical Chernozem Macrostructure

E. V. Dubovik, D. V. Dubovik, and A. V. Shumakov

1195

Soil Biology

Biological Activity of Soils in the North of Novaya Zemlya Archipelago:
Effect of The Largest Glacier in Russia

*D. A. Nikitin, L. V. Lysak, D. V. Badmadashiev, S. S. Kholod,
N. S. Mergelov, A. V. Dolgikh, and S. V. Goryachkin*

1207

Microbial Indicators of Urban Soils and Their Role
in Assessment of Ecosystem Services (Review)

N. D. Ananyeva, K. V. Ivashchenko, and S. V. Suchko

1231

Organic Constituents and Biota in the Urban Atmospheric Solid Aerosols:
Potential Effects on Urban Soils

*T. V. Prokof'eva, S. A. Shoba, L. V. Lysak, A. E. Ivanova, A. M. Glushakova,
V. A. Shishkov, E. V. Lapygina, P. D. Shilaika, and A. A. Glebova*

1247

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

CO₂ Emission from Soil in Case of the Short-Term Green Manure Crops
into the Fallow Fields in the Conditions of the Cis-Baikal Forest-Steppe Zone

L. G. Sokolova, S. Yu. Zorina, E. N. Belousova, A. V. Pomortsev, and N. V. Dorofeev

1262

Elemental Composition and Structure of Humic Acids of Integral
and Arable Sod-Podzolic Soils of the Pre-Urals

N. E. Zavyalova and M. T. Vasbieva

1274

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Changes in Carbon Dioxide Efflux from Soils of Forest Ecosystems
under Technogenic Pollution in the Kola Subarctic

M. S. Kadulin and G. N. Koptsik

1281

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.48

РАННЕПЛЕЙСТОЦЕНОВЫЕ ПЕДОСЕДИМЕНТЫ ЛОРИЙСКОЙ КОТЛОВИНЫ (АРМЕНИЯ): ГЕНЕЗИС, СВОЙСТВА И ИХ ПАЛЕОГЕОГРАФИЧЕСКАЯ ИНТЕРПРЕТАЦИЯ

© 2021 г. А. В. Ревунова^а, * О. С. Хохлова^б, А. В. Русаков^а

^аСанкт-Петербургский государственный университет,
Университетская наб., 7–9, Санкт-Петербург, 199034 Россия

^бИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московская область, 142290 Россия

*e-mail: reina_abc@mail.ru

Поступила в редакцию 23.12.2020 г.

После доработки 30.04.2021 г.

Принята к публикации 11.05.2021 г.

Описаны красноцветные педоседименты из разрезов Лорийской котловины на севере Армении и реконструируются условия среды, при которых они были образованы. Раннеплейстоценовые педоседименты в разрезах Ягдан и Куртан-IV доступны для изучения благодаря их консервации под продуктами вулканической активности, которые были датированы ранее 2 и 1.4 млн лет соответственно. При захоронении педоседименты подвергались воздействию расплавленных растворов лавы, что повлияло на их состав и свойства. Для изучения педоседиментов использовали микроморфологический метод, в образцах определяли магнитную восприимчивость, гранулометрический и валовый составы, содержание углерода, азота и фосфора, изучен состав биоморфов. Обнаружены признаки образования изучаемых педоседиментов во влажном теплом (субтропическом) климате, что согласуется с результатами ранних исследований. По совокупности признаков почвенные образования из разреза Ягдан классифицированы как Cambisols с квалификаторами argic, vitric, chromic. Из перекрывшей их базальтовой лавы в отложения были привнесены дополнительные элементы: медь, хром, никель, кобальт, ванадий, что отразилось в увеличении удельной магнитной восприимчивости и позволило расчленить почвенно-осадочную толщу по геохимическим коэффициентам. Педоседименты из разреза Куртан-IV имели признаки Stagnic и Luvic. Они сформированы также в гумидном, но более прохладном климате.

Ключевые слова: палеопочва, палеоландшафтная реконструкция, красноцветы

DOI: 10.31857/S0032180X21100105

ВВЕДЕНИЕ

Красноцветные почвы обладают ярко выраженными литогенными признаками, обусловленными наличием гематита в почвообразующей породе [25], что и определяет их отличительную окраску. Они формируются в гумидных и семигумидных тропиках и субтропиках в условиях глубокого промывного водного режима [11, 16, 19]. В Лорийской котловине Армении признаки красноцветного почвообразования на продуктах выветривания базальтов обнаружены в ходе почвенно-археологических экспедиций 2011–2019 гг. Благодаря быстрому перекрытию лавовыми потоками раннеплейстоценовые педоседименты сохранились и доступны для изучения.

В последнее время проведены палеопочвенные исследования местонахождений орудий гоминоид в археологических объектах [27, 34, 38, 42,

50, 51], которые сопровождались датированием вмещающих слоев как с признаками почвообразования, так и без них на основании обнаруженных археологических артефактов и с использованием различных инструментальных методов (прямых: SIMS U–Pb, K–Ar, ⁴⁰Ar/³⁹Ar и косвенных: палеонтологических, магнитных, микроморфологических). Благодаря этим работам установлено время формирования исследуемых красноцветных почв в интервале 2.5–1.4 млн л. н. [50, 60].

Раннеплейстоценовые палеопочвы — очень важный и востребованный геоархив, расшифровка которого необходима представителям естественных наук для реконструкции условий окружающей среды раннего плейстоцена, понимания истории развития ландшафта, а также палеоэкологической обстановки проникновения и продвижения вглубь Евразии древних пра-людей. Установлено, что в раннем плейстоцене, по сравнению со средним и

поздним, температуры воздуха были выше, что способствовало продвижению гоминид на север [34]. Климат того времени определен как субтропический с саванноподобной растительностью (влаголюбивая луговая растительность вокруг водоемов, ксероморфные травы, единичные лиственные деревья на автоморфных позициях рельефа) (данные А. Симаковой по [61]), а существовавшие почвы – как Luvisols, Andosols и Stagnic Cambisols [51]. В поздние этапы плейстоцена климат сменился более умеренным, с лугово-лесной растительностью, в числе которой встречались хвойные растения (данные Симаковой по [61]). К настоящему моменту климат Лорийской котловины оценивается как континентальный, степной, малоазиатского типа [29]. В таких условиях красноцветные почвы не формируются.

Стоит пояснить, что речь идет не о “классических” красноцветных почвах (Ferralsols, Nitisols и др.), которые образуются в тропическом климате (при среднегодовых температурах $>28^{\circ}\text{C}$), а о почвах более низких широт, которые формируются в более близком к умеренному климате, и не достигают ни той степени выветрелости минеральной матрицы, ни той степени трансформации минералов железа, и, соответственно, “красноты” окраски, как упомянутые выше почвы. Также на степень проявления окраски влияет материнская порода: ярче всего краснота выражается на известняках [39].

Цель работы – морфолого-генетическая диагностика погребенных раннеплейстоценовых красноцветных педоседиментов Лорийской котловины и реконструкция палеоклиматических и палеоландшафтных условий их формирования.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Лорийская котловина, расположенная в северной части Армении, является прямым отражением в рельефе одноименного синклинория [39]. С севера и юга она ограничена Сомхетским и Базумским складчатыми хребтами, с запада – вулканическим Джавахетским хребтом. Днище и борта выполнены вулканическими слабощелочными базальтами и базальтовыми андезитами возрастом ~ 2 млн лет. Сверху залегают коллювиальные и озерные отложения. Современный рельеф и речная сеть сформировались в четвертичном периоде, после значительного подъема территории [60]. Средняя высота над уровнем моря составляет 1700 м, рельеф пологоволнистый. Климат характеризуется невысокими годовыми температурами (среднегодовые температуры 10°C). За год выпадает 600–800 мм осадков [4]. Средняя температура самого теплого месяца (июля) составляет $+15...+20^{\circ}\text{C}$, самого холодного (января) $0...+5^{\circ}\text{C}$ [2]. Растительность в основном степная, по берегам рек произрастают пойменные леса,

участки горных лесов в настоящее время вырублены. Современные почвы в основном представлены горными черноземами [2].

Изучали обнаруженные во время рекогносцировочных изысканий обнажения, в которых сделана серия расчисток, вскрывающих строение раннеплейстоценовых почвенно-осадочных толщ. Подобные образования исследованы в археологических разрезах Лорийской котловины ранее [51]. Абсолютный возраст изучаемых отложений определен по возрасту базальтов и пеплов, подстилающих и перекрывающих их.

Описали два разреза: Куртан-IV ($40^{\circ}58'02.8''\text{ N}$, $44^{\circ}31'32.9''\text{ E}$, $h = 1309\text{ м}$) и Ягдан ($41^{\circ}00'27.8''\text{ N}$, $44^{\circ}30'50.8''\text{ E}$, $h = 1277\text{ м}$), названных по ближайшим к ним населенным пунктам (рис. 1). Датировка пепла в центральной части одной из стенок карьера, в котором заложен разрез Куртан-IV, уран-свинцовым методом (SIMS U–Pb) показала возраст 1.432 ± 0.028 млн л. н. [55]. Для верхнего горизонта пемзовых песков имеются SIMS U–Pb даты 1.495 ± 0.026 и 1.496 ± 0.021 млн л. н. [55], также $39\text{Ag}/40\text{Ag}$ дата 1.49 ± 0.01 млн л. н. (S. Huneck, личное сообщение, цит. по [5]). Во время разработки карьера обнаружены находки ископаемой фауны, а именно зубы носорога, относящегося к виду *Stephanorhinus hundsheimensis*, жившему в интервале 1.4–0.5 Ма (М. Белмейкер, устное сообщение, цит. по [5]). Борта каньонов, на которых заложен разрез Ягдан, покрыты базальтами и базальтовыми андезитами возрастом 2–2.5 млн лет [60], расположенные под ними педоседименты формировались до захоронения. Источник лавы находится на расстоянии 45 км, это цепь вулканов Джавахетского хребта [61].

Для определения магнитной восприимчивости, гранулометрического и валового составов и выполнения СНН-анализов отобрали смешанные образцы из слоев двух исследованных разрезов. Для определения магнитной восприимчивости и гранулометрического состава образцы из разреза Ягдан отобрали из слоев 1–5, 7 (рис. 2, А); из разреза Куртан-IV использовали один образец из слоя 3. Образцы для микроморфологического изучения отбирали в виде монолитов из центра каждого слоя. Из разреза Ягдан взяли по одному образцу из центра слоев 1, 2, 4, 5, 7; из разреза Куртан-IV – один образец из слоя 3. Образцы для валового и СНН-анализов отбирали по одному из центра слоев: Ягдан – 1–5, 7; из разреза Куртан-IV – один образец (слой 3). Отбор образцов из других слоев был затруднен из-за перенасыщенности камнями. Для анализа фитолитов использовали по одному образцу из разрезов Ягдан (слой 2) и Куртан-IV (слой 3).

Удельную магнитную восприимчивость определяли на приборе Kappabridge KLY-2 Agico (Чехия); микроморфологический анализ шлифов

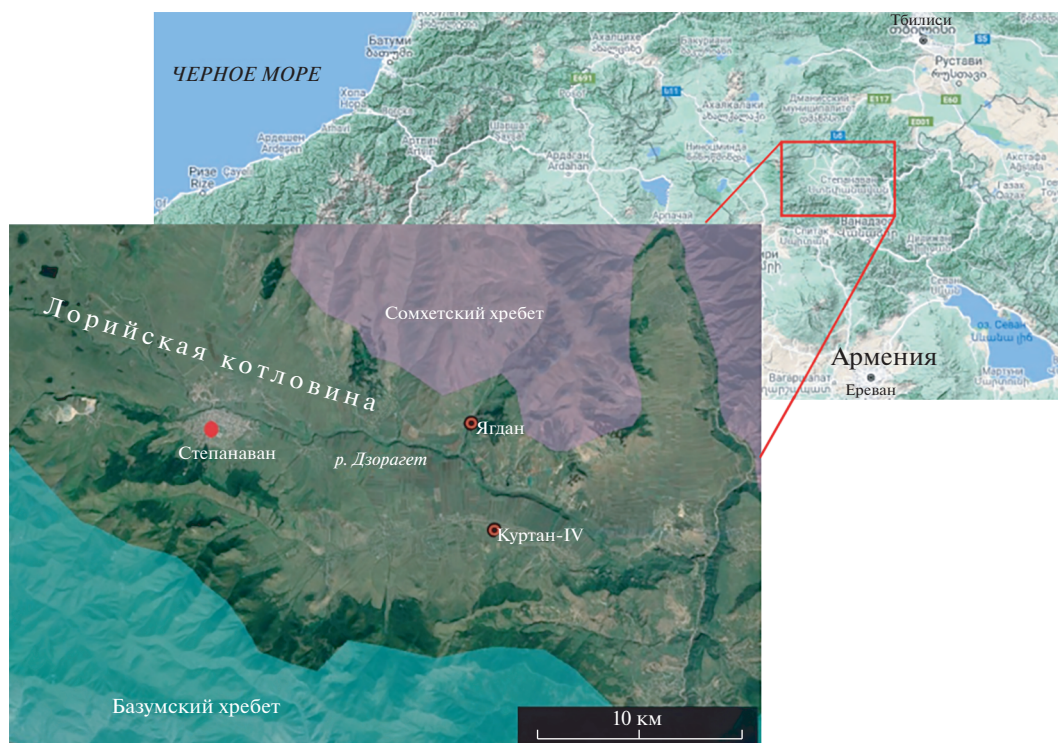


Рис. 1. Расположение изученных разрезов в Лорийской котловине, Армения.

проводили на микроскопе AxioScopeA1, Carl Zeiss Microscopy GmbH (Германия) в Центре коллективного пользования ИФХиБПП ФИЦ ПНЦБИ РАН, Пущино. Валовый анализ выполняли методом рентгеноспектрального флуоресцентного анализа по методикам НСАМ ВИМС на вакуумном спектрометре последовательного действия Axios-MaxAdvanced, MalvernPanalytical (Нидерланды) в лаборатории анализа минерального вещества ИГЕМ РАН. Для анализа главных элементов из предварительно растертой до порошкообразного состояния навески выплавляли стеклообразные диски путем индукционного нагрева прокален-

ного материала проб с боратами лития при температуре 1200°C. Прокаленный материал проб получали после определения потерь при прокаливании при температуре 1000°C. Для выполнения анализа микроэлементов готовили препараты методом холодного прессования сухого вещества пробы с добавлением пластикового наполнителя.

Гранулометрический состав определяли методом пипетки с использованием пирофосфата натрия для диспергирования, доли фракций рассчитывали на абсолютно сухую навеску с учетом определения гигроскопической влаги [8].

Таблица 1. Гранулометрический состав изучаемых педоседелментов

Разрез и слой	Содержание фракции (мм), %						физ. глина	физ. песок
	1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001		
Ягдан								
слой 1	0.8	49.5	31.7	6.8	9.4	1.8	18.0	82.0
слой 2	1.1	41.5	32.8	8.8	4.0	12.0	24.7	75.3
слой 3	4.2	50.1	26.3	5.2	11.1	3.2	19.4	80.6
слой 4	0.1	31.5	33.5	12.3	17.8	4.8	34.9	65.1
слой 5	0.2	27.0	33.1	12.4	19.0	8.4	39.8	60.2
слой 7	0.1	30.5	23.9	9.9	22.5	13.0	45.4	54.6
Куртан-IV	0.2	27.2	34.2	11.0	20.5	6.8	38.3	61.7

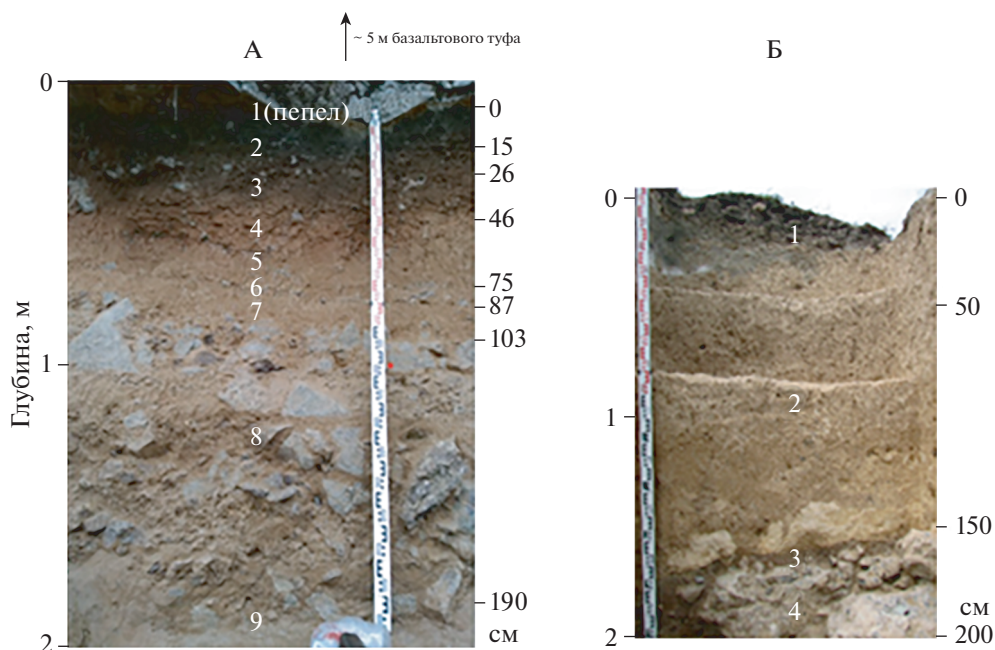


Рис. 2. Разрезы Ягдан (А), Курган-IV (Б). Цифры в центре снимков – номера слоев.

Для CHN-анализа использовали прибор Лесо CHN628 (США). Исследование проводили на кафедре почвоведения и экологии почв СПбГУ. Принцип действия анализатора основан на сжигании анализируемых образцов в печи сопротивления в токе чистого кислорода и последующем определении содержания газообразных оксидов углерода и водорода методом инфракрасной спектроскопии и определения азота методом сравнения теплопроводностей газов.

Для выделения фитоцитов проводили мацерацию отобранных образцов по стандартной методике [12]. После кипячения пробы в 10%-ном растворе HCl для удаления карбонатов и органического вещества гравиметрическим методом удаляли песчаную и илистую фракции, затем остаток разделяли с помощью тяжелой жидкости в центрифуге. Фитоциты извлекали в легкую фракцию, которую после переноса на фильтр и промывания от тяжелой жидкости, высушивали. Образцы фотографировали, все встречающиеся формы фитоцитов подсчитывали с помощью светового микроскопа. Определение фитоцитов проведено в. н. с. ИГ РАН д. г. н. А.А. Гольевой.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Морфологическое описание. Разрез Ягдан заложен в левом борту каньона ручья Мендзор (притока р. Дзорагет), на юго-западном склоне г. Бьюкташ. Под пятиметровым слоем базальта обнажается слой рыжеватого-серого грунта. В нем

визуально выделяются 8 слоев, выдержанных по протяженности обнажения (~17 м) (рис. 2, А).

Первый слой имеет мощность 1 см и представляет собой пепел. Предположительно, верхний горизонт существовавшей здесь почвы сторел из-за высокой температуры при движении по нему раскаленной базальтовой лавы. Пепел имеет светло-охристый цвет, на общем фоне заметны темные пятна. Материал сухой, бесструктурный, прочный, твердый, нелипкий, непластичный. От 10%-ного раствора HCl не вскипает. Из новообразований заметны железистые потеки.

Ниже следует пачка слоев общей мощностью ~75 см (слои 2–5), в которой сменяют друг друга 4 слоя сухого суглинка с частыми включениями гравия диаметром до 15 см. Слои выделяются по окраске: в пачке постепенно сменяются черный, бурый, рыжий и охристый цвета. На основном фоне заметны более светлые пятна. От 10%-ного раствора HCl грунт не вскипает.

Ниже лежит слой 6 (75–87 см), подстилаемый гравием. Включения камней двух видов: темные плотные со светлой корочкой выветривания и светлые зернистые. Вмещающая порода имеет цвет охры. В правой части основной слой расходуется на два слоя меньшей мощности, в нижней части этой пачки гравий крупнее. Между слоями лежит более светлый суглинок.

Ниже (слой 7, 87–103) лежит слой светло-охристого опесчаненного суглинка с редкими включениями мелкого гравия, также двух видов, светлый встречается реже.

Слой 8 (103–190 см) представлен светло-охристым опесчаненным суглинком с обильным включением глыб и булыжников 10–30 см в диаметре. В основном это светло-серые зернистые, сильновыветрелые камни. Выделяются небольшие участки суглинка без крупных камней, но с редкими включениями гравия размером 1–2 см. Переходит в слой суглинка с единичными включениями глыб 30–40 см (слой 9, ниже 190 см).

Разрез Куртан-IV заложен в северной части карьера, который находится на левом берегу р. Дзорагет, на северо-восточном склоне горы Сурб-Саркис. Под современной почвой (рис. 2, Б, слой 1) мощностью от 30 до 60 см (поверхность имеет эрозионный срез) находится слой пепла мощностью ~15 см, а под ним слой смеси песка и пепла мощностью ~2 м (слой 2), перекрывающий педоседимент (слой 3), залегающий на крупных базальтовых окатанных глыбах (слой 4). Материал слоя 3 имеет однородную светло-бурую окраску, плохо оструктурен, на 10%-ный раствор HCl реагируют только отдельные стяжения карбонатов (встречаются часто, до 1 см в диаметре).

Поскольку изучаемые педоседименты не достигают высокой степени красноты, слой 3 разреза Куртан и слои 2–5 разреза Ягдан светло-бурой окраски отнесены к красноцветам более умеренного, чем влажный тропический, климата.

Мезоморфология. Куртан-IV, слой 3. Слабосцементированный, агрегированный материал. Видны крупные зерна силикатов, между ними мелкозем, окраска рыжевато-палевая, большое содержание марганца, железа. Пористый материал, поры выстланы карбонатами в виде небольших сросшихся кристаллов. Заметны участки карбонатной пленки со скрытокристаллической структурой. В основной рыжевато-палевой массе замечены признаки текстурной дифференциации: наличие глинисто-железистых пленок, ореховатая структура, отсутствие привнесенного материала (кроме карбонатов, имеющих более позднее гидрогенное происхождение [51]).

Ягдан, слой 1. Материал пылеватый, хорошо агрегированный, имеет губчатое сложение. Заметно скопление железистых пленок и кварцевые зерна.

Слой 2. Слабоокатанная дресва, покрытая пылеватым материалом. Много железа в виде пленок, покрывающих зерна минералов.

Слой 4. Хорошо сцементированный материал, заметны отдельные крупные зерна минералов. В целом масса глинистая, более тонкодисперсная по сравнению с вышележащим слоем. По зернам минералов развито ожелезнение, заметны поры, выражена зернистая структура.

Слой 5. Выражена зернистая структура, ожелезнение, видны марганцевые пленки — не вулканического происхождения.

Слой 7. Материал хорошо агрегирован, развито ожелезнение, марганцевые пленки.

Наличие железистых, глинистых и марганцевых пленок, выраженная зернистая структура, красноватые и бурые тона окраски проявляются по всему разрезу, эти свойства могут классифицироваться как *cambic*.

Микроморфология. В образце из слоя 3 разреза Куртан-IV масса структурирована, ярко выражены новообразования железа разных форм: пятна (рис. 3, В), нодулы, детритоподобные пятна (рис. 3, А). Заметна деятельность мезофауны (рис. 3, В). Железисто-глинистый материал имеет ясную волокнистую, чешуйчатую, перекрестно-волокнистую (рис. 3, А) и вокругагрегатную (рис. 3, В) ориентировку. В отдельных микрizonaх видны карбонатные стяжения, сложенные микритом и замаскированные железисто-глинистым материалом (рис. 3, Б). Карбонаты разреза Куртан-IV, по данным [51], имеют гидрогенное происхождение, образованы во время существования здесь озера в голоцене.

В слое 1 (0–1 см) разреза Ягдан масса не имеет выраженной структуры, микроучастки, в которых зафиксированы следы сильного переувлажнения — железистые и железисто-марганцевые пятна и потеки (рис. 3, В), чередуются с микроучастками, где тонкодисперсная масса имеет выраженную оптическую ориентацию, что говорит об участии процессов перемещения в процессе преобразования слоя (рис. 3, Г). По граням зерен первичных вулканических минералов наблюдается ожелезнение (рис. 3, Д).

В слое 2 (1–15 см) разреза Ягдан сохраняется большое содержание железа и марганца (рис. 3, Е). Отмечена и высокая степень выветривания первичных минералов (рис. 3, Ж), поскольку во многих случаях не видно контура минерала, железистые или железисто-марганцевые пленки покрывают поверхность, проникают по трещинам и полностью маскируют зерна (рис. 3, З), что является следствием длительных и интенсивных процессов почвообразования в существенно более теплых, чем современные, климатических условиях.

В слое 4 (26–46 см) признаки почвообразования хорошо заметны: это оструктуривание мелкозема (рис. 3, И), выбросы мезофауны (рис. 3, К), вокругскелетная ориентировка железисто-глинистого тонкодисперсного вещества (рис. 3, Л) и при этом невысокая степень выветривания вулканических минералов, что можно объяснить их привнесением в результате новых извержений, происходивших в процессе формирования этого слоя.

В слое 5 (46–75 см) сохраняется сильное ожелезнение тонкодисперсного материала, железисто-марганцевые или даже марганцевые пятна поверх тонкодисперсного вещества или пленки в порах (рис. 3, М), но встречаются слабывветре-

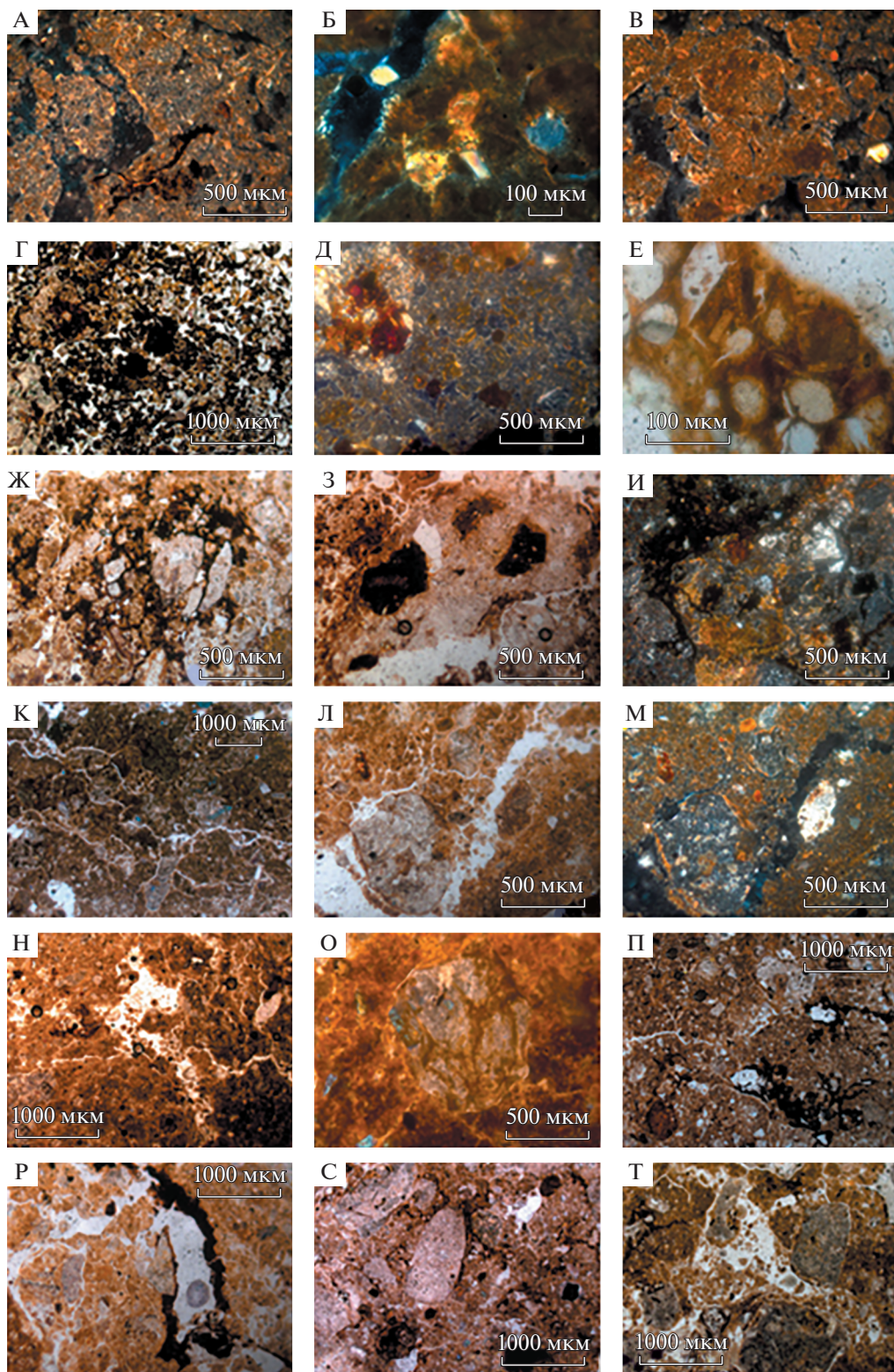


Рис. 3. Микроморфологическое строение образцов изучаемых педоседиментов: **Куртан-IV:** А – новообразования железа: нодули, детритоподобные пятна; волокнистая, чешуйчатая, перекрестно-волокнистая ориентировка железисто-глинистого материала, Б – зерна карбонатов в Fe-глинистой оболочке, В – пятна железа, следы деятельности мезофауны, вокругагрегатная ориентировка железисто-глинистого материала. **Ягдан,** слой 1: Г – общий вид, Д – чешуйчатая, волокнистая тип оптическая ориентировка тонкодисперсного материала; Е – ожелезнение тонкодисперсного материала вокруг зерен минерального скелета; слой 2: Ж – железистые и железисто-марганцевые пленки, З – выветрелые вулканические минералы, И – железисто-марганцевые пленки; слой 4: К – оструктуренный мелкозем, Л, М – железисто-глинистое вещество, вокругскелетная ориентация; слой 5: Н – биогенное измельчение, О – слабовыветрелый минерал, П – вкрапления железа и марганца; слой 6: Р – марганцевая оболочка поры, С – слабовыветрелый минерал, Т – биогенное измельчение. Снимки сделаны без анализатора (PPL), за исключением А, Б, В, Г, З, Л, которые сделаны с анализатором (XPL).

лые минералы (рис. 3, Н), что говорит о снижении температурного воздействия на почву в процессе извержений. Это проявляется и в смене окраски почвенной массы (рис. 2, А). Наблюдаются редкие следы жизнедеятельности мезофауны (рис. 3, О).

В слое 7 (87–103 см) также отчетливо проявляется ожелезнение; заметно присутствие марганца в виде обильных железисто-марганцевых пленок в порах (рис. 3, П); характерна слабая степень выветривания первичных минералов (рис. 3, Р), хорошо выражено биогенное измельчение в порах (рис. 3, Г).

Гранулометрический состав. Несмотря на то, что гранулометрический состав наследуется от исходной материнской породы, в процессе почвообразования он активно преобразовывается почвенными процессами. В нашем случае материнской породой является делювий со склона г. Сурб-Саркис (Куртан-IV), содержащий каменистые включения, и аллювиально-делювиальные наносы ручья Мендзор и его притоков (Ягдан), также с каменистыми включениями. В разрезе Куртан-IV преобладают частицы физического песка, а именно мелкого песка и крупной пыли. Однако 38% физической глины позволяют назвать этот горизонт среднесуглинистым. Это отличает его от песчаных и супесчаных вмещающих делювиальных отложений.

В разрезе Ягдан сверху вниз уменьшается количество физического песка и увеличивается количество физической глины. Нарушение этой закономерности за счет фракций крупного и среднего песка наблюдается в слое 3. Увеличение процентного содержания физической глины происходит за счет увеличения мелкой пыли, в слоях 2 и 7 также возрастает содержание ила.

СНН-анализ. Органический углерод и азот – обязательно присутствуют при почвообразовательном процессе [19], при этом общего углерода в почве, в среднем, в 10–20 раз больше, чем азота [20]. Хотя в исследуемых педоседиментах отсутствуют карбонаты, являющиеся основным источником неорганического углерода, он мог быть дополнительно привнесен в виде CO₂ в составе базальтовых лав. В работе измеряли содержание азота и общего углерода, чтобы выделить

слои с минимальным соотношением С : N, то есть слои, наиболее проработанные почвенными процессами, в которых привнесение неорганического углерода за счет вулканических процессов было минимальным.

Содержание азота в разрезе Куртан-IV составляет 0.05%, углерода – 0.18%. Содержание этих элементов в слоях разреза Ягдан отражено в табл. 2. В этом разрезе содержание азота и углерода не превышает 0.07 и 0.45% соответственно, заметно закономерное уменьшение их количества вниз по профилю, что характерно для почвенного профиля. Максимальным содержанием углерода и азота выделяются слои 2 и 3.

Геохимические коэффициенты. Для того чтобы количественно охарактеризовать произошедшие в отложениях изменения за счет почвообразования и выветривания, используются геохимические коэффициенты, рассчитываемые на основании данных валового состава. Наиболее показательными для обстановки, в которой происходило накопление и преобразование описанных отложений, являются следующие (величины коэффициентов разреза Куртан-IV представлены в тексте, Ягдан – на рис. 4):

1. Коэффициент выветривания (**КВ**) $Al_2O_3 / (CaO + Na_2O + K_2O + MgO)$ представляет собой отношение содержания оксида алюминия, являющегося основным компонентом глинистой составляющей к содержанию оксидов растворимых оснований, поступающих в почвенный раствор в результате выветривания первичных мине-

Таблица 2. Распределение азота и углерода в разрезе Ягдан

№ слоя	Содержание, %	
	N	C
1	0.03	0.1
2	0.07	0.45
3	0.06	0.32
4	0.06	0.1
5	0.05	0.05
7	0.05	0.05

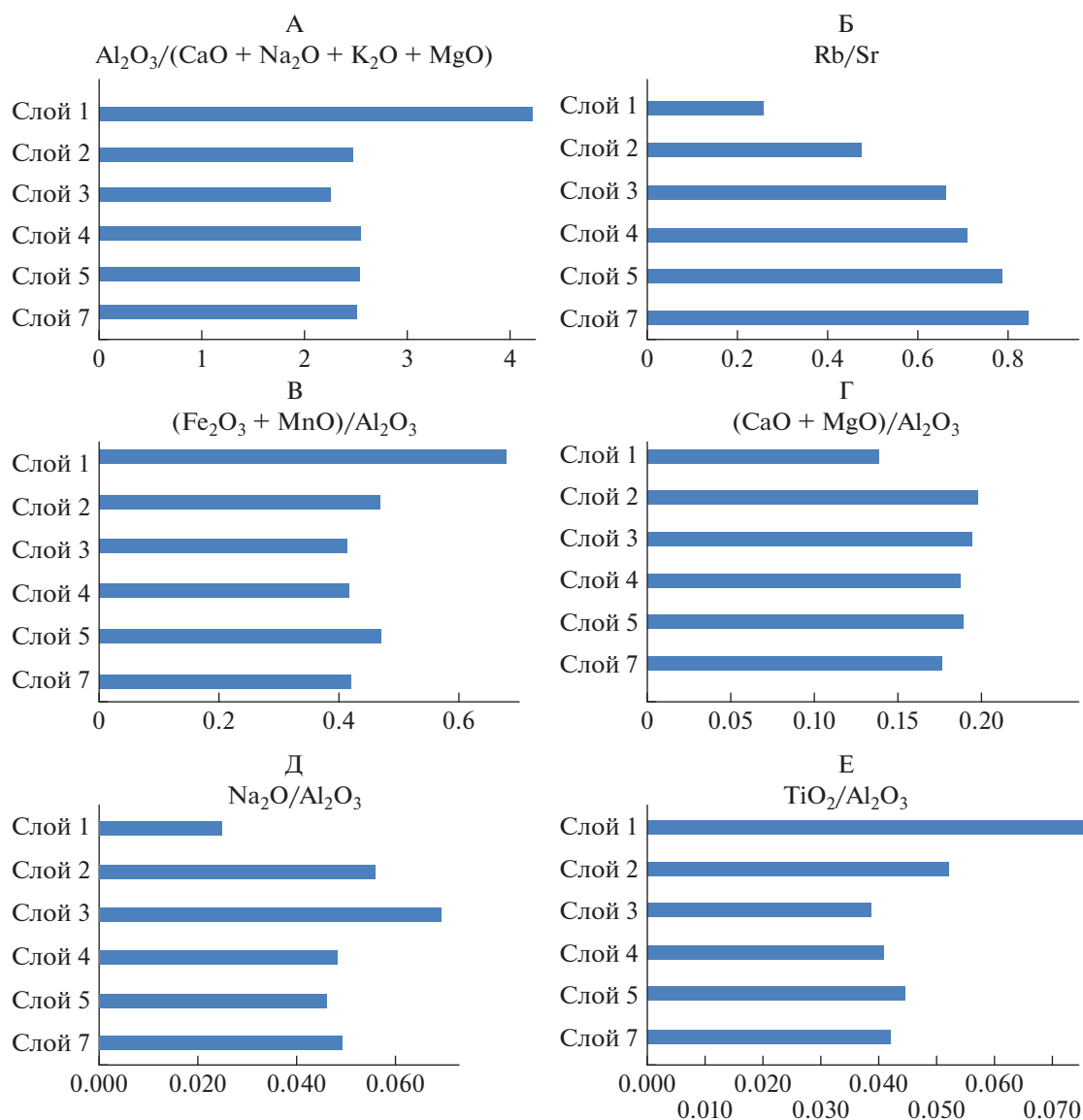


Рис. 4. Распределение коэффициентов: выветривания (А), химического выветривания (Б), окисления (В), окарбонирования (Г), засоления (Д), выветривания Ti и Al (Е), разрез Ягдан.

ралов [56, 57]. КВ для разреза Куртан-IV равен 2.20. В разрезе Ягдан выделяется верхний горизонт, испытавший на себе воздействие текущей лавы. Его показатель – 4.22, что почти в 2 раза превышает КВ нижележащих слоев (2.26–2.55).

2. Индекс химического выветривания (Rb/Sr) основан на разнице в устойчивости различных минералов к выветриванию и рассчитывается как отношение Rb, который ассоциирует со слюдами и калиевыми полевыми шпатами, к Sr, который связан с карбонатами [48]. Для разреза Куртан-IV этот индекс равен 0.56. В разрезе Ягдан показатель резко увеличивается в трех верхних слоях от 0.26 до 0.67, затем плавно до 0.85 – в нижнем слое.

3. Коэффициент $(Fe_2O_3 + MnO) / Al_2O_3$ показывает, интенсивность окисления Fe и Mn в почве [36], что характеризует степень окисления почвенного материала в целом [56, 57]. Для разреза Куртан-IV коэффициент равен 0.44. В разрезе Ягдан картина аналогична распределению КВ.

4. Индекс окарбонирования $(CaO + MgO) / Al_2O_3$. Отражает накопление почвенного кальцита и доломита [56, 57]. Для разреза Куртан-IV коэффициент равен 0.31. В разрезе Ягдан показатели очень низкие, особенно в верхнем слое, и изменяются от 0.14 до 0.20.

5. Индекс засоления (натриевый модуль) Na_2O / Al_2O_3 . Характеризует поведение легкорасстворимых солей в профиле почвы [56, 57]. Na_2O

Таблица 3. Распределение микроэлементов в изученных разрезах, ppm

Разрез и слой	Cu	Zn	Co	Pb	Sr	Cr	V	Ni
Ягдан								
слой 1	203	203	45	98	214	82	147	143
слой 2	199	232	18	113	244	87	118	67
слой 3	68	245	22	156	243	55	122	37
слой 4	46	271	17	122	220	70	135	39
слой 5	42	324	16	223	193	78	136	43
слой 7	30	344	15	207	181	59	123	38
Куртан-IV	48	85	20	45	199	109	95	63

присутствует в почве в составе первичных минералов, преимущественно в натрийсодержащих полевых шпатах; содержание Na₂O в отдельных составляющих крупной фракции может достигать 5–6%, тогда как в илистой фракции не превышает 0.5–1% [19]. Для разреза Куртан-IV коэффициент равен 0.040. В разрезе Ягдан максимум зафиксирован в третьем слое (0.069), резко уменьшаясь к верхнему горизонту (0.025). Нижние три слоя имеют небольшую разницу в показателях (0.046–0.049).

6. Показатель выветривания (титановый модуль) TiO₂/Al₂O₃. Позволяет оценить степень однородности материала [7]. Алюминий и титан являются малоподвижными элементами из-за низкой растворимости их оксидов и гидроксидов в низкотемпературных водных растворах [46]. Следовательно, значения отношения Al/Ti в остаточных почвах могут рассматриваться близкими к таковым в материнских магматических породах. В магматических породах Al привязан к глинистым минералам (каолиниту, иллиту, смектиту), слюдам и полевым шпатам. Ti оказывается в составе мафических минералов (оливина, пироксена, горнблендита, биотита, хлорита, ильменита). Во время флювиальной транспортировки этих минералов Al и Ti перераспределяются незначительно, поэтому их отношение близко к таковому в породах источника сноса [32]. Поэтому отношение TiO₂/Al₂O₃ увеличивается с уменьшением содержания SiO₂. Для разреза Куртан-IV коэффициент равен 0.060. В разрезе Ягдан с верхнего слоя до третьего показатель уменьшается почти в 2 раза (с 0.076 до 0.039), ниже плавно увеличивается до 0.044.

Таким образом, подтверждено длительное развитие изучаемых отложений. Выявлено, что после формирования изучаемые педоседименты были сильно изменены как физически, так и химически за счет привнесения нового материала разного состава и свойств. Особенно сильные изменения претерпел верхний горизонт разреза Ягдан – его показатели в большинстве случаев резко

отличаются от залегающих ниже слоев. Выраженные изменения прослеживаются до слоя 3 включительно (до 26 см).

На основании данных валового состава рассмотрено распределение микроэлементов в изучаемых разрезах.

Содержание меди имеет большой разброс в показателях – в верхних двух горизонтах разреза Ягдан ее количество равно 203 и 199 ppm, ниже убывает с 68 до 30. В разрезе Куртан количество меди составляет 48 ppm.

Содержание цинка в разрезе Ягдан плавно увеличивается от верхнего слоя (203 ppm) до нижнего (344 ppm). В разрезе Куртан количество цинка невелико – 85 ppm.

Содержание кобальта в разрезе Ягдан закономерно уменьшается от 45 до 15 ppm. Из закономерности выбивается только слой 2 – содержание кобальта в нем меньше, чем в нижележащем слое – 18 и 22 ppm соответственно. В разрезе Куртан количество кобальта равно 20 ppm.

Содержание свинца распределено в разрезе Ягдан неравномерно, однако заметен тренд на увеличение книзу (от 98 до 207 ppm). В разрезе Куртан его содержание гораздо меньше и равно 45 ppm.

Содержание стронция в разрезе Ягдан уменьшается книзу, начиная со второго горизонта с 244 до 181 ppm. В верхнем слое его количество равно 214 ppm. В разрезе Куртан количество стронция ниже и равно 199 ppm.

Содержание хрома в разрезе Ягдан распределено неравномерно: меньше всего его в слое 3 (55 ppm), максимальное количество наблюдаются в слое 2 (87 ppm). Второй пик отмечен в слое 5 (78 ppm). В разрезе Куртан количество хрома сравнительно высоко и достигает 109 ppm.

Содержание ванадия также распределено неравномерно. Отмечается его увеличение к слою 5 (136 ppm), но максимум приходится на слой 1 (147 ppm). В разрезе Куртан его показатели несколько меньше – 95 ppm.

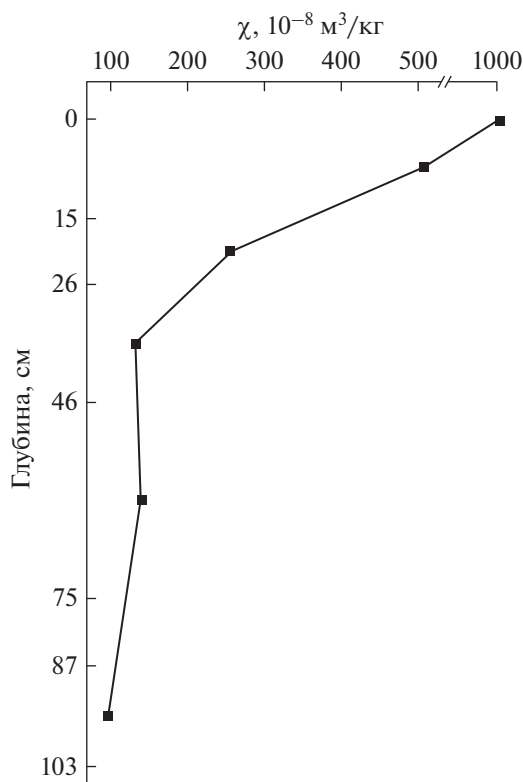


Рис. 5. Изменчивость показателя магнитной восприимчивости в разрезе Ягдан.

Никель в разрезе Ягдан сконцентрирован в верхнем горизонте (143 ppm), к третьему горизонту убывает до 37 ppm. В разрезе Куртан его количество составляет 48 ppm.

Магнитная восприимчивость (МВ) – общая концентрация ферромагнетиков или общая концентрация парамагнитных минералов и антиферромагнетиков при малых количествах ферромагнетиков [3]. Измерения МВ часто используются при изучении почвенно-вулканических серий в тех случаях, когда продукты извержений прекращают развитие почв, чтобы отличить чистый вулканический материал от затронутого почвообразованием [53, 59]. В почве определяющим элементом для увеличения показателей МВ является железо и его соединения из-за гораздо большей по сравнению с другими металлами распространенности. В свою очередь самыми распространенными соединениями железа в почве являются гематит, магнетит и маггемит, которые могут наследоваться из материнской породы, так и синтезироваться в процессе почвообразования.

Сильными магнитофорами являются ионы марганца, никеля, кобальта [3]. В нашем случае значительный привнос магнитных минералов обеспечивается перекрытием изучаемых педоседиментов рыхлыми или плотными продуктами активности вулканов, окружающих Лорийскую котловину.

Удельная МВ изученных образцов сильно меняется от разреза к разрезу и вниз по профилю. Показатель МВ в разрезе Куртан-IV – 63×10^{-8} м³/кг. МВ в различных слоях разреза Ягдан отражена на рис. 5. Наибольшее значение наблюдается в слое 1, то есть в пепле, оставшемся от почвы, контактировавшей с текущей базальтовой лавой. МВ в 2 раза превышает показатель в нижележащем слое 2 и в 5–10 раз – в слоях, не затронутых преобразованиями в большой степени. Ниже в слоях разреза Ягдан МВ постепенно уменьшается, что также напоминает распределение МВ в автоморфном почвенном профиле.

Фитолиты. Опаловые фитолиты – мельчайшие частицы гидратированной двуокиси кремния, растворенной в подземных водах, которая впитывается корнями растения, разносится по его сосудистой системе, отвердевает и накапливается в клетках растений [54]. При отмирании растений фитолиты попадают в почву с опадом и диагностируются в составе почвенного мелкозема во фракциях менее 0.1 мм как кремнеземистые тела, обладающие сравнительно правильными формами. Эти частицы позволяют идентифицировать растение спустя длительное время [12].

Фитолиты были обнаружены в слое 2 разреза Ягдан и в разрезе Куртан-IV. Образцы из разреза Ягдан несут набор фитолитов, характерный для современной растительности злаковых лугоstepей [29], и, по-видимому, отражают современный заносной тип растительности в этом слое, а не времени накопления и функционирования этого слоя. В образце из разреза Куртан-IV присутствуют также фитолиты из полыни, хвойных и озерных растений (табл. 4), которые в настоящее время не встречаются на изучаемой территории и не могут сосуществовать. Такой набор четко указывает на то, что изучаемый образец – педоседимент, подвергшийся значительной диагенетической переработке после окончания функционирования и погребения. Цифрами обозначены следующие группы растений: 1 – двудольные травы; 2 – хвойные; 3 – лесные злаки; 4 – луговые злаки; 5 – степные злаки; 6 – аридные злаки; 7 – полыни; 8 – тростник/камыш; 9 – обломки и не

Таблица 4. Распределение отдельных групп фитолитов, %

Образец	Фитолиты, шт./%	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ягдан, слой 2	8/100	75	–	–	25	–	–	–	–	–
Куртан-IV	130/100	23	14	–	16	11	2	18	2	14

полностью сформировавшиеся недиагностируемые формы.

ОБСУЖДЕНИЕ

Педоседимент из разреза Куртан-IV перекрыт смесью песка и пепла, возраст которой имеет датировку около 1.4 млн лет [55]. О проработанности отложений почвообразовательными процессами говорит ореховатая структура, повышенное содержание биогенных элементов (стронция), выраженная подвижность и ориентировка глинисто-железистого материала, обнаруженная по мезо- и микронаблюдениям. Последний признак позволяет предположить иллювиальную составляющую сохранившегося горизонта изучаемого педоседимента, то есть признаки Luvisols. По гранулометрическому составу педоседимент средне-суглинистый [18], что отличает его от вмещающих песчаных и супесчаных делювиальных отложений.

Содержание азота в изученном слое разреза Куртан-IV – 0.05%, углерода – 0.18%. Такое соотношение является завышенным (азот составляет 36% от углерода при обычных 10–20% для современных почв [20]). Это явление встречается в палеопочвах (например, [41, 58]) и, вероятно, свидетельствует об интенсивной минерализации азота в условиях оптимальной влажности и достаточного количества поступающего органического вещества, богатого азотом во время развития почв. После перекрытия почвы озерными отложениями кислород перестал поступать внутрь, и азот в дальнейшем не минерализуется, а депонируется [41]. Следует заметить, что в приведенной литературе описаны результаты исследования палеопочв, возраст которых не превышал 10 тыс. лет.

Показатель коэффициента выветривания (2.20 или 79%) и титанового модуля (0.06) отражает значительную степень выветрелости исходного материала, что могло быть результатом длительного формирования почв в гумидном климате. Вместе с тем величины этого индекса не достигают значений, свойственных верхним горизонтам тропических почв, развивающихся на вулканических породах, например, во Вьетнаме (в образцах постлитогенных неэродированных почв КВ превышает 95%) [42] и Камеруне (показатель КВ всех почвенных образцов превышает 95%) [52].

Предполагаем, что благодаря высокому расположению разреза Куртан-IV почвы здесь не перекрывались лавами, что обеспечило более длительный процесс почвообразования, чем для местоположения Ягдан. Это подтверждается небольшим содержанием вулканогенных элементов (меди, цинка, кобальта, никеля) и низким уровнем МВ (Fineatal 1989, цит. по [14]). Ранее реконструировано, что в голоцене местность бы-

ла покрыта озером [51], что также могло привести к уменьшению удельной МВ, а затем перекрыта делювиальными песчаными с галечником отложениями, в результате чего в слое увеличено содержание SiO_2 одновременно с уменьшением содержания соединений марганца, никеля, кобальта, которые являются сильными магнетитами [3]. Индекс окarbonачивания сравнительно высок, что согласуется с наличием диагенетических озерных карбонатов.

Обнаруженный фитолитный комплекс представляет собой смесь форм привнесенных и образованных на месте – это фитолиты хвойных и полыней; луговых и аридных злаков и тростника/камышка. Особенно интересно присутствие хвойных, которые в настоящее время вблизи разреза не произрастают. Согласно палинологическому анализу, проведенному А. Симаковой для ранне- и среднеплейстоценовых разрезов Лорийской котловины [60], красноцветные почвы формировались в раннем плейстоцене, когда на равнинах господствовала саванноподобная растительность с большой долей луговых трав, а на горных склонах росли хвойно-широколиственные леса.

Учитывая присутствие новообразований железа в виде детритоподобных пятен, нодулей (рис. 3, А, В), можно предположить периоды застоя влаги в верхнем (отсутствующем) горизонте, поэтому для определения классификационного положения изучаемого обезглавленного педоседимента применим квалификатор *stagnic*.

Педоседименты разреза Ягдан также имеют признаки образования в минувшие климатические эпохи. Они имеют возраст более 2–2.5 млн лет, судя по перекрывающим их отложениям. Имеется выраженная почвенная структура, зерна минералов окружены глинисто-железистой пленкой.

Глинистые минералы, обнаруженные в микроморфологических шлифах из образцов верхних горизонтов, могут быть следствием пелитизации под воздействием постмагматических растворов [24], а рыжая окраска – результат адсорбции оксидов железа. Появление последних – следствие формирования в гумидном тропическом или субтропическом климате. При рассмотрении шлифов слоя 3 под микроскопом выявлены железистые пленки, которые полностью покрывают зерна вулканических минералов, что является следствием длительных и интенсивных процессов почвообразования в существенно более теплых и влажных, чем в современности, климатических условиях. Слой 4 несет явные признаки почвообразования: оструктурирование массы, выбросы мезофауны, вооруженная ориентировка железисто-глинистого тонкодисперсного материала. В слое 5 есть следы жизнедеятельности почвенной фауны. Процентное содержание крупных гранулометрических фракций с глубиной в Ягдане уменьшается,

гранулометрический состав меняется с легкого суглинка крупнопылеватого на тяжелый суглинок пылеватый, что также может быть доказательством большей длительности формирования переотложенных осадочных пород, на которых формируются почвенные образования Ягдана. Количество азота и углерода убывают вниз по профилю. В слоях 2 и 3 количество углерода резко возрастает, что согласуется с повышенным содержанием азота, который может быть только биогенного происхождения. Таким образом, в разрезе явно прослеживаются признаки Cambisols: глинистые, железистые, марганцевые пленки, гранулометрический состав не легче легкого суглинка, бурые и красноватые тона окраски.

Максимальный показатель коэффициента выветривания обнаружен в верхнем слое разреза Ягдан (рис. 4, А), который испытал воздействие горячей текущей лавы. Ниже по разрезу показатель распределен равномерно и равен ~2.5, что свидетельствует о высокой степени выветривания. Индекс химического выветривания в верхнем горизонте разреза Ягдан (рис. 4, Б) минимален и увеличивается книзу, что подтверждает сильное температурное воздействие сверху на почвенный профиль. Коэффициент окисления в верхнем слое разреза Ягдан максимален (рис. 4, В) и отличается от показателей нижележащих слоев, что подчеркивает специфику развития верхнего слоя. В целом показатель вниз по разрезу Ягдан варьирует незначительно, что показывает отсутствие в нем окислительного барьера. Крайне небольшой показатель индекса засоления подчеркивает формирование в гумидном климате. В верхних слоях разреза Ягдан (рис. 4, Е) зафиксирован сравнительно высокий показатель титанового модуля. Предполагаем, что это следствие привноса дополнительного материала вулканическими процессами уже после формирования почвы.

В разрезе Ягдан верхние два слоя резко выделяются по содержанию меди, кобальта, никеля, хрома, ванадия. Эти элементы лишены способности накапливаться в живых организмах [26], зато в больших количествах присутствуют в базальтовых лавах [22]. Цинк наиболее привязан к гумусовому горизонту. Это связано с его высокой биологической значимостью и склонностью к биогенному накоплению [26]. Также цинка очень много в базальтах [22]. Цинк активно выносится растениями из гумусного горизонта в нижележащий [26]. Напомним, что в исследованном разрезе Ягдан наибольшее содержание цинка обнаружено в самом нижнем горизонте, что может свидетельствовать о длительности формирования почвы. Стронций — единственный микроэлемент в разрезе Ягдан с выраженным максимумом в слоях 2 и 3. Возможно, дело в его способности накапливаться в растениях [21].

Увеличение количества железа, хрома, никеля, цинка, ванадия, свинца, которые сильно привязаны к основным магматическим породам [22], также замечено в слое 5 разреза Ягдан. Учитывая некоторое увеличение показателя МВ в этом слое, можно предположить наличие следов вулканических выбросов (хорошо проработанных почвообразовательными процессами в дальнейшем) или занос материала со склона. Горизонт может соответствовать квалификации *vitric*.

Слои 2 и 7 выделяются по количеству илстых частиц (12 и 13% соответственно), что позволяет применить к этим горизонтам квалификацию *argic*. Высокое содержание илстых частиц дополняется наличием глинистых пленок в вышележащих горизонтах и оптической ориентацией тонкодисперсной массы.

Резкое увеличение МВ слоя 1 разреза Ягдан отражает сильное воздействие лавового потока. В слоях ниже третьего показателя МВ небольшие, распределены равномерно.

Древних фитоцитов в разрезе не обнаружено, что может быть связано с тем, что мы имеем дело с обезглавленными почвенными телами, подвергшимися воздействию раскаленной лавы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Подтверждено, что обнаруженные в Лорийской котловине педоседименты формировались в климате, отличающемся от современного. Реконструирована изменчивость климата на протяжении формирования почв. На проработку изученных отложений почвообразовательными процессами указывают обнаруженные при микроморфологическом исследовании оструктуривание почвенной массы, выбросы мезофауны и биогенное измельчение, вокругскелетная ориентировка железисто-глинистого материала, повышенное содержание азота, углерода, стронция, цинка в слоях 2 и 3 разреза Ягдан.

Датирование педоседиментов приблизительное, по перекрывающим и подстилающим отложениям, а также найденным в них орудиям (ранний ашель в разрезе Ягдан [6] и ранний-средний ашель в разрезе Куртан-IV [5]). Для разреза Ягдан это 2–2.5 млн лет, для разреза Куртан — 1.4 млн лет. Педоседименты из разреза Ягдан были перекрыты лавой во время господства гумидного климата. В пользу этого говорит наличие марганцево-железистых и глинистых пленок, низкий индекс окарбонирования и засоления и сравнительно высокий — выветривания. По реконструкции [60] рельеф Лорийской котловины более 2 млн л. н. в целом был низкогорный, а фитоциты саванноподобной растительности, обнаруженные в одновозрастных горизонтах, датированные ранним плейстоценом определяют субтропические

условия. Климат времени формирования педоседиментов Ягдана мог быть субтропическим, поскольку коэффициенты выветривания в них не достигают величин, свойственных красноцветным почвам на вулканических отложениях, формирующихся в тропическом климате в наше время. Педоседименты из разреза Ягдан можно классифицировать как *Cambisols* с квалификаторами *vitric*, *argic*, *chromic* (бурые лесные иллювиальные красноватые с вулканогенными включениями).

Педоседименты разреза Куртан-IV сформированы также в гумидных, но в более прохладных климатических условиях. Их классификационными признаками являются следы иллювиования в виде заметной оптической ориентации глинистого материала и застаивания воды в виде разнообразных новообразований железа. Территория поднималась одновременно с регрессией Каспийского моря [59], что привело к появлению хвойных растений, фитолиты которых обнаруживались как в предыдущих исследованиях [59], так и в образцах, отобранных в 2018 г. Педоседименты из разреза Куртан-IV можно классифицировать как *Stagnic Luvisols* (поверхностно-глеевые или глееватые).

Выявлены и подтверждены более поздние факторы, влияющие на сохранность педоседиментов и изменение их состава и свойств. Так, верхний горизонт разреза Ягдан резко отличается от нижележащих повышенной выветрелостью и окисленностью, причем эти свойства распространяются до слоя 3. В нем повышены показатели МВ и содержания элементов: меди, кобальта, никеля, ванадия, хрома, которые были привнесены базальтовой лавой.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят Е.В. Беляеву за возможность участия в полевых работах, старшего преподавателя кафедры физической географии и ландшафтного планирования СПбГУ А.Г. Рюмина за выполнение СНН-анализа и в. н. с. отдела географии и эволюции почв ИГ РАН д. г. н. А.А. Гольеву за выполнение анализа фитолитов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Схема образования педоседиментов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ 18-00-00592, 19-29-05024-мк. Микроморфологический анализ проведен на оборудовании ЦКП ИФХиБПП РАН в рамках госзадания 0191-2019-0046.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агаев Н.А. Микроэлементы в почвах Малого Кавказа Азербайджанской ССР и применение микродобриений в сельском хозяйстве. Автореф. дис. ... докт. с.-х. н. М., 1990. 44 с.
2. Атлас СССР. Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР. М., 1947.
3. Бабанин В.Ф., Трухин В.И., Карпачевский Л.О., Иванов А.В., Морозов В.В. Магнетизм почв. Ярославль: Изд-во Ярослав. гос. техн. ун-та, 1995. 223 с.
4. Багдасарян А.Б. Климат Армянской ССР. Ереван: АН Арм. ССР, 1958. 139 с.
5. Беляева Е.В., Любин В.П. Новые данные о первоначальном заселении Южного Кавказа (Результаты работ Армяно-Российской экспедиции, 2003–2018 гг.) // Прошлое человечества в трудах петербургских археологов на рубеже тысячелетий (к 100-летию создания российской академической археологии). СПб.: Петербургское востоковедение, 2019. 420 с. <https://doi.org/31.600/978-5-85803-525-1>
6. Беляева Е.В. Раннеашельские индустрии Закавказского нагорья и сопредельных территорий Кавказа и Ближнего Востока. Раннепалеолитические памятники и природная среда Кавказа и сопредельных территорий в раннем-среднем плейстоцене. Сер. "Archaeologica Petropolitana". СПб., 2020. <https://doi.org/10.31600/978-5-85803-549-7-41-64>
7. Бушинский Г.И. Титан в осадочном процессе // Литология и полезные ископаемые. 1963. № 2. С. 73–82.
8. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
9. Гагарина Э.И. Микроморфологический метод исследования почв. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2004. 156 с.
10. Геология СССР. Т. 43. Армянская ССР. Ч. 1. Геологическое описание / Под ред. А.Т. Асланян и др. М.: Недра, 1970. 464 с.
11. Грачева Р.Г., Замотаев И.В., Ильичев Б.А., Таргульян В.О. Закономерности организации почвенного пространства тропиков и субтропиков: литогенное наследие, саморазвитие, эволюция. Отчет о НИР № 96-05-65511 (Российский фонд фундаментальных исследований).
12. Гольева А.А. Опыт применения фитолитного анализа в почвоведении // Почвоведение. 1995. № 12. С. 1498–1506.
13. Гольева А.А. Фитолиты и их информационная роль при исследовании природных и археологических объектов. М., 2001. 200 с.
14. Дергачева М.И. Археологическое почвоведение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1997. 228 с.
15. Джрбашян Р.Т., Меликсетян Х.Б., Гукасян Ю.Г., Геворгян Р.П., Савов И., Каранетян С.Г., Навасардян Г.Х., Манучарян Д.А. Плинианское извержение вулкана Иринд (Арагацкая вулканическая область,

- Армения) // Известия НАН РА, Науки о Земле. 2015. Т. 68. № 1. С. 3–21.
16. *Иноземцев С.А., Таргульян В.О.* Верхнепермские палеопочвы: свойства, процессы, условия формирования. М.: ГЕОС, 2010. 188 с.
 17. *Исаев Г.Д.* Классификация карбонатных пород и биоседиментология как основа регионального фациального анализа // Вестник Томского гос. ун-та, 2010. № 332. С. 177–183.
 18. *Качинский Н.А.* Физика почв. М.: Высшая школа, 1965. Ч. 1.
 19. *Ковда В.А.* Основы учения о почвах. Общая теория почвообразовательного процесса. М.: Наука, 1973. Кн. 2. 474 с.
 20. *Ковда В.А., Розанов Б.Г.* Почвоведение. Ч. 1. Почва и почвообразование. М.: Высшая школа, 1988. 400 с.
 21. *Ковда В.А., Розанов Б.Г.* Почвоведение. Ч. 2. Типы почв, их география и использование. М.: Высшая школа, 1988. 368 с.
 22. *Ковда В.А., Якушевская И.В., Тюрюканов А.Н.* Микроэлементы в почвах Советского Союза. М., 1959. 67 с.
 23. *Кузнецова А.М., Хохлова О.С.* Морфология карбонатных новообразований в почвах различных типов // Литология и полезные ископаемые. 2010. Т. 56. № 1. С. 99–110.
 24. *Левинсон-Лессинг Ф.Ю.* Исследования по теоретической петрографии в связи с изучением изверженных пород Центрального Кавказа. Юрьев: Тип. К. Матисена, 1898.
 25. *Лесовая С.Н.* Генезис и география почв на красноцветных породах Европейской территории России. Автореф. дис. ... докт. г. н. СПб., 2006. 34 с.
 26. *Лесных Е.А.* Поведение микроэлементов в почве при утрате гумуса на примере почв приобского плато алтайского края // Вестник Алтайского гос. аграрного ун-та. 2005. № 3(19). С. 27–30.
 27. *Любин В.П.* Верхнеашельская мастерская Джрабер. Краткие сообщения института Археологии. М.: Наука, 1961. С. 59–67.
 28. *Любин В.П., Беяева Е.В., Трифионов В.Г., Симакова А.Н., Ожерельев Д.В., Хохлова О.С., Носова А.А. и др.* Динамика природной среды и формирование древнейших раннепалеолитических культур Юго-Западной Азии // Естественнонаучные методы исследований и парадигма современной археологии. М., 2015. С. 45–49.
 29. *Магакьян А.К.* Растительность Армянской ССР / Под ред. М.В. Культиасова. М.: Изд-во АН СССР, 1941. 276 с.
 30. *Меликсетян Х.Б.* Геохимия вулканических серий Арагацкой области // Изв. НАН РА. Науки о Земле. 2012. № 3. С. 34–59.
 31. Национальный атлас почв Российской Федерации / Под ред. С.А. Шобы. М., 2011. 632 с.
 32. *Нургулиева Н.Г.* Реконструктивное значение геохимических данных при изучении осадочных образований. Казань, 2017.
 33. *Румянцева Т.И., Лукишин А.А., Ковриго В.П.* Магнитная восприимчивость почв основных почвенных зон СССР // Свойства почв и рациональное использование удобрений / Под ред. Ю.В. Щербакова. Пермь, 1986. С. 67–72.
 34. *Седов С.Н., Хохлова О.С., Кузнецова А.М.* Полигенез вулканических палеопочв Армении и Мексики: микроморфологические летописи четвертичных изменений климата // Почвоведение. 2011. № 7. С. 832–847.
 35. *Самофалова И.А., Рогова О.Б., Лузянина О.А., Савичев А.Т.* Геохимические особенности распределения макроэлементов в почвах ненарушенных ландшафтов среднего Урала (на примере заповедника “Басеги”) // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2016. Вып. 85. С. 56–76. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2016-85-57-76>
 36. *Спиридонова И.Н.* Особенности почвообразования в поздней бронзе, раннего железа и раннего средневековья (лесостепь среднего Поволжья). Пенза, 2017.
 37. *Столпникова Е.М.* Плейстоценовые почвы стоянок первобытного человека как архив палеоэкологической информации (на примере Малого Кавказа, Внутреннего Дагестана и Среднерусской возвышенности). Дис. ... канд. б. н. 2017. 161 с.
 38. *Столпникова Е.М., Ковалева Н.О.* Характеристика палеопочв и педоседиментов стоянок первобытного человека в долине р. Дзорагет (Армения) // Поволжский экологический журн. 2014. № 4. С. 628–642.
 39. *Суханов П.А., Кашанский А.Д., Наумов В.Д.* Агрогенетическая характеристика рендзин Триполитании (Ливия). Известия ТСХА. 2012. № 1. С. 63–71.
 40. Тектоническая схема Армянской ССР. М-б 1 : : 600000. 1968 г. / Под ред. А.Т. Асланян, А.Т. Вегуни.
 41. *Удальцов С.Н., Кузнецова Т.В., Демкин В.А.* Эмиссия диоксида углерода из современных и погребенных почв сухих степей Нижнего Поволжья // Вестник ТГУ. Сер. Естественные и технические науки. 2013. Т. 18. № 3. С. 1014–1017.
 42. *Хохлова О.С., Седов С.Н.* Признаки почвообразования в многослойных археологических памятниках нижнего плейстоцена в северной Армении и палеоклиматические реконструкции // Генезис, диагностика и предотвращение экологических кризисов. М.: МАКС Пресс, 2017. С. 90–112.
 43. *Хохлова О.С., Мякшина Т.Н., Кузнецов А.Н., Губин С.В.* Морфогенетические особенности почв Национального парка Кат Тьен, Южный Вьетнам // Почвоведение. 2017. № 2. С. 176–194. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1612008X>
 44. *Чувашов Б.И., Анфимов А.Л.* К проблеме происхождения узорчатых известняков (на примере девонских и пермских карбонатов Урала) // Тр. ИГГУрО РАН. Вып. 156. 2009. С. 86–90.
 45. *Штефан Л.В.* Основы кристаллооптики. Минск: БГУ, 2002.
 46. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П.* Основы литохимии. СПб.: Наука, 2000. 479 с.
 47. *Fine P., Singer M.J., La Ven R., Verosub K., Southard R.J.* Role of pedogenesis in distribution of magnetic susceptibility in two California chronosequences // Geoderma, 1989. V. 44. P. 287–306.
 48. *Gallet S., Jahn B.M., Torii M.,* Geochemical characterization of the Luochuan loess–paleosol sequence, China, and paleoclimatic implications // Chem. Geol. 1996. V. 133. P. 67–88.

49. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 2014. 181 p.
50. *Khokhlova O.S., Khokhlov A.A., Kuznetsova A.M., Stolpnikova E.M., Kovaleva N.O., Lyubin V.P., Belyaeva E.V.* Carbonate features in the uppermost layers of Quaternary deposits, Northern Armenia, and their significance for paleoenvironmental reconstruction // *Quat. Int.* 2016. V. 418. P. 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2015.07.035>
51. *Khokhlova O.S., Sedov S.N., Khokhlov A.A., Belyaeva E.V., Lyubin V.P.* Indications of pedogenesis in Lower Pleistocene tool-bearing sediments in Northern Armenia and regional paleoclimatic reconstruction // *Quat. Int.* 2018. V. 469. P. 68–84. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2016.10.040>
52. *Nguetkam J.P., Solleiro-Rebolledo E., Díaz-Ortega J., Tématio P.* Evaluating weathering of palaeosols in Cameroon (Central Africa) as a tool for paleoenvironmental reconstruction // *Catena*. 2020. V. 194. Art. 104688. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104688>
53. *Ortega Guerrero B., Sedov S., Solleiro-Rebolledo E., Soler A.* Magnetic mineralogy in Barranca-Tlalpan exposure paleosols, Tlaxcala, Mexico // *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 2004. V. 21(1). P. 120–132.
54. *Piperno D.R.* Phytolith Analysis: An Archaeological and Geological Perspective. San Diego: Academic Press, 280 p.
55. *Presnyakov S.L., Belyaeva E.V., Lyubin V.P., Radionov N.V., Antonov A.V., Saltykova A.K., Berezhnaya N.G., Sergeev S.A.* Age of the earliest Paleolithic sites in the northern part of the Armenian Highland by SHRIMP-II U–Pb geochronology of zircons from volcanic ashes // *Gondwana Res.* 2012. V. 21. P. 929–938.
56. *Retallack G.J.* Soils and global change in the carbon cycle over geological time // *Treatise Geochem.* 2003. P. 581–605.
57. *Retallack G.J.* Soils of the Past: an Introduction to Paleopedology. Oxford: Blackwell, 2001. 600 p.
58. *Ryabogina N.E., Afonin A.S., Ivanov S.N., Li H.-C., Kargin P.A., Udaltsov S.N., Nikolaenko S.A.* Holocene paleoenvironmental changes reflected in peat and lake sediment records of Western Siberia: Geochemical and plant macrofossil proxies // *Quat. Int.* 2019. V. 528. P. 73–87. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.04.006>
59. *Sedov S.N., Khokhlova O.S., Kuznetsova A.M.* Polygenesis of volcanic paleosols in Armenia and Mexico: micromorphological records of climate variations in the Quaternary Period // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44(7). P. 766–780. <https://doi.org/10.1134/S1064229311070118>
60. *Trifonov V.G., Lyubin V.P., Belyaeva E.V., Lebedev V.A., Trikhunkov Ya.I., Tesakov A.S., Simakova A.N. et al.* Stratigraphic and tectonic settings of Early Paleolithic of North-West Armenia // *Quat. Int.* 2016. V. 420. P. 178–198. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2015.08.019>
61. *Trifonov V.G., Shalaeva E.A., Bachmanov D.M., Trikhunkov Y.I., Simakova A.N., Tesakov A.S., Frolov P.D., Kolesnichenko A.A. et al.* Quaternary tectonics of recent basins in northwestern Armenia // *Geotectonics*. 2017. V. 51(5). P. 499–519.

Early Pleistocene Pedo-Sediments of the Lori Basin (Armenia): Genesis, Properties, and Their Paleo-Geographical Interpretation

A. V. Revunova^{1,*}, O. S. Khokhlova², and A. V. Rusakov¹

¹ St. Petersburg State University, St. Petersburg, 199034 Russia

² Institute of Physical, Chemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia

*e-mail: reina_abc@mail.ru

This paper describes the red-coloured pedosediments from the sections of the Lori Basin in northern Armenia. The environmental conditions under which they were formed are reconstructed. The Early Pleistocene pedosediments in the Yagdan and Kurtan-IV sections are available for study due to their conservation under the products of volcanic activity, which were dated earlier than 2 and 1.4 Ma, respectively. Before burial, the pedosediments were exposed to molten lava solutions, which affected their composition and properties. The micromorphological method was used for the study, the magnetic susceptibility, particle size analysis and gross composition were determined in the samples, the content of carbon and nitrogen was determined, and the biomorphic composition was studied. Signs of the formation of the studied pedosediments in a humid warm (subtropical) climate were found, which is consistent with the results of early studies. Based on the totality of features, soil formations from the Yagdan section were classified as *Cambisols* with *argic*, *vitric*, and *chromic* qualifiers. Additional elements were introduced from the overlapping basalt lava into the sediments: copper, chromium, nickel, cobalt, vanadium, which was reflected in an increase in the specific magnetic susceptibility and made it possible to subdivide the soil-sedimentary stratum by geochemical coefficients. Pedosediments from the Kurtan-IV section showed signs of *Stagnic* and *Luvic* soils. They are also formed in a humid but cooler climate.

Keywords: paleosol, paleolandscape reconstruction, red-coloured soils

УДК 551.89+631.4(571.5)

ВЛИЯНИЕ ВЛАГООБЕСПЕЧЕННОСТИ НА СОСТАВ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПОВ УГЛЕРОДА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА

© 2021 г. В. А. Голубцов^{а, *}, Ю. В. Вантеева^а, Н. Н. Воропай^{а, б}^аИнститут географии СО РАН, ул. Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033 Россия^бИнститут мониторинга климатических и экологических систем СО РАН, Академический пр., 10/3, Томск, 634055 Россия

*e-mail: tea_88@inbox.ru

Поступила в редакцию 24.02.2021 г.

После доработки 15.03.2021 г.

Принята к публикации 07.04.2021 г.

Представлены результаты исследования состава стабильных изотопов углерода органического вещества гумусовых горизонтов почв Байкальского региона. Широкий диапазон факторов формирования почв дает возможность выявления важнейших из них, определяющих изотопный состав углерода органического вещества. В зависимости от ландшафтно-климатических условий значения $\delta^{13}\text{C}$ исследуемых почв колеблются от -29.91 до -22.98‰ . Наименьшие значения характерны для ландшафтов с наибольшей влагообеспеченностью. Анализ факторов фракционирования углерода позволяет предполагать, что ведущую роль в наблюдаемых различиях изотопного состава играет влияние климатических факторов на дискриминацию изотопа ^{13}C в ходе фотосинтеза С3-растений. При увеличении осадков в вегетационный период на каждые 100 мм значения $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв уменьшаются на 1.35‰ . Такие значения хорошо согласуются с изотопными градиентами на прилегающих территориях Монголии и Китая и отражают значительную чувствительность растений, формирующих органическое вещество почв региона, к влагообеспеченности. Несмотря на то, что парные линейные регрессии не показывают достоверной зависимости значений $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества от температуры воздуха, ее влияние косвенно проявляется через коэффициент увлажнения, с которым выявлена максимальная обратная корреляция. Таким образом, наибольшее влияние на формирование изотопного состава углерода органического вещества почв Байкальского региона оказывает не столько количество осадков, сколько соотношение тепла и влаги в вегетационный период, когда биологические и почвенные процессы наиболее интенсивны.

Ключевые слова: фракционирование изотопов, С3-растения, микроклимат, статистический анализ

DOI: 10.31857/S0032180X21100063

ВВЕДЕНИЕ

Состав стабильных изотопов углерода почвенного органического вещества является одним из индикаторов углеродного обмена на суше [22, 29]. Значения $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв определяются составом стабильных изотопов углерода продуцирующей его растительности, характеризующейся различными типами фотосинтеза. По этому признаку выделяются три основных группы растений: С3-растения с фотосинтезом по циклу Кальвина, С4-растения с фотосинтезом по циклу Хэтча-Слэка и растения с фотосинтезом по типу Crassulacean Acid Metabolism, куда относятся преимущественно суккуленты [48]. Наиболее распространены на земной поверхности С3-растения, имеющие преимущества в условиях низких температур и относительно высокой влажности. Умеренные широты Северного полушария в на-

стоящее время являются регионом, где С3-растения преобладают в составе фитоценозов [27].

Диапазон $\delta^{13}\text{C}$ для С3-растений широк (от -22 до -30‰) и связан с их реакцией на условия произрастания. Наибольшее влияние на изотопный состав углерода С3-растений имеют температура, концентрация CO_2 в атмосфере и влагообеспеченность [9, 27, 55]. Многие исследователи в настоящее время сходятся во мнении, что именно влагообеспеченность является основной причиной неоднородности состава стабильных изотопов углерода внутри данной группы растений [21, 42].

На данный момент выполнено несколько обобщающих работ для выявления такой зависимости в пределах земного шара [21, 35, 42, 49]. Однако точность полученных моделей существенно снижается от пространственной неоднородности условий произрастания растений и почвообразо-

вания и недостаточной изученности регионального отклика растительности и почв на изменения влагообеспеченности [21]. Понимание специфики такого отклика важно в силу того, что на различных территориях встречаются примеры как прямых, так и обратных корреляций значений $\delta^{13}\text{C}$ почвенного органического вещества и количества осадков [30, 38, 52]. Кроме этого, значительные различия на региональном уровне наблюдаются и в градиенте значений $\delta^{13}\text{C}$ [21].

Одними из наименее изученных в отношении состава стабильных изотопов углерода органического вещества являются почвы Байкальского региона. Их формирование протекает в неоднородных физико-географических условиях. Широкий диапазон факторов формирования почв дает возможность выявления важнейших из них, определяющих изотопный состав углерода органического вещества. Предлагаемая работа посвящена оценке вариабельности состава стабильных изотопов углерода органического вещества почв региона в зависимости от их влагообеспеченности.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования включает в себя семь районов (табл. 1), охватывающих степные, подтаежные и таежные ландшафты Байкальского региона. Рассматриваемые районы существенно отличаются по степени увлажнения, в то время как температурные условия довольно близки. Для оценки различий гидротермических условий на площадках исследования проведен расчет и анализ температуры воздуха, сумм атмосферных осадков, коэффициента увлажнения Н.Н. Иванова (КУ) и гидротермического коэффициента Г.Т. Селянинова (ГТК), которые характеризуют уровень влагообеспеченности территории, за многолетний период (1979–2019 гг.). Указанные коэффициенты рассчитаны по формулам:

$$КУ = P/E, \quad (1)$$

$$ГТК = \frac{\Sigma P}{0.1 \Sigma t_{>10}}, \quad (2)$$

где E – испаряемость, мм; P – сумма атмосферных осадков, мм; $t_{>10}$ – температура за период с температурой выше 10°C .

Рассмотрены климатические характеристики за отдельные месяцы, вегетационный период (май–сентябрь), период активной вегетации (июнь–август) и год в целом. В качестве исходной информации использованы суточные данные реанализа Era5 [33] (температура воздуха, испаряемость) и месячные данные корректированного реанализа [54] (суммы атмосферных осадков). Пространственное разрешение реанализа Era5 составляет $0.25^\circ \times 0.25^\circ$, что примерно равно 27.7 км по широте и 16.5 км по долготе для территории Сибири. Для

каждой площадки исследования использованы временные ряды в ближайшем узле сетки реанализа.

В основу исследования положены данные изучения органического вещества почв 31 разреза, заложенных авторами. Описание ряда разрезов приведено ранее [3, 4]. Кроме этого, использованы опубликованные данные по четырем почвенным разрезам, заложенным на северном макросклоне хр. Хамар-Дабан [19]. Для исследования выбраны участки с минимальной нарушенностью естественного растительного покрова, где почвы имели ненарушенные гумусовые горизонты. Образцы отбирали преимущественно в пределах верхних 10 см. Исключением стала почва разреза Большой Куналей-1, профиль которой погребен под склоновыми отложениями значительной мощности (до 90 см). Основным объектом данного исследования стало органическое вещество поверхностных (гумусовых) горизонтов почв, которое отражает актуальные биоклиматические условия их формирования [6].

Образцы почв высушивали до воздушно-сухого состояния и просеивали через сито диаметром 1 мм. Изотопный состав органического вещества почв определяли после удаления корней и детритовых включений. Измерения проводили в университете Галле-Виттенберг (Германия) на масс-спектрометре Finnigan Delta V Advantage, в университете Тюбингена (Германия) на масс-спектрометре Finnigan MAT 252, а также в ЦКП “Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии” Института географии РАН с использованием масс-спектрометра Isoprime precision (Elementar, UK). Точность измерений составила 0.1‰. Соотношения изотопов углерода выражены как $\delta^{13}\text{C}$ и рассчитаны по формуле:

$$\delta = 1000 \times \left(\frac{R_{\text{образец}}}{R_{\text{стандарт}}} - 1 \right), \quad (3)$$

где R – молярное соотношение $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$. Большие значения свидетельствуют об относительном обогащении органического вещества тяжелым изотопом относительно стандарта, меньшие – об обеднении. Соотношение изотопов выражено в промилле (‰) по отношению к стандарту VPDB.

Для выявления факторов, оказывающих влияние на изотопный состав углерода органического вещества, выполняли парный и множественный линейный регрессионный анализ. В качестве независимых переменных рассматривали следующие параметры: абсолютная высота над уровнем моря, средняя годовая температура воздуха, средняя температура воздуха за вегетационный период с мая по сентябрь, годовая сумма осадков, сумма осадков за вегетационный период с мая по сентябрь, КУ за год ($КУ_{\text{год}}$) и за вегетационный период с мая по сентябрь ($КУ_{\text{вп}}$), ГТК по Селянинову за

Таблица 1. Состав стабильных изотопов углерода органического вещества гумусовых горизонтов почв и ландшафтно-климатические условия их формирования

Разрез (номер)	Координаты	Тип почвы	Высота, м	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	T, °C		Осадки, мм		КУ		ГТК	Ландшафтная зона
					год	ВП	год	ВП	год	ВП		
Предгорья хр. Восточный Саян												
Юлинок-1 (1)	52°41' N 102°21' E	Темногумусовая (Mollic Phaeozem)	511	-28.04	-0.4	13.6	464	340	1.77	1.53	1.68	Горная тайга
Юлинок-3 (2)	52°42' N 102°23' E	Литозем перегнойно-темногумусовый (Mollic Leptosol)	591	-28.21	-0.4	13.6	464	340	1.77	1.53	1.68	»
Юлинок-4 (3)	52°42' N 102°22' E	Серая (Leptic Luvisol)	687	-27.01	-0.4	13.6	464	340	1.77	1.53	1.68	»
Китой (4)	52°28' N 103°06' E	Серая (Leptic Luvisol)	714	-27.36	-0.3	13.4	452	344	1.40	1.25	1.74	»
Междуречье (5)	52°51' N 102°28' E	Серая (Leptic Luvisol)	536	-29.07	-0.4	13.6	463	339	1.77	1.53	1.68	»
Новостройка-1 (6)	52°57' N 101°47' E	Серогумусовая (Phaeozem)	614	-28.52	-1.0	12.5	587	425	1.11	0.85	2.25	»
Новостройка-2 (7)	52°57' N 101°47' E	Серогумусовая (Phaeozem)	609	-27.40	-1.0	12.5	587	425	1.11	0.85	2.25	»
Предбайкальская впадина												
Ласточкино Гнездо (8)	52°48' N 104°47' E	Чернозем сегрегационный (Calcic Chernozem)	514	-24.19	-0.2	13.9	385	300	0.77	0.51	1.49	Степь
Иркутско-Черемховская равнина												
Буреть (9)	52°58' N 103°28' E	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	403	-24.15	-0.2	14.5	392	298	0.99	0.53	1.38	Подтайга
Тайгурка-1 (10)	52°52' N 103°28' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	429	-24.11	0.2	14.6	386	292	0.89	0.50	1.36	Степь
Тайгурка-2 (11)	52°52' N 103°25' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	436	-24.54	0.2	14.6	386	292	0.89	0.50	1.36	»
Березовый (12)	52°51' N 103°21' E	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	417	-25.85	0.2	14.6	398	298	0.89	0.52	1.36	Подтайга

Таблица 1. Продолжение

Разрез (номер)	Координаты	Тип почвы	Высота, м	$\delta^{13}\text{C}$, ‰		T , °C		Осадки, мм		КУ		ГТК	Ландшафтная зона
				год	ВП	год	ВП	год	ВП	год	ВП		
Осиновый (13)	52°53' N 103°19' E	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	460	-25.31	0	14.3	398	298	0.89	0.52	1.41	»	
Н. Булай-2 (14)	52°51' N 103°06' E	Серая метаморфическая (Luvic Phaeozem)	496	-25.25	0	14.3	398	298	0.89	0.52	1.41	»	
Михайловка (15)	52°59' N 103°18' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	510	-24.95	-0.2	14.6	392	298	0.99	0.53	1.38	Степь	
Федяевский (16)	53°15' N 103°21' E	Чернозем сегрегационный (Calcic Chernozem)	440	-24.81	-0.1	14.6	380	290	0.96	0.53	1.33	Степь	
Селенгинское среднегорье													
Пестерево (17)	51°30' N 107°29' E	Чернозем сегрегационный (Calcic Chernozem)	606	-24.60	-0.2	14.6	315	241	0.57	0.36	1.04	»	
Б. Куналей-1 (18)	51°25' N 107°34' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	735	-24.49	-0.2	14.6	315	241	0.57	0.36	1.04	»	
Б. Куналей-2 (19)	51°25' N 107°36' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	722	-24.50	-0.2	14.6	315	241	0.57	0.36	1.04	»	
2-Z-2018 (20)	51°31' N 107°06' E	Криоаридная (Skeletal Cambic Leptic Calcisol)	633	-23.01	-0.5	14.1	224	177	0.64	0.30	0.83	»	
5-Z-2018 (21)	50°38' N 105°23' E	Криоаридная (Skeletal Cambic Leptic Calcisol)	787	-26.09	-0.6	13.9	293	239	0.68	0.49	1.32	»	
9-Z-2018 (22)	50°36' N 105°25' E	Криоаридная (Skeletal Cambic Calcisol)	691	-25.90	-0.6	14.3	278	234	0.58	0.55	1.32	»	
11-Z-2018 (23)	50°43' N 105°54' E	Криоаридная (Skeletal Cambic Leptic Calcisol)	861	-24.82	-0.6	15.1	244	212	0.71	0.47	1.23	»	
Хоринск (24)	52°13' N 109°49' E	Криоаридная (Cambic Leptic Calcisol)	715	-23.70	-1.9	13.0	236	187	0.73	0.38	1.16	»	

Таблица 1. Продолжение

Разрез (номер)	Координаты	Тип почвы	Высота, м	$\delta^{13}\text{C}$, ‰		Т, °С		Осадки, мм		КУ		ГТК	Ландшафтная зона
				год	ВП	год	ВП	год	ВП	год	ВП		
Приольхонье													
Анга (25)	52°47' N 106°34' E	Светлогумусовая (Phaeozem)	570	-24.42	11.3	241	190	1.97	0.98	1.15	»		
Хорга (26)	53°04' N 106°47' E	Светлогумусовая (Phaeozem)	564	-24.34	11.9	260	206	1.05	0.48	1.16	»		
Сарма-1 (27)	53°06' N 106°48' E	Криоаридная (Skeletal Cambisol Protocalcic)	626	-24.75	11.9	260	206	1.05	0.48	1.16	»		
Крестовый (28)	52°40' N 106°23' E	Чернозем сегрегационный (Calcic Chernozem)	627	-23.97	11.3	241	190	1.97	0.98	1.15	»		
Юго-Восточное Забайкалье													
16-Z-2018 (29)	50°50' N 116°19' E	Чернозем глинисто-иллювиальный (Luvic Chernozem)	679	-24.92	14.7	312	261	0.59	0.44	1.22	»		
17-Z-2018 (30)	50°10' N 116°17' E	Чернозем (Leptic Chernozem)	723	-24.84	15.3	312	263	0.58	0.43	1.21	»		
19-Z-2018 (31)	50°07' N 115°58' E	Чернозем (Leptic Chernozem)	650	-22.98	16.1	283	238	0.49	0.38	1.04	»		
Северный макросклон хр. Хамар-Дабан [19]													
P6 (32)	51°35' N 105°24' E	Глеезем (Histic Gleysol)	514	-29.91	10.9	747	513	1.97	1.09	2.92	Горная гайга		
P7 (33)	51°32' N 105°24' E	Подзолистая (Haplic Podzol)	900	-26.99	10.9	747	513	1.97	1.09	2.92	»		
P8 (34)	51°32' N 105°23' E	Бурозем (Folic Cambisol)	1500	-27.05	10.9	747	513	1.97	1.09	2.92	»		
P9 (35)	51°30' N 105°23' E	Торфяно-литозем (Folic Leptosol)	1800	-27.03	10.9	747	513	1.97	1.09	2.92	Горная тундра		

Примечание. ВП – вегетационный период (май–сентябрь), КУ – коэффициент увлажнения (по Иванову); ГТК – гидротермический коэффициент (по Селянинову, июнь–август).

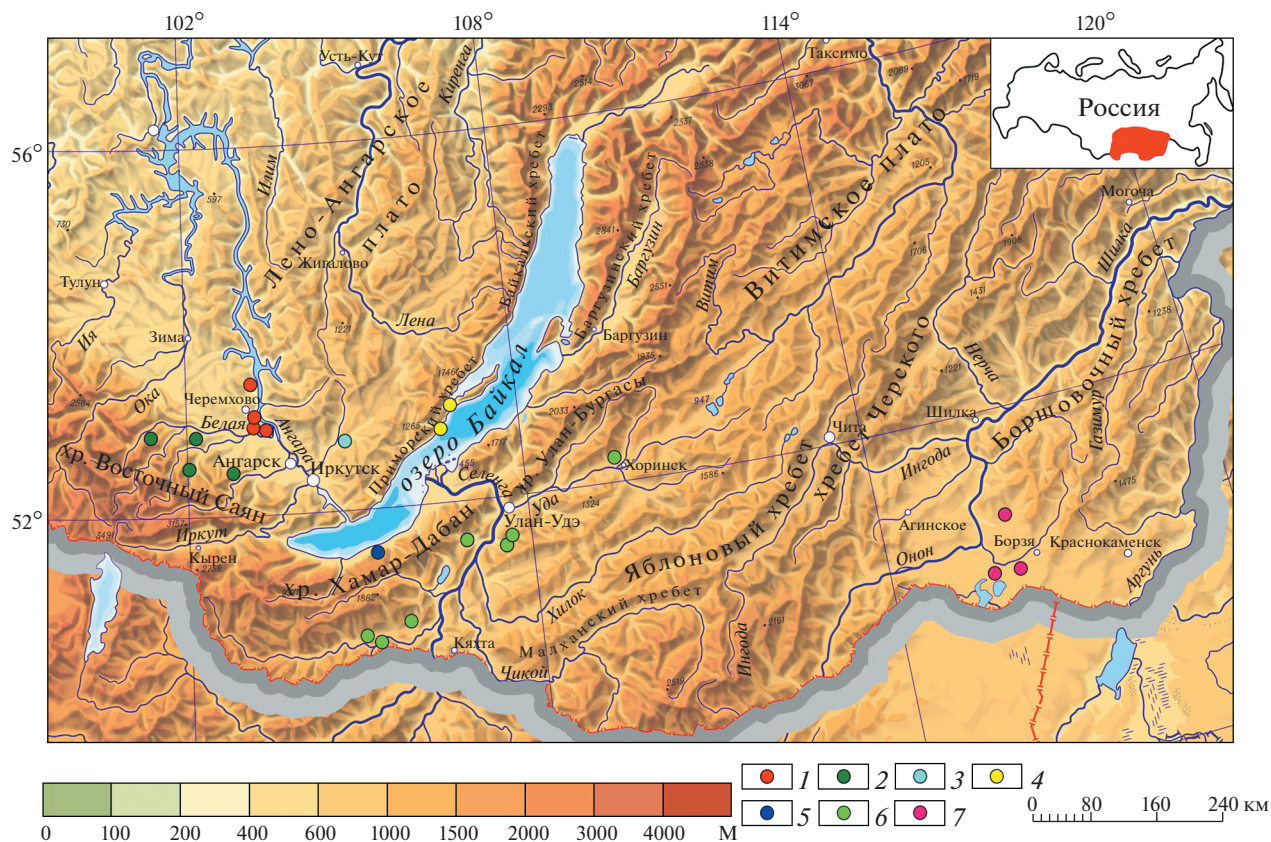


Рис. 1. Положение исследуемых районов в пределах Байкальского региона: 1 – Иркутско-Черемховская равнина; 2 – предгорья хр. Восточный Саян; 3 – Предбайкальская впадина; 4 – Приольхонье; 5 – северный макросклон хр. Хамар-Дабан; 6 – Селенгинское среднегорье; 7 – юго-восточное Забайкалье.

период активной вегетации (июнь–август). Выбор данного периода обусловлен тем, что, согласно методике, при расчете ГТК используются значения температуры воздуха и сумм атмосферных осадков только за период с температурой воздуха выше 10°C , а для большинства исследуемых участков в мае и сентябре средние температуры ниже указанного предела.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Климатические различия исследуемых районов.

Анализ климатических данных за период 1979–2019 гг. показывает, что многолетние средние годовые температуры воздуха на исследуемых участках близки. Отличия составляют не более 1°C (табл. 1). Наиболее теплыми ($-0.2...+0.2^{\circ}\text{C}$) являются участки, расположенные на Иркутско-Черемховской равнине, наиболее холодными ($-1.5...-0.5^{\circ}\text{C}$) – степные участки в Приольхонье. Годовая амплитуда средних месячных температур складывается в диапазон от $33.4-34.0$ (предгорья хр. Хамар-Дабан, Приольхонье) до $44.2-44.7^{\circ}\text{C}$ (юго-восточное Забайкалье). Наибольшие суммы осадков, как за год (более 700 мм), так и за вегетационный период (до 500 мм) выпадают в предго-

рьях хр. Хамар-Дабан и Восточного Саяна, наименьшие (менее 300 мм/год) – в Приольхонье и на Селенгинском среднегорье.

Максимальные значения КУ за год и за вегетационный период и ГТК наблюдаются на северном макросклоне хр. Хамар-Дабан. В среднем за многолетний период $KU_{\text{год}} = 2.0$, $KU_{\text{вп}} = 1.1$, ГТК = 2.9. Чуть менее увлажненные условия характерны для предгорий Восточного Саяна. Наиболее засушливыми являются степные ландшафты Селенгинского среднегорья и Юго-Восточного Забайкалья. Приольхонские степи, несмотря на минимальное из всех рассматриваемых участков количество атмосферных осадков (250 мм/год), характеризуются большими значениями КУ по сравнению со степями Забайкалья вследствие сглаженного температурного режима. Анализ табл. 1 подтверждает вывод многих авторов о соответствии ГТК геоботаническим зонам. Если придерживаться классификации, приведенной в [5], большая часть площадок исследования, относящихся к степной и лесостепной зонам, характеризуется слабозасушливыми (ГТК = 1.3–1.1) и засушливыми (ГТК = 0.7–1.0) условиями. Значения $KU < 1$ говорят о недостаточном увлажнении на этих площадках в течение года. Избыточным увлажнени-

ем ($KU > 1$), соответствующим таежной зоне, характеризуются лишь предгорья Хамар-Дабана и Восточного Саяна.

Состав стабильных изотопов углерода органического вещества почв. Органическое вещество гумусовых горизонтов исследуемых почв демонстрирует вариабельность по составу стабильных изотопов углерода в зависимости от ландшафтно-климатических условий их формирования. Почвы, характеризующиеся значениями $\delta^{13}C$ от -29.9 до -27.0‰ сформировались в горно-таежных и горно-тундровых ландшафтах хр. Хамар-Дабан с максимальным по сравнению с другими ключевыми участками количеством осадков за вегетационный период (513 мм). При этом органическое вещество глеезема (Р6) в предгорье хребта изотопно гораздо легче (на 2.9‰), чем органическое вещество почв на участках, расположенных в горной части (900–1800 м над ур. м.). Почвы горно-таежных ландшафтов предгорий Восточного Саяна со сходным составом стабильных изотопов углерода ($\delta^{13}C$ от -29.1 до -27.0‰) сформированы при заметно меньшем количестве осадков за вегетационный период (340–425 мм). В степных и подтаежных почвах Иркутско-Черемховской равнины при количестве осадков 290–298 мм в вегетационный период значения $\delta^{13}C$ органического вещества возрастают и варьируют от -25.85 до -24.11‰ . В степях Юго-Восточного Забайкалья при более низком количестве осадков (238–263 мм) наблюдается утяжеление изотопного состава до -23.0‰ . Значения $\delta^{13}C$ в степных почвах Приольхонья и Селенгинского среднегорья варьируют в пределах 0.85‰ (от -24.8 до -24.0‰), за исключением разрезов криоаридных почв 5-Z-2018 и 9-Z-2018. Здесь наблюдается облегченный изотопный состав (-26.1 и -25.9‰ соответственно). При этом количество осадков (234–239 мм) очень близко к другим исследуемым участкам Селенгинского среднегорья, где значения $\delta^{13}C$ составляют около -24.5‰ .

Основные факторы фракционирования углерода в исследуемых почвах. В отношении растительного покрова исследуемые районы в самом общем виде можно разделить на три группы: преимущественно хвойные леса, преимущественно мелколиственные леса, травянистые фитоценозы. Разложение растительных остатков в условиях этих фитоценозов существенно различается [1], что обусловлено, в частности, различным соотношением биохимических компонентов растительных тканей [34, 40]. Изотопный состав углерода этих компонентов различен и может колебаться в пределах 9‰ (изотопный состав углерода липидов на 5‰ , лигнина на 2.5‰ легче, а пектина на 4‰ тяжелее значений, характеризующих растение в целом) [10, 18, 56]. Теоретически такие различия должны обусловить существенные изменения

изотопного состава углерода уже на стадии разложения растительного материала. Однако по одним оценкам этого не наблюдается даже в длительных полевых экспериментах [32], по другим данным этот эффект не превышает $1.5\text{--}2\text{‰}$ [25]. Такие эффекты могут быть даже менее значимыми по отношению к почвенному органическому веществу, так как многочисленные экспериментальные данные свидетельствуют о различиях изотопного состава растительности и поверхностных горизонтов почв на величину около 1‰ [30, 39, 43, 45].

Другим важным фактором преобразования органического вещества и изменения его изотопного состава должна являться микробная деятельность. Рассматриваемая территория характеризуется рядом факторов, обуславливающих некоторое сходство в жизнедеятельности микробных сообществ. Длительное сезонное промерзание почв, ограниченность тепловых ресурсов в сочетании с засушливым весенне-летним периодом обуславливают непродолжительность периодов оптимального сочетания тепла и влаги для микробиологических процессов. Это ограничивает глубокое разложение растительных остатков [7, 16]. Однако состав микробных сообществ в исследуемых почвах и сукцессии микроорганизмов в ходе разложения разнородного растительного опада существенно различаются [7, 13, 14]. В отношении влияния дыхания микроорганизмов на фракционирование изотопов углерода в ходе разложения органического вещества высказываются различные мнения. Одни авторы говорят об его отсутствии [24], другие работы свидетельствуют о слабом влиянии [36], третьи говорят о существенном фракционировании изотопов [23], однако с оговоркой, что проявляется оно именно в пределах микробного пула почвенного органического вещества и затрагивает в основном молодые фракции органического вещества. Такой пул в общем запасе органического углерода почв Забайкалья весьма незначителен и оценивается в $2\text{--}3\%$ [17].

Условия гумусообразования в целом в регионе можно назвать неблагоприятными в силу резко континентального климата, общего недостатка тепла и влаги и краткости периодов их оптимального соотношения. Тем не менее, в различных ландшафтных условиях отмечаются заметные различия в составе гумуса [2, 8, 15, 16]. Однако существенных различий в изотопном составе общего органического вещества почв это, по-видимому, не вызывает, так как углерод гуминовых, фульвокислот и гумина слабо различается по изотопному составу [41, 46]. Углерод гуминовых кислот немного более легкий, а гумина тяжелый, но изменения значений $\delta^{13}C$ в целом не превышают 1.2‰ [10].

Приведенные соображения демонстрируют многообразие факторов и сложность эффектов фракционирования изотопов в почвах. Однозначно решенных вопросов в понимании этих

эффектов немного. В целом признается, что эффекты фракционирования изотопов углерода в почвах незначительны [10, 28, 44, 47, 57], особенно в отношении стабильных соединений углерода [23]. Вероятно, они не играют главной роли и в создании пространственной неоднородности изотопного состава углерода органического вещества почв Байкальского региона. На это может указывать, например, то, что органическое вещество темногумусовых горизонтов в таежных и лесостепных ландшафтах имеет существенно различные значения $\delta^{13}\text{C}$ (табл. 1, Юлинка-1 и Тайтурка-1). В то же время в близких условиях почвообразования горизонты с различным органическим веществом (АУ и АН разрезов Юлинка-1 и Юлинка-3) имеют сходные значения $\delta^{13}\text{C}$. Кроме этого, пространственные различия в значениях $\delta^{13}\text{C}$ более выражены, чем различия между горизонтами в пределах почвенного профиля [3].

Учитывая сказанное, считаем, что наиболее целесообразно рассматривать наблюдаемые пространственные изменения значений $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв в связи с различными соотношениями тепло- и влагообеспеченности на исследуемой территории.

Важным следствием влияния климата на растения является формирование изотопного состава их углерода в связи с разной дискриминацией ^{13}C в ходе фотосинтеза. С3-растения имеют конкурентные преимущества в условиях низкой температуры и повышенной влажности. В то же время С4-растения имеют относительное преимущество в росте в условиях высокой температуры и засушливости [37, 48]. В климатически различных условиях соотношения растений С3/С4 в составе фитоценозов будут отличаться. Количественно их соотношение можно оценить, используя значения $\delta^{13}\text{C}$ почвенного органического вещества, так как изотопный состав углерода С3- и С4-растений существенно отличается (от -30 до -22‰ для С3-растений и от -14 до -10‰ для С4-растений) и в целом сохраняется в почвенном органическом веществе [39, 44, 45, 47].

Полученные значения $\delta^{13}\text{C}$ (от -29.91 до -22.98‰) свидетельствуют о формировании органического вещества исследуемых почв при поступлении биомассы С3-растений. Модельные расчеты и анализ современного географического распределения С4-растений позволили установить, что для их произрастания пороговые значения средних месячных температур для наиболее теплого месяца должны быть не ниже 22°C при нынешней концентрации CO_2 в атмосфере [31]. Другие исследования говорят о том, что средние годовые температуры для произрастания С4-растений должны быть не ниже 12°C [50]. И, наконец, по оценкам [51], С4-растения не произраста-

ют при средних температурах вегетационного периода ниже 16°C . В исследуемых районах средняя годовая температура даже в отдельные годы с учетом потепления последних лет не превышает 0.3°C . Раньше она была в среднем на $1-2^\circ\text{C}$ ниже [11, 12]. Средние месячные температуры июля колеблются в широких пределах от 14 до 20°C . Средние температуры за вегетационный период составляют $12-15^\circ\text{C}$. Такие условия делают произрастание здесь С4-растений маловероятным. Лишь одна точка в Юго-Восточном Забайкалье по ряду параметров близка к условиям, благоприятным для произрастания С4-растений (19-Z-2018).

Учитывая сказанное, полагаем, что наблюдаемые вариации значений $\delta^{13}\text{C}$ не связаны с изменением соотношений С3/С4-растений, а отражают влияние климатических факторов на дискриминацию ^{13}C в ходе фотосинтеза С3-растений. Одним из основных факторов, оказывающих влияние на эти процессы, является влагообеспеченность [21, 35, 42, 49].

С3-растения в условиях водного стресса для повышения эффективности использования влаги сокращают свои устьица. Уменьшение устьичной проводимости предотвращает потери воды и препятствует свободному доступу CO_2 в ткани растений. Затруднение обмена CO_2 между атмосферой и хлоропластами ведет к повышению значений $\delta^{13}\text{C}$, связанному с меньшей дискриминацией ^{13}C основным ферментом фотосинтеза – Рубиско [20, 26, 48, 53]. Таким образом, различия во влагообеспеченности ландшафтов могут приводить к различиям в дискриминации ^{13}C растений, что сказывается на $\delta^{13}\text{C}$ гумусовых горизонтов почв.

Влияние влагообеспеченности на фракционирование изотопов углерода. Проведенный линейный регрессионный анализ (табл. 2) позволил установить, что достоверная линейная зависимость значений $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв от высоты местности ($r = -0.18$) и средней годовой температуры воздуха ($r = 0.19$) отсутствует. Умеренная положительная связь наблюдается со средней температурой воздуха за вегетационный период ($r = 0.43$). Высокая корреляционная связь выявлена с показателями, характеризующими условия увлажнения территории. Зависимость значений $\delta^{13}\text{C}$ от количества осадков (рис. 2) демонстрирует ранжирование ключевых участков по степени увлажнения, а также четкое разделение по типам ландшафтов: горно-тундровые, горно-таежные, подтаежные и степные.

Для определения особенностей влияния режима увлажнения на состав стабильных изотопов углерода в гумусовых горизонтах почв анализировали результаты парной корреляции показателей, рассчитанные за год и отдельно за вегетационный период.

Таблица 2. Результаты парной корреляции, коэффициенты Пирсона

Показатель	$\delta^{13}\text{C}$, ‰	Высота, м	T , °C	$T_{\text{вп}}$, °C	O , мм	$O_{\text{вп}}$, мм	КУ	$KU_{\text{вп}}$	ГТК
$\delta^{13}\text{C}$, ‰		-0.18	0.19	0.43	-0.75	-0.76	-0.63	-0.78	-0.745
Высота, м	-0.18		-0.35	-0.45	0.46	0.45	0.32	0.20	0.54
T , °C Год	0.19	-0.35		0.57	-0.10	-0.09	-0.18	-0.09	-0.26
$T_{\text{вп}}$, °C	0.43	-0.45	0.57		-0.54	-0.50	-0.78	-0.50	-0.66
O , мм	-0.75	0.46	-0.10	-0.54		0.99	0.63	0.58	0.97
$O_{\text{вп}}$, мм	-0.76	0.45	-0.09	-0.50	0.99		0.60	0.57	0.97
$KU_{\text{Г}}$	-0.63	0.32	-0.18	-0.78	0.63	0.60		0.87	0.68
$KU_{\text{вп}}$	-0.78	0.20	-0.09	-0.50	0.58	0.57	0.87		0.58
ГТК	-0.745	0.54	-0.26	-0.66	0.97	0.97	0.68	0.58	

Примечание. T – среднегодовая температура воздуха, $T_{\text{вп}}$ – средняя температура воздуха за вегетационный период, O – среднегодовое количество осадков, $O_{\text{вп}}$ – сумма осадков за вегетационный период, КУ – коэффициент увлажнения за год, $KU_{\text{вп}}$ – коэффициент увлажнения за вегетационный период, ГТК – гидротермический коэффициент.

При сравнении результатов парной регрессии по количеству осадков выявлена с высокой статистической значимостью достаточно тесная отрицательная связь значений $\delta^{13}\text{C}$ как с годовым количеством осадков ($r = -0.75$; $r^2 = 0.56$; t -критерий = -6.49 ; p (значимость) < 0.00001), так и с суммой осадков за вегетационный период (рис. 2, А) ($r = -0.76$; $r^2 = 0.57$; t -критерий = -6.63 ; $p < 0.00001$, ε (коэффициент эластичности) = 0.16). Связь $\delta^{13}\text{C}$ (y) с суммой осадков за вегетационный период (x) описывается уравнением:

$$y = -0.01355x - 21.53. \quad (4)$$

Полученная модель показывает, что при увеличении количества осадков в вегетационный период на каждые 100 мм в исследуемых почвах Байкальского региона значения $\delta^{13}\text{C}$ будут уменьшаться на 1.35‰. А при увеличении годового количества осадков на 100 мм снижение значений $\delta^{13}\text{C}$ составит 0.84‰. Хотя в большинстве публикаций [21, 49, 58] для определения таких градиентов используются годовые суммы осадков, мы не видим в этом смысла. Если исходить из влияния климата на фотосинтетические эффекты C3-растений и отражении этого влияния в составе стабильных изотопов углерода органического вещества почв, то логично учитывать исключительно осадки вегетационного периода, когда протекает фотосинтез.

В различных регионах Китая такой градиент колеблется от -0.3 до $-0.8\text{‰}/100$ мм [58]. В засушливых условиях северо-восточной части Китая, местами граничащей с исследуемым районом Юго-Восточного Забайкалья, он более выражен и составляет $-1.9\text{‰}/100$ мм [30]. На трансекте, охватывающем ландшафты Монголии, изотопный градиент сопоставим с полученными нами значениями ($-1.16\text{‰}/100$ мм) [38].

Одно из недавних обобщений подобных данных позволило установить, что наибольшая выраженность градиента значений $\delta^{13}\text{C}$ характерна для засушливых территорий (от 1 до 300 мм). В среднем в таких условиях он составляет $-1.2\text{‰}/100$ мм

осадков. В интервале 300–700 мм осадков отклик растений на водный стресс закономерно снижается до $-0.3\text{‰}/100$ мм осадков. При количестве осадков 1500 мм и выше изменения значений $\delta^{13}\text{C}$ составляют $-0.1\text{‰}/100$ мм осадков [21].

С этих позиций полученный нами градиент нуждается в дальнейшем уточнении, так как исследуемая часть Байкальского региона неоднородна в отношении увлажнения. Некоторые из исследуемых районов сложно назвать засушливыми, и отклик растений на изменения количества осадков в пределах различных ландшафтов может существенно различаться. При этом полученные значения в целом хорошо сопоставимы с данными по прилегающим территориям и с глобальными обобщениями.

Наибольшая обратная корреляционная связь выявлена между $\delta^{13}\text{C}$ и коэффициентом увлажнения Иванова за вегетационный период ($r = -0.78$; $r^2 = 0.61$; t -критерий = -7.25 ; $p < 0.00001$, $\varepsilon = 0.1$). Уравнение данной зависимости (5) имеет вид:

$$y = -3.503x - 23.08. \quad (5)$$

Исходя из полученной модели можно сделать вывод, что 61% варьирования значений $\delta^{13}\text{C}$ в гумусовом горизонте почв можно описать с помощью данного показателя. При этом при изменении коэффициента увлажнения на 1% от своего среднего значение $\delta^{13}\text{C}$ в среднем изменится на 0.1%. Связь с годовым коэффициентом увлажнения выражена гораздо слабее ($r = -0.63$; $r^2 = 0.39$; t -критерий = -4.6 ; $p < 0.00001$).

Из рис. 2, Б видно, что в зависимости от коэффициентов увлажнения вегетационного периода почвы по составу стабильных изотопов углерода подразделяются на две крупные группы. Первая – почвы горно-таежных условий с высоким коэффициентом увлажнения (0.85–1.53) и низкими значениями $\delta^{13}\text{C}$ (от -29.9 до -27.0‰), сформировавшиеся в предгорьях Восточного Саяна и хребта Хамар-Дабан. Вторая – почвы подтайги и

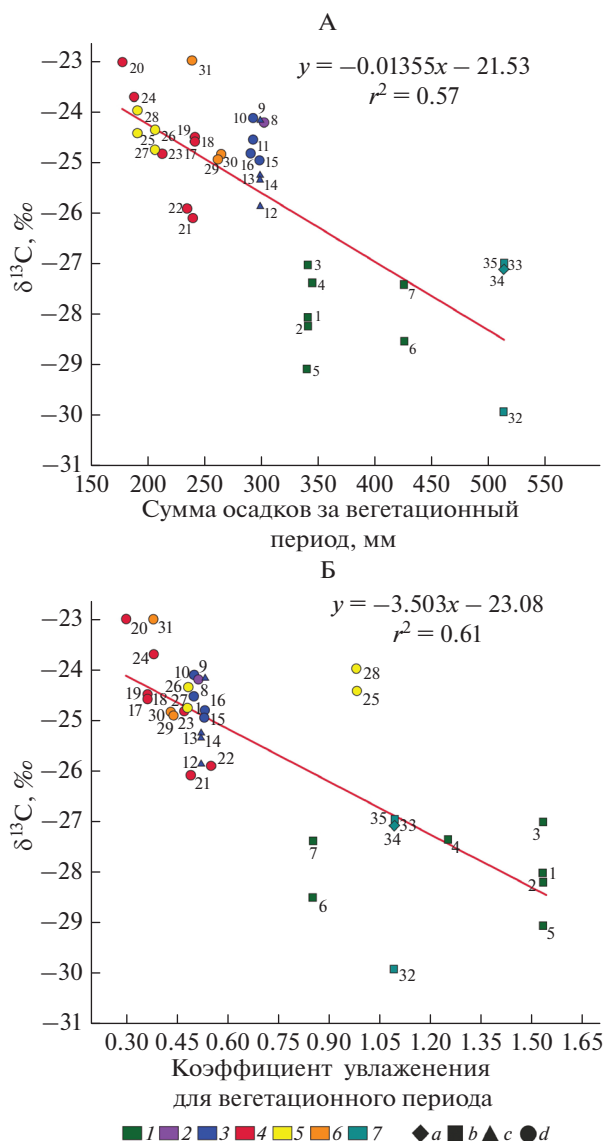


Рис. 2. Соотношение между значениями $\delta^{13}\text{C}$ и суммой осадков (А) и корреляция значений $\delta^{13}\text{C}$ в зависимости от коэффициента увлажнения (Б) за вегетационный период: 1 – предгорья хр. Восточный Саян; 2 – Предбайкальская впадина; 3 – Иркутско-Черемховская равнина; 4 – Селенгинское среднегорье; 5 – Приольхонье; 6 – юго-восточное Забайкалье; 7 – северный макросклон хр. Хамар-Дабан; а – горная тундра; б – горная тайга; с – подтайга; д – степь.

степей Иркутско-Черемховской равнины, Предбайкальской впадины, Селенгинского среднегорья, Приольхонья и Юго-Восточного Забайкалья с низкими коэффициентами увлажнения (0.3–0.55) и повышенными значениями $\delta^{13}\text{C}$ (от -26.1 до -22.98‰). Исключение в этой группе составляют два участка в Приольхонье (Анга и Крестовый). Почвы здесь схожи по изотопному составу с другими почвам степей, но отличаются условиями увлажнения. Коэффициент увлажнения за вегетационный период на данных участках больше (0.98)

по сравнению с другими исследуемыми точками, хотя количество осадков небольшое (190 мм). Наиболее вероятно, что такие различия связаны с тем, что данные точки располагаются в непосредственной близости к оз. Байкал, огромные водные массы которого в летний период оказывают охлаждающее воздействие на прибрежные территории. Средние температуры за вегетационный период здесь самые низкие ($+11.3^\circ\text{C}$) по сравнению с другими участками в степях, что является причиной меньшей испаряемости.

Высокая обратная корреляционная связь также выявлена между $\delta^{13}\text{C}$ и гидротермическим коэффициентом Селянинова ($r = -0.745$; $r^2 = 0.56$; t -критерий = -6.4 ; $p < 0.00001$, $\varepsilon = 0.14$). В данном случае результаты регрессионного анализа схожи с результатами по осадкам, так как коэффициенты парной корреляции гидротермического коэффициента с годовым количеством осадков и осадками за вегетационный период составляют 0.97.

Рассмотренные модели парной линейной регрессии описывают 56–61% варьирования значений $\delta^{13}\text{C}$ (максимальная величина коэффициента детерминации не превышает 0.61), что говорит о необходимости поиска комплекса факторов, оказывающих влияние на состав стабильных изотопов органического вещества исследуемых почв. Поэтому дополнительно произведен множественный регрессионный анализ данных с использованием тех же параметров. В ходе пошаговой регрессии из анализа исключались взаимозависимые переменные с коэффициентом корреляции >0.7 и показатели с низкой достоверностью (статистическая значимость $p > 0.05$). Для определения степени влияния факторов дополнительно вычисляли бета-коэффициент (β) и коэффициент эластичности (ε).

В результате множественной линейной регрессии с наибольшей достоверностью выявлена зависимость значений $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества гумусовых горизонтов почв (y) от следующих факторов: x_1 – сумма осадков за вегетационный период, x_2 – коэффициент увлажнения вегетационного периода ($r = 0.87$; $r^2 = 0.76$; F -критерий = $= 49.7$; $p < 0.00001$) (табл. 3).

Наибольшее влияние на значения $\delta^{13}\text{C}$ в почвах оказывает увеличение коэффициента увлажнения ($\beta = 0.52$), отражающего соотношение тепла и влаги именно за вегетационный период.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Органическое вещество исследуемых почв существенно варьирует по изотопному составу углерода (от -29.91 до -22.98‰), охватывая практически весь диапазон значений $\delta^{13}\text{C}$, характерный для C_3 -фотосинтеза. Вариации изотопного состава органического вещества почв четко соотносятся с

Таблица 3. Параметры уравнения множественной линейной регрессии ($y = -0.008x_1 - 2.338x_2 - 21.439$)

Переменная	Коэффициент	Стандартное отклонение	t-критерий	p	ε	β
Константа	-21.439	0.497	-43.136	<0.00001		
x_1	-0.008215	0.0019	-4.322	0.0001	0.09	-0.45
x_2	-2.3382	0.4739	-4.9335	<0.00001	0.07	-0.52

ландшафтно-климатическими условиями их формирования и отражают влияние климатических факторов на дискриминацию ^{13}C в ходе фотосинтеза СЗ-растений.

2. Процессы внутрипочвенного фракционирования углерода, по-видимому, не играют ведущей роли в создании пространственных различий состава стабильных изотопов органического вещества почв Байкальского региона.

3. Достоверная зависимость значений $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв от высоты местности и средней годовой температуры воздуха отсутствует. Однако умеренная положительная связь наблюдается со средней температурой воздуха за вегетационный период. Выявлена высокая корреляционная связь с суммами атмосферных осадков как за год, так и за вегетационный период.

4. При увеличении осадков в вегетационный период на каждые 100 мм значения $\delta^{13}\text{C}$ органического вещества почв снижаются на 1.35‰. Такой градиент отражает значительную чувствительность растений, формирующих органическое вещество почв региона, на изменения влагообеспеченности. Необходимо дальнейшая детализация полученных данных, так как исследуемая часть Байкальского региона неоднородна по условиям увлажнения, и отклик растений на изменения количества осадков в различных ландшафтных условиях может варьировать.

5. Наибольшее влияние на формирование изотопного состава углерода органического вещества почв Байкальского региона оказывает не только количество осадков, но соотношение тепла и влаги в вегетационный период, когда биологические и почвенные процессы наиболее интенсивны.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Выражаем глубокую признательность к б. н. М.А. Бронниковой за помощь в проведении полевых исследований на территории Забайкалья, к. г. н. Э.П. Зазовской и С.М. Турчинской за проведение изотопных измерений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственных заданий АААА-А21-121012190055-7 и АААА-А21-121012190056-4 при финансовой поддержке РФФИ (проект № 20-04-00142).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аристовская Т.В.* Микробиология процессов почвообразования. М.: Наука, 1980. 187 с.
2. *Волковинцев В.И.* Степные криоаридные почвы. Новосибирск: Наука, 1978. 208 с.
3. *Голубцов В.А.* Состав стабильных изотопов углерода органического вещества позднеплейстоценовых и голоценовых почв Байкальского региона // Почвоведение. 2020. № 6. С. 673–690. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20060040>
4. *Голубцов В.А., Черкашина А.А., Хохлова О.С.* Карбонатный профиль почв Байкальского региона: строение, возраст и условия формирования // Почвоведение. 2019. № 12. С. 1471–1491. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19120050>
5. *Грингоф И.Г.* Основы сельскохозяйственной метеорологии. Влияние изменений климата на экосистемы, агросферу и сельскохозяйственное производство. Обнинск, 2013. 384 с.
6. *Иванов И.В.* Гумусовый профиль почв. Эволюция почв и почвенного покрова. Теория, разнообразие природной эволюции и антропогенных трансформаций почв. М.: ГЕОС, 2015. С. 110–118.
7. *Козлова А.А., Макарова А.П.* Экологические факторы почвообразования Южного Предбайкалья. Иркутск: Изд-во Иркутского ун-та, 2012. 163 с.
8. *Кузьмин В.А.* Почвы Предбайкалья и Северного Забайкалья. Новосибирск: Наука, 1988. 175 с.
9. *Меняйло О.В., Хангейт Б.А.* Стабильные изотопы углерода и азота в лесных почвах Сибири // Доклады АН. 2006. Т. 408. № 5. С. 671–674.
10. *Моргунов Е.Г., Ковда И.В., Рысков Я.Г., Олейник С.А.* Возможности и проблемы использования методов геохимии стабильных изотопов углерода в почвенных исследованиях (обзор литературы) // Почвоведение. 2008. № 3. С. 299–310.
11. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Многолетние данные. Ч. 1–6. Вып. 23. Бурятская АССР, Читинская область. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 549 с.
12. Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Многолетние данные. Ч. 1–6. Вып. 22. Иркутская область и западная часть Бурятской АССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 604 с.
13. *Нимаева С.Ш.* Биологическая активность бурых горно-лесных почв Прибайкалья // Почвоведение. 1990. № 4. С. 66–72.
14. *Нимаева С.Ш.* Микробиология криоаридных почв (на примере Забайкалья). Новосибирск: Наука, 1992. 175 с.

15. *Пигарева Н.Н., Корсунова Т.М., Пьянкова Н.А.* Особенности гумусного состояния почв Бурятия // Почвоведение. 2008. № 4. С. 431–440.
16. *Чимитдоржиева Г.Д.* Органическое вещество холодных почв. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2016. 388 с.
17. *Чимитдоржиева Э.О., Чимитдоржиева Г.Д.* Накопление и динамика С-биомассы в криоаридных почвах Забайкалья // Аридные экосистемы. 2014. Т. 20. № 2. С. 30–36.
18. *Agren G.I., Bossata E., Balesdent J.* Isotope discrimination during decomposition of organic matter: A Theoretical Analysis // Soil Sci. Soc. Am. J. 1996. V. 60. P. 1121–1126.
19. *Andreeva D., Zech M., Glaser B., Erbajeva M., Chimitdorgieva G., Ermakova O., Zech W.* Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$) record of soils in Buryatia, southern Siberia: Implications for biogeochemical and paleoclimatic interpretations // Quat. Int. 2013. V. 290–291. P. 82–94. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.10.054>
20. *Arens N.C., Jahren A.H., Amundson R.* Can C3 plants faithfully record the carbon isotopic composition of atmospheric carbon dioxide? // Paleobiology. 2000. V. 26. P. 137–164.
21. *Basu S., Ghosh S., Sanyal P.* Spatial heterogeneity in the relationship between precipitation and carbon isotopic discrimination in C3 plants: Inferences from a global compilation // Global and Planetary Change. 2019. V. 176. P. 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.02.002>
22. *Bird M.I., Pousai P.* Variations of $\delta^{13}\text{C}$ in the surface soil organic carbon pool // Global Biogeochemical Cycles. 1997. V. 11. P. 313–322.
23. *Blagodatskaya E., Yuyukina T., Blagodatsky S., Kuz'yakov Y.* Turnover of soil organic matter and of microbial biomass under C3–C4 vegetation change: Consideration of ^{13}C fractionation and preferential substrate utilization // Soil Biol. Biochem. 2011. V. 43. P. 159–166. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.028>
24. *Boström B., Comstedt D., Ekblad A.* Isotope fractionation and ^{13}C enrichment in soil profiles during the decomposition of soil organic matter // Oecologia. 2007. V. 153. P. 89–98. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0700-8>
25. *Boutton T.W., Harrison A.T., Smith B.N.* Distribution of biomass of species differing in photosynthetic pathway along an altitudinal transect in southern Wyoming grassland // Oecologia. 1980. V. 45. P. 287–298.
26. *Bowling D., McDowell N., Bond B., Law B., Ehleringer J.* ^{13}C content of ecosystem respiration is linked to precipitation and vapor pressure deficit // Oecologia. 2002. V. 131. P. 113–124.
27. *Bowsher C., Steer M., Tobin A.* Plant Biochemistry. N.Y.: Garland Pub., 2008. 446 p.
28. *Camino-Serrano M., Tifafi M., Balesdent J., Hatté C., Peñuelas J., Cornu S., Guenet B.* Including stable carbon isotopes to evaluate the dynamics of soil carbon in the land-surface model ORCHIDEE // J. Adv. Modeling Earth Systems. 2019. V. 11. P. 3650–3669. <https://doi.org/10.1029/2018MS001392>
29. *Cerling T.E., Quade J., Wang Y., Bowman J.R.* Carbon isotopes in soils and palaeosols as ecology and palaeoecology indicators // Nature. 1989. V. 341. P. 138–139.
30. *Chen Y., Lu H., Zhang E., Zhang H., Xu Z., Yi S., Wu S.-E.* Test stable carbon isotopic composition of soil organic matters as a proxy indicator of past precipitation: Study of the and fields in northern China // Quat. Int. 2015. V. 372. P. 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.062>
31. *Collatz G.J., Berry J.A., Clark J.S.* Effects of climate and atmospheric CO_2 partial pressure on the global distribution of C4 grasses: present, past and future // Oecologia. 1998. V. 114. P. 441–454.
32. *Connin S.L., Feng X., Virginia R.A.* Isotopic discrimination during long-term decomposition in an arid land ecosystem // Soil Biol. Biochem. 2001. V. 33. P. 41–51.
33. Copernicus Climate Change Service (C3S) (2017): ERA5: Fifth generation of ECMWF atmospheric re-analyses of the global climate. Copernicus Climate Change Service Climate Data Store (CDS). <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/home>
34. *Craine J.M., Fierer N., McLaughlan K.K.* Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay // Nature Geosci. 2010. V. 3. P. 854–857. <https://doi.org/10.1038/NGEO1009>
35. *Diefendorf A.F., Mueller K.E., Wing S.L., Koch P.L., Freeman K.H.* Global patterns in leaf ^{13}C discrimination and implications for studies of past and future climate // PNAS. 2010. V. 107. P. 5738–5743. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910513107>
36. *Ekblad A., Nyberg G., Högberg P.* ^{13}C -discrimination during microbial respiration of added C3-, C4- and ^{13}C -labelled sugars to a C3-forest soil // Oecologia. 2002. V. 131. P. 245–249. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0869-9>
37. *Farquhar G.D., Ehleringer J.R., Hubick K.T.* Carbon isotope discrimination and photosynthesis // Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Molecul. Biol. 1989. V. 40. P. 503–537.
38. *Feng Z.D., Wang L.X., Ji Y.H., Guo L.L., Lee X.Q., Dworkin S.I.* Climatic dependency of soil organic carbon isotopic composition along the S-N Transect from 34N to 52N in central-east Asia // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2008. V. 257. P. 335–343. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.026>
39. *Garten C.T., Hanson P.J., Todd D.E., Lu B.B., Brice D.J.* Natural ^{15}N - and ^{13}C -abundance as indicators of forest nitrogen status and soil carbon dynamics // Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd. 2008. P. 61–82.
40. *Gioacchini P., Masia A., Canaccini F., Boldreghini P., Tonon G.* Isotopic discrimination during litter decomposition and $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ soil profiles in a young artificial stand and in an old floodplain forest // Isotopes in Environmental and Health Studies. 2006. V. 42. № 2. P. 135–149. <https://doi.org/10.1080/10256010600671357>
41. *Koarashi J., Iida T., Asano T.* Radiocarbon and stable carbon isotope compositions of chemically fractionated soil organic matter in a temperate-zone forest // J. Environ. Radioact. 2005. V. 79. P. 137–156. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.06.002>
42. *Kohn M.J.* Carbon isotope compositions of terrestrial C3 plants as indicators of (paleo)ecology and (paleo)climate // PNAS. 2010. V. 107. P. 19691–19695. <https://doi.org/10.1073/pnas.1004933107>
43. *Ma J., Sun W., Zhang H., Xia D., An C., Chen F.* Stable carbon isotope characteristics of different plant species and surface soil in arid regions // Front. Earth Sci. Chi-

- na. 2009. V. 3(1). P. 107–111.
<https://doi.org/10.1007/s11707-009-0015-7>
44. Melillo J.M., Aber J.D., Linkins A.E. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter // *Plant and Soil*. 1989. V. 115. P. 189–198.
 45. Nadelhoffer K.J., Fry B. Controls of natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1988. V. 52. P. 1633–1640.
 46. Nissenbaum A., Schallinger K.M. The distribution of the stable carbon isotope ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) in fractions of soil organic matter // *Geoderma*. 1974. V. 11. P. 137–145.
 47. Nordt L.C., Boutton T.W., Hallmark C.T., Waters M.R. Late Quaternary vegetation and climate changes in Central Texas based on the isotopic composition of organic carbon // *Quarter. Res.* 1994. V. 41. P. 109–120.
 48. O'Leary M.H. Carbon isotopes in photosynthesis // *Bioscience*. 1988. V. 38. P. 328–336.
 49. Rao Z., Guo W., Cao J., Shi F., Jiang H., Li C. Relationship between the stable carbon isotopic composition of modern plants and surface soils and climate: A global review // *Earth-Sci. Rev.* 2017. V. 165. P. 110–119.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.007>
 50. Rao Z.G., Zhu Z.Y., Jia G.D., Chen F.H., Barton L., Zhang J.W., Qiang M.R. Relationship between climatic conditions and the relative abundance of modern C3 and C4 plants in three regions around the North Pacific // *Chinese Sci. Bull.* 2010. V. 55. P. 1931–1936.
 51. Sage R.F., Wedin D.A., Li M. The biogeography of C4 photosynthesis, patterns and controlling factors // *C4 Plant Biology*. Toronto: Academic Press, 1999. P. 313–373.
 52. Schwab V.F., Garcin Y., Sachse D., Todou G., Sene O., Onana J.-M., Achoundong G., Gleixner G. Effect of aridity on $\delta^{13}\text{C}$ and δD values of C3 plant- and C4 graminoid-derived leaf wax lipids from soils along an environmental gradient in Cameroon (Western Central Africa) // *Org. Geochem.* 2015. V. 78. P. 99–109.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2014.09.007>
 53. Seibt U., Rajabi A., Griffiths H., Berry J. Carbon isotopes and water use efficiency: sense and sensitivity // *Oecologia*. 2008. V. 155. P. 441–454.
<https://doi.org/10.1007/s00442-007-0932-7>
 54. Voropay N.N., Ryazanova A.A., Dyukarev E.A. High-resolution bias-corrected precipitation data over South Siberia, Russia // *Atmospheric Res.* 2021. V. 254. P. 105528.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105528>
 55. Wang G., Li J., Liu X., Li X. Variations in carbon isotope ratios of plants across a temperature gradient along the 400 mm isoline of mean annual precipitation in north China and their relevance to paleovegetation reconstruction // *Quat. Sci. Rev.* 2013. V. 63. P. 83–90.
<https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2012.12.004>
 56. Wynn J.G. Carbon isotope fractionation during decomposition of organic matter in soils and paleosols: Implications for paleoecological interpretations of paleosols // *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 2007. V. 251. P. 437–448.
<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.04.009>
 57. Wynn J.G., Harden J.W., Fries T.L. Stable carbon isotope depth profiles and soil organic carbon dynamics in the lower Mississippi Basin // *Geoderma*. 2006. V. 131. P. 89–109.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.005>
 58. Zhang D., Yang Y., Ran M. Variations of surface soil $\delta^{13}\text{C}_{\text{org}}$ in the different climatic regions of China and paleoclimatic implication // *Quat. Int.* 2020. V. 536. P. 92–102.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2019.12.015>

Effect of Humidity on the Stable Carbon Isotopic Composition of Soil Organic Matter in Baikal Region

V. A. Golubtsov^{1,*}, Yu. V. Vanteeva¹, and N. N. Voropay^{1,2}

¹ Sochava Institute of Geography SB RAS, Irkutsk, 664033 Russia

² Institute of Monitoring of Climatic and Ecological Systems SB RAS, Tomsk, 634055 Russia

*e-mail: tea_88@inbox.ru

Abstract—The results of a study of the stable carbon isotopic composition of soil organic matter in humus horizons of surface soils of the Baikal region are presented. A wide range of soil formation factors makes it possible to identify the most important of them, which determine the carbon isotopic composition of organic matter. Depending on the landscape and climatic conditions the $\delta^{13}\text{C}$ values of the studied soils range from -29.91 to -22.98‰ . The lowest values of this range are typical for landscapes with the highest humidity. Analysis of carbon fractionation factors suggests that the leading role in the observed differences in the isotopic composition of soils is played by the influence of climatic factors on carbon discrimination during photosynthesis of C3 plants. With an increase in precipitation during the growing season for every 100 mm the $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic matter decrease by 1.35‰ . These values are in good agreement with isotopic gradients in the adjacent territories of Mongolia and China and reflect the significant sensitivity of plants that form the organic matter of the soils to changes in moisture supply. Despite the fact that paired linear regressions do not show a significant dependence of the $\delta^{13}\text{C}$ values on temperature its influence is established with multiple regression. Thus, the greatest influence on the formation of the carbon isotopic composition of organic matter in the soils of the Baikal region is exerted not only by the amount of precipitation, but also by the ratio of temperature and humidity during the vegetation season, when biological and soil processes are most intense.

Keywords: isotopic fractionation, statistical analysis, C3-plants, microclimate

УДК 631.51:631:434

ВЛИЯНИЕ ПРИЕМОВ ОСНОВНОЙ ОБРАБОТКИ ПОЧВЫ НА МАКРОСТРУКТУРУ ЧЕРНОЗЕМА ТИПИЧНОГО

© 2021 г. Е. В. Дубовик^а, *, Д. В. Дубовик^а, А. В. Шумаков^а^аКурский федеральный аграрный научный центр, ул. Карла Маркса, 70б, Курск, 305021 Россия

*e-mail: dubovikdm@yandex.ru

Поступила в редакцию 22.01.2021 г.

После доработки 12.04.2021 г.

Принята к публикации 27.04.2021 г.

Изучено изменение структурного состояния чернозема типичного (Haplic Chernozems) при различных приемах обработки почвы (вспашке, комбинированной обработке, поверхностной обработке, No-till) в Центральном-Черноземном районе (Курская область). Использован способ интерпретации данных макроструктурного (сухое и мокрое просеивание) состояния почвы. На основании одновременного применения двух сопряженных видов анализа дана характеристика изменения средневзвешенного диаметра сухих и водостойчивых агрегатов, энтропия их распределения, средневзвешенного диаметра агрегатов, разрушающихся при более жестком воздействии и частиц, на которые распадаются эти агрегаты, а также содержание стабильных агрегатов и их средневзвешенный диаметр. Установлен рост средневзвешенного диаметра агрегатов при сухом и мокром просеивании при минимизации основной обработки почвы. При этом вспашка на глубину 20–22 см способствовала уменьшению средневзвешенного диаметра агрегатов, разрушающихся при более жестком воздействии и частиц, на которые распадаются эти агрегаты. В то же время отмечено, что минимизация обработки почвы приводит к увеличению средневзвешенного диаметра стабильных агрегатов. Энтропия распределения агрегатов как после сухого, так и после мокрого просеивания определялась сроками изучения и глубиной обработки почвы. Проанализирована взаимосвязь суммы водостойчивых агрегатов по Саввинову и по показателю неустойчивости к разрушению при увлажнении. Установлено, что независимо от приема обработки и изучаемого слоя перед посевом культуры, а также в период ее уборки в вариантах с применением вспашки, поверхностной и комбинированной обработок чернозем типичный имел среднее качество структуры и относился к классу III. Прямое посевное приводит за период вегетации способствовало переводу почвенной структуры в слое 0–10 см из среднего качества структуры (класс III) в почвенную структуру хорошего качества (класс IV). Полученные результаты исследований могут быть использованы при оценке применения ресурсосберегающих способов обработки почвы.

Ключевые слова: Haplic Chernozems, обработка почвы, структура почвы, средневзвешенный диаметр агрегатов, энтропия

DOI: 10.31857/S0032180X21100051

ВВЕДЕНИЕ

В системе земледелия одним из важных агроприемов является основная обработка почвы. При механическом воздействии на почву изменяются ее агрофизические, агрохимические, физико-химические и биологические свойства [2, 12]. Почвообрабатывающие орудия при соприкосновении с почвой в первую очередь вызывают изменения почвенной структуры [4, 13], часто ее ухудшение [15]. При этом уменьшение интенсивности основной обработки почвы не оказывает положительного влияния на структурно-агрегатный состав по сравнению со вспашкой [15].

Для верхних гумусовых горизонтов структура почвы определяет ее важнейшее свойство — устой-

чивость к неблагоприятным факторам окружающей среды, в частности проявлению эрозионных процессов. На почвах, подверженных эрозии, предлагается минимизировать основную обработку [7, 9] вплоть до полного отказа от нее [22]. При минимизации обработки почвы по сравнению с приемами глубокой обработки на поверхности почвы сохраняются растительные остатки и стерня, способствующие сохранению влаги [23], улучшению почвенной структуры [20, 25], повышению водостойчивости и водопроницаемости [21]. Особое место в ряду минимизации обработок почвы принадлежит прямому посеву. Прямой посев возвращает почву в состояние, близкое естественному [10, 24]. При применении прямого посева на типичных черноземах отмечается улучшение

макроструктурного состояния как при распределении структурных отдельностей, так и по отношению к их водоустойчивости. В то же время на других подтипах чернозема, обыкновенных и южных, показатели, характеризующие структурное состояние, были больше при применении вспашки с оборотом пласта, чем при прямом посеве, а показатели водоустойчивости, наоборот [1].

Но при прямом посеве возникают определенные трудности: ухудшение фитосанитарной ситуации в посевах, уплотнение почвы, уменьшение запасов нитратного азота, риск сокращения урожайности [18]. Влияние структурно-агрегатного состава почвы на растения происходит опосредованно – через формирование благоприятного водного, воздушного, питательного, теплового режимов [19].

Изучение различных приемов обработки почвы на ее структурное состояние весьма актуально, ведь агрегация является одним из ключевых механизмов физической стабилизации почвы. Вместе с этим возникает вопрос объективной оценки показателей, которые отражают устойчивость или изменение структурного состояния при переходе из одних условий в другие (из воздушно-сухого состояния в водоустойчивое).

Традиционные методы оценки структурно-агрегатного состояния, как правило, характеризуют содержание агрегатов определенных размеров и отличающихся друг от друга граничными значениями диаметра агрегатов. При этом оценка проводится по одной или сумме нескольких фракций без учета содержания других фракций макроструктуры. Например, при оценке критерия водоустойчивости, предложенного АФИ, рассматривается соотношение количества агрегатов 1–0.25 мм при мокром и сухом просеивании, выраженное в процентах [5]. К агрономически ценным агрегатам Воронин относит частицы размером 5–0.25 мм [6], Шейн и Карпачевский [14], Кирюшин [11] – 10–0.25 мм. Холодов с соавт. [17] считают, что достаточно изучать 5 фракций (>10, 10–2, 2–1, 1–0.25 и <0.25 мм), при этом они объединяют агрегаты размером 7, 5, 3 мм в одну группу и не выделяют агрегаты 0.5 мм.

В настоящей статье представлена оценка макроструктурного состояния с одновременным использованием двух сопряженных видов структурного анализа (сухое и мокрое просеивание), которая характеризует один и тот же образец почвы в различных условиях: воздушно-сухое состояние и водоустойчивое [16]. При этом можно получить более полную информацию о распределении частиц по размеру и оценить устойчивость или изменчивость структурного состояния при определенном приеме обработки почвы. В данном методе для оценки структурного состояния используется энтропия (H_c , H_m , H^+ , H^-), которая характеризует

дифференциацию распределения содержания агрегатов по разным фракциям двух видов структурного анализа (сухое и мокрое просеивание). Если все агрегаты будут одной фракции, то энтропия будет равна 0. По мере выравнивания содержания разных фракций энтропия будет возрастать и достигнет максимального значения при равномерном распределении. При сопоставлении показателей структурно-агрегатного состояния с энтропией получим характеристику отклонений в распределении частиц по размеру.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в полевом стационарном опыте ФГБНУ “Курский федеральный аграрный научный центр” (Курская область, Курский район, п. Черемушки, 51°37'46" N; 36°15'40" E) в четырехпольном севообороте. Севооборот развернут в пространстве четырьмя полями, со следующим чередованием культур: горох–озимая пшеница–soя–ячмень. Схема опыта включала следующие варианты: вспашка с оборотом пласта (20–22 см), комбинированная обработка (дискование 8–10 см + чизель 20–22 см), поверхностная обработка (дискование) до 8 см, прямой посев (No-till). Вариант No-till осуществляли без какой-либо обработки почвы, сеялкой прямого посева Дон 114. Приемы обработки почвы применяли систематически с 2015 г. для всех четырех полей. Варианты в полевом опыте размещали систематически в один ярус. Площадь посевной делянки 6000 м² (60 × 100), повторность вариантов обработки почвы трехкратная. В 2020 г. начата вторая ротация севооборота.

Технология возделывания гороха (сорт Кадет) общепринятая для региона и по вариантам не различалась, за исключением основной обработки почвы. Особое внимание уделяли технологии прямого посева. Учитывали, что она начинает действовать не ранее четвертого года систематического применения [8].

Объектом изучения являлся чернозем типичный мощный тяжелосуглинистый (Haplic Chernozems). Среднее содержание в пахотном слое по четырем полям гумуса составило 5.1%, щелочно-гидролизующего азота – 15.4 мг/100 г почвы, подвижного фосфора и калия (по Чирикову) – 20.1 и 13.1 мг/100 г почвы соответственно. Реакция почвенной среды слабокислая (рН_{KCl} 5.4).

Отбор образцов проводили в 2019–2020 гг. весной (апрель) перед посевом культуры и в период ее уборки (июль). Для изучения структурно-агрегатного состава чернозема типичного на всех вариантах опыта из каждой повторности (трехкратная повторность варианта) отобрали образцы ненарушенного сложения почвы размером 25 × 25 × 10 см в трехкратной повторности из каждого слоя 0–10

и 10–20 см (72 образца), что обусловлено различной глубиной обработки почвы. По диагонали делянки выбрали 3 площадки радиусом 5 м, в пределах которого проводили отбор образцов. Для точного совпадения мест отбора перед посевом и в период уборки фиксировали реперные участки. Образцы высушивали до воздушно-сухого состояния. Структурно-агрегатный состав определяли методом Саввинова: сухое и мокрое просеивание [5].

Полученные результаты обрабатывали способом интерпретации данных макро- и микроструктурного состояния почвы по следующим показателям [16]:

Средневзвешенный диаметр частиц по результатам сухого (D_c) и мокрого (D_m) просеивания, мм:

$$D_c = \frac{\sum d_i a_i}{\sum a_i}, \quad (1)$$

$$D_m = \frac{\sum d_i b_i}{\sum b_i}, \quad (2)$$

где a_i и b_i – содержание i -ой фракций агрегатов сухого (a) и мокрого (b) просеивания, которые имеют диаметр от $d_{i,\min}$ до $d_{i,\max}$, %; $d_i = (d_{i,\min} - d_{i,\max})/2$ – средний диаметр агрегатов i -ой фракций, мм.

Энтропия распределения содержания агрегатов при сухом (H_c) и мокром (H_m) просеивании:

$$H_c = -\left(\frac{1}{100 \ln 2}\right) \sum a_i \ln \left(\frac{a_i}{100}\right), \quad (3)$$

$$H_m = -\left(\frac{1}{100 \ln 2}\right) \sum a_i \ln \left(\frac{b_i}{100}\right). \quad (4)$$

Средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), при условии, когда $Z_i = a_i - b_i > 0$, где a_i и b_i – содержание частиц i -ой фракции двух сопряженных анализов, в нашем случае для сухого и мокрого просеивания, мм:

$$D^+ = \frac{\sum d_i Z_i}{\sum Z_i}. \quad (5)$$

Энтропия (H^+) распределения содержания агрегатов со средневзвешенным диаметром D^+ :

$$H^+ = -\left(\frac{1}{(\sum Z_i) \ln 2}\right) \sum Z_i \ln \left(\frac{Z_i}{\sum Z_i}\right). \quad (6)$$

Средневзвешенный диаметр частиц, на которые распадаются агрегаты, имеющие средневзвешенный диаметр D^+ , при увлажнении (D^-), при условии $Z_i < 0$, мм:

$$D^- = \frac{\sum d_i |Z_i|}{\sum |Z_i|}. \quad (7)$$

Энтропия (H^-) распределения содержания агрегатов со средневзвешенным диаметром D^- :

$$H^- = -\left(\frac{1}{(\sum |Z_i|) \ln 2}\right) \sum |Z_i| \ln \left(\frac{|Z_i|}{\sum |Z_i|}\right). \quad (8)$$

Количество агрегатов, разрушающихся при увлажнении (S), %;

$$S = \sum Z_i \text{ при } Z_i > 0. \quad (9)$$

Количество стабильных агрегатов (S_s), %:

$$S_s = 100 - S. \quad (10)$$

Средневзвешенный диаметр стабильных агрегатов (D_s), мм:

$$D_s = \frac{\sum d_i Y_i}{\sum Y_i}, \quad (11)$$

где Y_i – содержание стабильных агрегатов i -ой фракции (%), при условии;

$$Y_i = \begin{cases} c_i & \text{при } Z_i \geq 0 \\ b_i & \text{при } Z_i < 0. \end{cases} \quad (12)$$

Неустойчивость почвенной структуры к разрушению при увлажнении (R_{ws}):

$$R_{ws} = \sqrt{K^2 (D_i - D_j)^2 + (H_i - H_j)^2}, \quad (13)$$

где индексы i и j относятся к двум видам анализа (сухое и мокрое просеивание); K – масштабный коэффициент (размерность 1/мм), для сухого и мокрого просеивания по Саввинову $K = 1$.

Сумма водоустойчивых агрегатов по Саввинову (S_m), %:

$$S_m = \sum b_i > 0.25 \text{ мм}. \quad (14)$$

Статистическую обработку данных проводили с использованием программ Microsoft Excel, Statistica.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Распределение по размерам структурных отдельных частей после сухого и мокрого просеивания при различных приемах обработки почвы в слое 0–20 см представлено на рис. 1. Общей закономерностью независимо от приема обработки почвы и срока отбора в черноземе типичном является наибольшее количество воздушно-сухих агрегатов >5 мм (35–45%) и фракций <0.5 мм (25–45%), полученных после мокрого просеивания.

Установлено, что перед посевом гороха в варианте со вспашкой средневзвешенный диаметр агрегатов при сухом (D_c) и мокром (D_m) просеивании был наименьшим и составлял в слое почвы 0–10 см 3.01 и 0.39 мм, а в слое 10–20 см – 3.34 и 0.40 мм соответственно (рис. 2). Минимизация обработки почвы способствовала увеличению

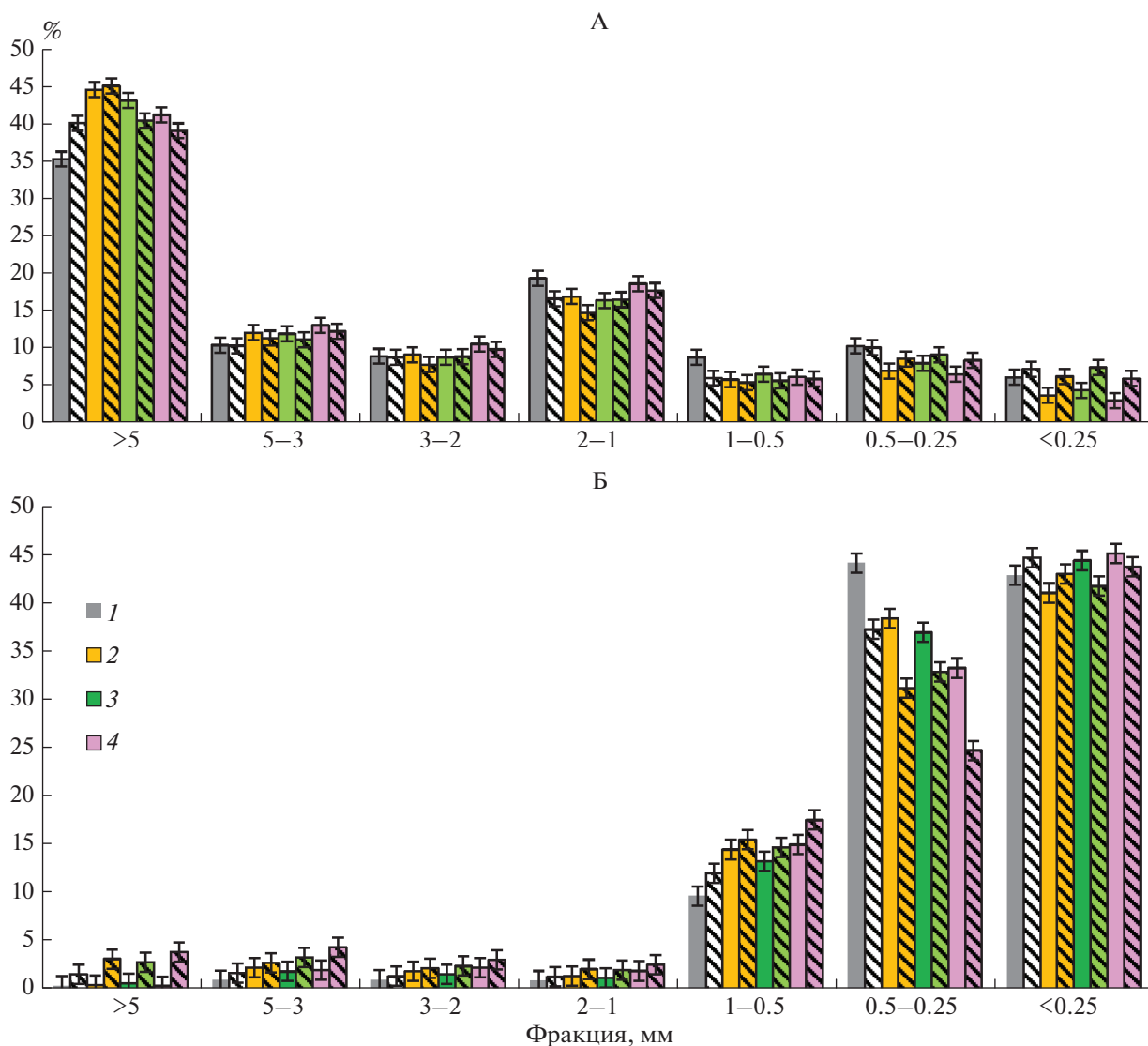


Рис. 1. Распределение структурных отдельностей чернозема типичного после сухого (А) и мокрого (Б) просеивания при различных приемах обработки почвы в слое 0–20 см: 1 – вспашка, 2 – комбинированная перед посевом, 3 – поверхностная перед посевом, 4 – нулевая (перед посевом – пустое поле, после уборки – штриховка).

показателей D_c и D_m в следующей последовательности в слое 0–10 см: комбинированная обработка (3.50 и 0.43 мм) → поверхностная обработка (3.54 и 0.43 мм) → прямой посев (No-till) (3.76 и 0.51 мм); в слое 10–20 см: прямой посев (No-till) (3.50 и 0.45 мм) → поверхностная обработка (3.72 и 0.51 мм) → комбинированная обработка (3.95 и 0.55 мм). В результате проведенного статистического анализа установлены существенные различия D_c и D_m при уровне вероятности $P = 0.95$ перед посевом гороха. При сравнении приемов обработки почвы с прямым посевом $НСР_{05} = 0.36$ и 0.05 , а по слоям почвы 0.25 и 0.04 .

Таким образом, минимизация обработки почвы способствовала росту средневзвешенного диаметра агрегатов как при сухом, так и при мокром

просеивании. Это говорит о преобладающей роли агрегатов с большим диаметром в анализируемых фракциях, которые не разрушаются при переходе из одного состояния в другое (при проведении мокрого просеивания).

После уборки гороха в слое 0–10 см средневзвешенный диаметр агрегатов при сухом просеивании при вспашке и комбинированной обработке был больше на 34% по сравнению с поверхностной обработкой и прямым посевом. При этом средневзвешенный диаметр агрегатов (D_m) при мокром просеивании в слое 0–10 см при прямом посеве (No-till) был преобладающим (0.80 мм) и уменьшался в ряду: комбинированная обработка (0.65 мм) → поверхностная обработка (0.58 мм) → вспашка (0.44 мм).

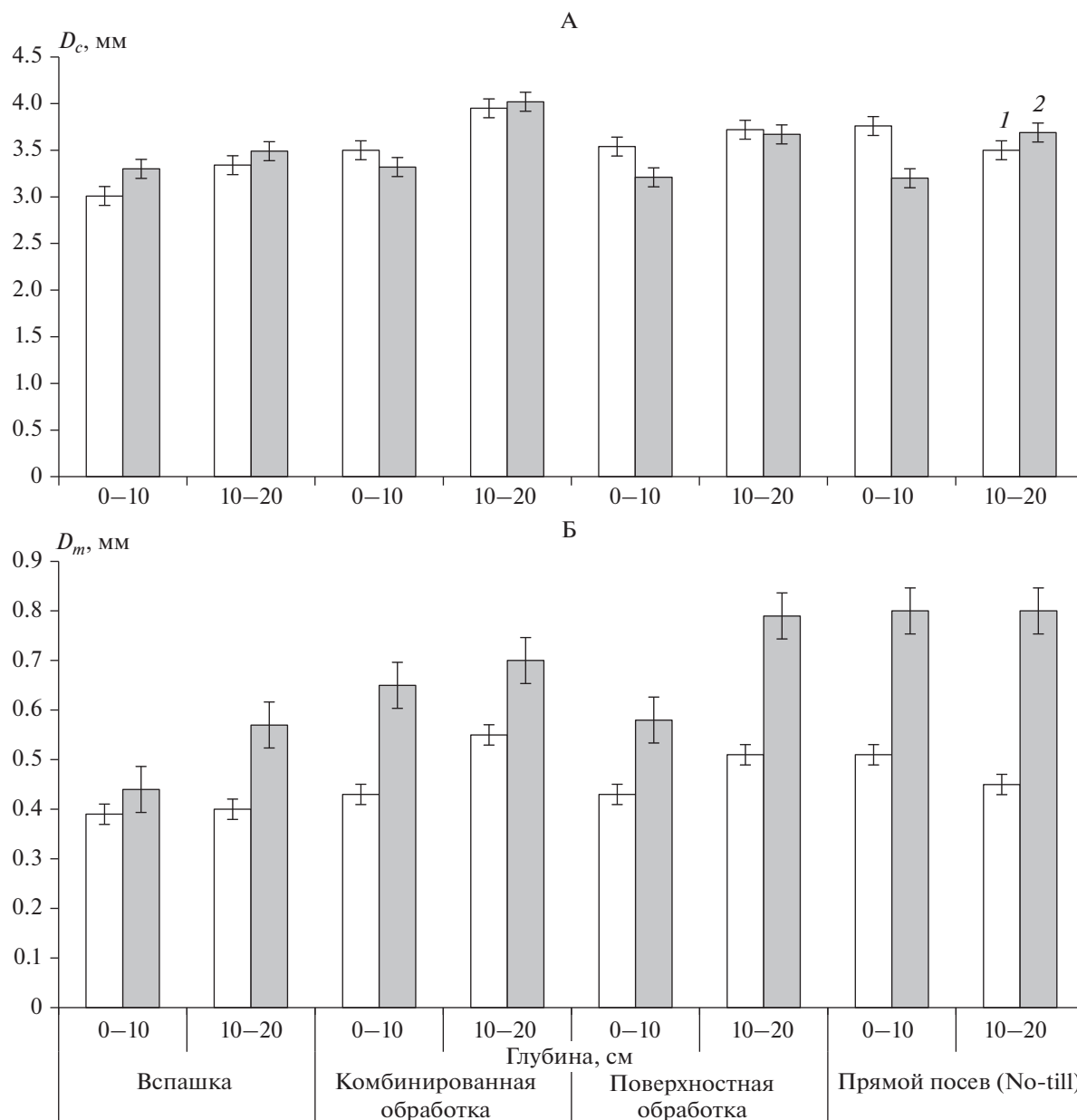


Рис. 2. Средневзвешенный диаметр сухих агрегатов (D_c) (А) и агрегатов, сохраняющихся при увлажнении (D_m), (Б) чернозема типичного при различных приемах обработки почвы: 1 – перед посевом гороха, 2 – после уборки, разбросом показано стандартное отклонение.

В слое 10–20 см при минимизации обработки почвы увеличивался средневзвешенный диаметр агрегатов как после сухого, так и после мокрого просеивания, а D_c и D_m составляли в среднем 4.02–3.69 и 0.80–0.70 мм соответственно. В варианте со вспашкой отмечалось формирование агрегатов с наименьшими средневзвешенными диаметрами D_c и D_m (3.49 и 0.57 мм).

Полученные закономерности подтверждаются статистической достоверностью D_c и D_m после уборки гороха в зависимости от слоя почвы ($НСР_{05} = 0.25$ и 0.09), а для приема обработки до-

стоверные различия характерны только для D_m ($НСР_{05} = 0.13$).

Средневзвешенный диаметр сухих и водостойчивых агрегатов является общеизвестным показателем, который используют для оценки структурного состояния, что позволяет сравнить показатели с результатами других исследователей. Полученные данные о преобладании агрегатов наибольшего диаметра как после сухого, так и после мокрого просеивания при применении минимизации обработки почвы согласуются с данными Трофимовой [15]. Она указывает на рез-

Таблица 1. Энтропия распределения содержания агрегатов при сухом и мокром просеивании по Саввинову при различных приемах обработки почвы

Обработка	Глубина, см	Перед посевом		После уборки	
		H_c	H_m	H_c	H_m
Вспашка	0–10	2.59	1.61	2.50	1.66
	10–20	2.49	1.58	2.45	1.88
Комбинированная	0–10	2.43	1.70	2.49	1.89
	10–20	2.22	1.91	2.20	2.07
Поверхностная	0–10	2.43	1.70	2.54	1.84
	10–20	2.34	1.82	2.36	2.14
Нулевая	0–10	2.45	1.86	2.56	2.11
	10–20	2.30	1.79	2.36	2.12

НСР₀₅:для фактора “обработка” перед посевом $H_c - 0.13$; $H_m - 0.15$, после уборки $H_m - 0.11$;для фактора “глубина” перед посевом $H_c - 0.09$; после уборки $H_c - 0.11$; $H_m - 0.08$

кое увеличение содержания глыбистой фракции в обыкновенном черноземе до 40–51%, что приводит к увеличению диаметра агрегатов. Белобров с соавт. [1] при сравнении вспашки и прямого посева приводят близкие данные по средневзвешенному диаметру сухих агрегатов (3.8 и 4.0 мм). При этом они приводят данный показатель водостойчивых агрегатов не для среднего образца по Саввинову, а для отдельных фракций (>10, 10–7, 7–5 и 5–3 мм). Таким образом, эти и другие данные не в полной мере позволяют оценить распределение агрегатов, не ясен размер частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении, отсутствует такая важная информация, как количество стабильных агрегатов, их размер при проведении основных приемов обработки почвы. Дальнейшие расчеты позволяют это сделать.

Для оценки дифференциации или равномерности распределения содержания агрегатов по различным фракциям использовали показатель энтропии (табл. 1). Перед посевом гороха в слое 0–10 см энтропия распределения содержания агрегатов при сухом просеивании (H_c) в варианте со вспашкой составляла 2.59, что в среднем на 6% больше по сравнению с комбинированной и поверхностной обработкой и прямым посевом. При этом энтропия распределения содержания агрегатов при мокром просеивании (H_m) при прямом посеве была больше на 9–13%, чем при поверхностной, комбинированной обработках и вспашке. Уменьшение энтропии распределения содержания агрегатов при мокром просеивании свидетельствует об увеличении доли мелких фракций (<1 мм, особенно <0.25 мм).

В слое 10–20 см перед посевом гороха в варианте со вспашкой отмечается более равномерное распределение содержания агрегатов после сухого просеивания, о чем свидетельствует наибольшая энтропия ($H_c = 2.49$). В остальных вариантах H_c была меньше на 6–11%, чем на вспашке. Эн-

тропия распределения содержания агрегатов после мокрого просеивания при минимизации обработки почвы была больше, чем при вспашке на 12–17%, что говорит об увеличении содержания фракций <1 мм, и особенно <0.25 мм, и подтверждается представленным на рис. 1 распределением структурных отдельностей почвы.

После уборки гороха в слое 0–10 см энтропия распределения содержания агрегатов после сухого просеивания была высокой при прямом посеве и поверхностной обработке 2.56 и 2.54 соответственно, и несколько меньше при комбинированной обработке и вспашке ($H_c = 2.49$ –2.50). В слое 10–20 см после уборки гороха энтропия распределения содержания агрегатов после сухого просеивания при вспашке была наибольшей ($H_c = 2.45$). В зависимости от приема обработки она уменьшалась в ряду: поверхностная обработка, прямой посев ($H_c = 2.36$) → комбинированная обработка ($H_c = 2.20$).

При применении прямого посева, в период уборки гороха, в слое 0–20 см отмечался рост H_m , что обусловлено повышением водостойчивости агрегатов 1–0.5 мм. При этом минимальная H_m была отмечена в варианте с применением вспашки, что определялось уменьшением водостойчивости агрегатов >0.5 мм, и как следствие большей неравномерностью в распределении.

Изучен средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), и средневзвешенный диаметр частиц, на которые они распадаются (D^-) (рис. 3). В слое 0–10 см перед посевом гороха установлен наибольший средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), в варианте с поверхностной обработкой – 4.53 мм. Несколько меньший показатель выявлен при прямом посеве и комбинированной обработке – 4.35 мм, а наименьший на вспашке – 4.09. При этом средневзвешенный

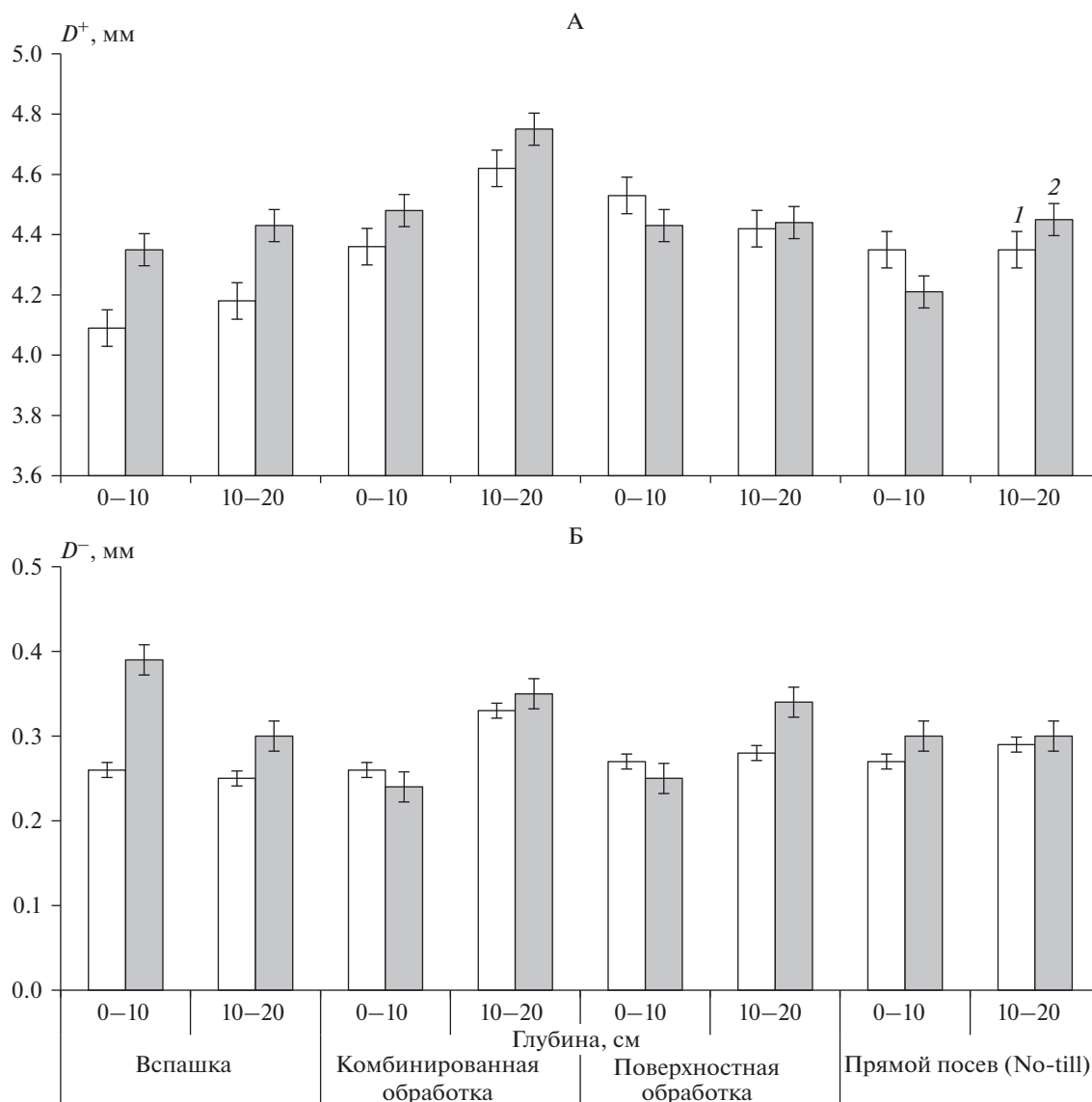


Рис. 3. Средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+) (А), и средневзвешенный диаметр частиц, на которые распадаются агрегаты, имеющие средневзвешенный диаметр D^+ при увлажнении (D^-) (Б) при различных приемах обработки почвы: 1 – перед посевом гороха, 2 – после уборки, разбросом показано стандартное отклонение.

диаметр частиц (D^-), на которые распались агрегаты D^+ , не зависел от приема обработки почвы и в среднем составлял 0.26–0.27 мм.

В слое 10–20 см средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), и средневзвешенный диаметр частиц, на которые они распадаются (D^-), на вспашке был наименьшим 4.18 и 0.25 мм соответственно и возрастал в ряду прямой посев → поверхностная обработка → комбинированная обработка. При этом полученные тенденции изменения D^+ перед посевом гороха были достоверными и обусловлены различными приемами обработки почвы $НСР_{05} = 0.32$.

После уборки гороха в слое 0–10 см при прямом посеве средневзвешенный диаметр агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), был наименьшим 4.21. При комбинированной и поверхностной обработках и на вспашке отмечается повышение D^+ на 3–6%. При этом максимальный средневзвешенный диаметр частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении (D^-), выявлен на вспашке 0.39 мм. Он снижался в ряду: прямой посев (0.30 мм) → поверхностная обработка (0.25 мм) → комбинированная обработка (0.24 мм). Следовательно, при комбинированной и поверхностной обработках при наибольшем диаметре (D^+) разрушающихся агрегатов отмечается наименьший диаметр частиц, на который

Таблица 2. Влияние приемов обработки почвы на энтропию распределения содержания агрегатов со средневзвешенным диаметром D^+ и D^-

Обработка	Глубина, см	Перед посевом		После уборки	
		H^+	H^-	H^+	H^-
Вспашка	0–10	1.59	1.18	1.53	1.16
	10–20	1.66	1.06	1.54	1.36
Комбинированная	0–10	1.57	1.25	1.43	1.14
	10–20	1.52	1.43	1.45	1.46
Поверхностная	0–10	1.51	1.28	1.46	1.16
	10–20	1.58	1.33	1.51	1.43
Нулевая	0–10	1.58	1.27	1.48	1.23
	10–20	1.65	1.39	1.51	1.35

НСР₀₅: для фактора “обработка” после уборки $H^+ - 0.06$; для фактора “глубина” после уборки $H^- - 0.07$

они разрушаются (D^-). В то время как при применении вспашки диаметр агрегатов, возникающих после разрушения (D^-) был наибольшим.

В слое 10–20 см после уборки гороха D^- при вспашке и прямом посеве составлял 0.30 мм, а при комбинированной и поверхностной обработках 0.35 и 0.34 мм соответственно. За период вегетации гороха изменения D^- были значимы как при различных приемах обработки почвы (НСР₀₅ = 0.03), так и в соответствии с изучаемой глубиной почвы (НСР₀₅ = 0.02).

Рассматривая изменения средневзвешенного диаметра агрегатов, разрушающихся при увлажнении D^+ и D^- , интерес вызывает анализ их распределения с помощью энтропии (H^+ , H^-) (табл. 2).

Энтропия распределения агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), перед посевом гороха в слое 0–10 см в зависимости от приема обработки составляла от 1.51 до 1.59. При этом наименьшее значение H^+ в варианте при поверхностной обработке обусловлено разрушением при увлажнении, агрегатов ограниченного диапазона D^+ . Энтропия распределения частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении (H^-), при минимизации обработки почвы была 1.25–1.28 и уменьшалась при вспашке до 1.18.

В слое 10–20 см H^+ при вспашке и прямом посеве составила 1.65–1.66, а при комбинированной и поверхностной обработке – 1.52–1.58. Энтропия распределения частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении (H^-), на вспашке была наименьшей – 1.06, но при минимизации обработки почвы увеличивалась в ряду: поверхностная обработка (1.33) → прямой посев (1.39) → комбинированная обработка.

Таким образом, перед посевом гороха в варианте со вспашкой при наибольшей энтропии ($H^+ = 1.59–1.66$) отмечается разрушение сухих агрегатов разного размера при увлажнении на относительно одинаковые частицы, преимущественно <0.5 мм, что подтверждается изменениями D^- .

После уборки гороха в слоях 0–10 и 10–20 см значения H^+ при вспашке были наибольшие (1.53–1.54), а при комбинированной обработке наименьшие (1.43–1.45). H^+ при прямом посеве и при поверхностной обработке имела промежуточные значения (1.46–1.51). Энтропия распределения частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении (H^-), в слое 0–10 см при прямом посеве была максимальной и снижалась в ряду: поверхностная обработка, вспашка → комбинированная обработка. В слое 10–20 см H^- при комбинированной и поверхностной обработках была на 6–7% больше по сравнению с прямым посевом и вспашкой.

В совокупности со средневзвешенным диаметром агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), стоит рассматривать и количество стабильных агрегатов (S_s). Перед посевом гороха количество стабильных агрегатов на вспашке в изучаемых слоях было больше по отношению к остальным обработкам почвы на 12–27% (рис. 4).

После уборки гороха в слое 0–10 см количество стабильных агрегатов возросло при минимизации обработки почвы по сравнению со вспашкой на 22–28%. При этом в слое 10–20 см содержание стабильных агрегатов при комбинированной обработке почвы было меньше, чем при остальных приемах обработки, на 18–24%. При статистическом анализе выявлено достоверное увеличение количества стабильных агрегатов при высоком уровне вероятности $P = 0.95$ по глубине как перед посевом (НСР₀₅ = 2.66), так и после уборки (НСР₀₅ = 4.67).

На рис. 5 представлен средневзвешенный диаметр стабильных агрегатов и частиц (D_s). Независимо от приема обработки почвы и глубины изучаемого слоя общей закономерностью является высокие значения D_s после уборки гороха, что говорит о влиянии изучаемой культуры на процессы структурообразования и сохранения агрегатов стабильными. При этом как перед посевом гороха, так и после его уборки в слоях 0–10 и 10–20 см минимальный средневзвешенный диаметр ста-

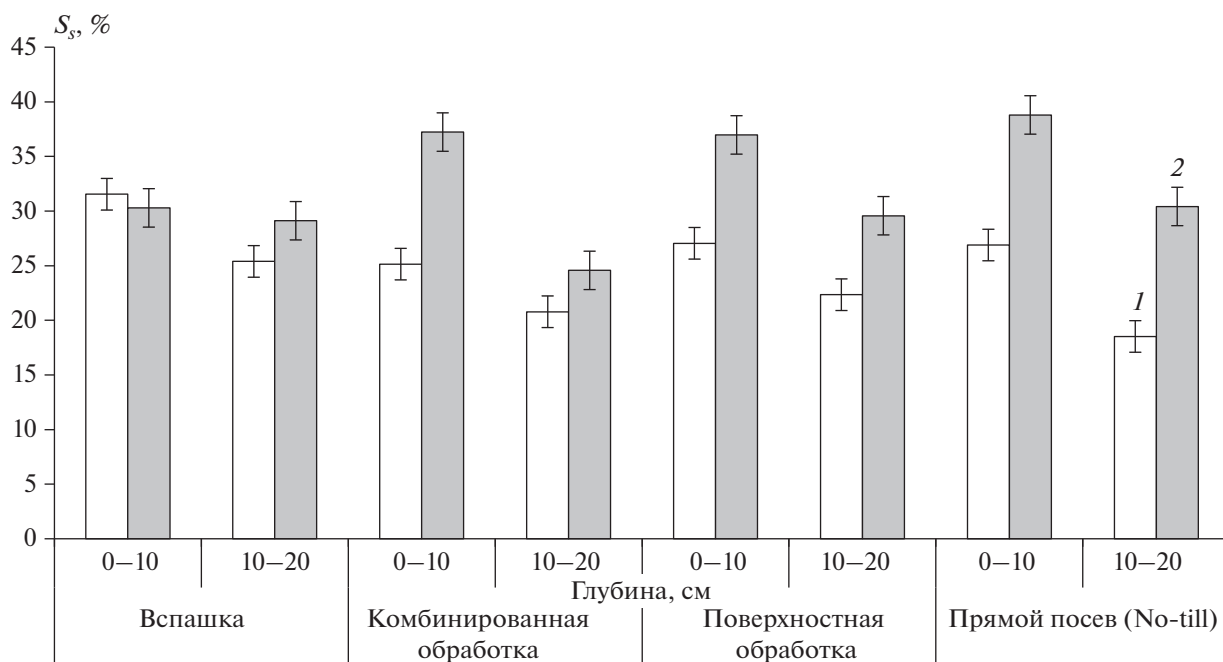


Рис. 4. Количество стабильных агрегатов в черноземе типичном при различном приеме обработке почвы: 1 – перед посевом гороха, 2 – после уборки разбросом показано стандартное отклонение.

бильных агрегатов и частиц был установлен при вспашке ($D_s = 0.66–1.21$ мм). Это свидетельствует, что глубокая отвальная обработка ведет к разрушению структурных отдельностей. Минимизация обработки почвы способствовала росту средневзвешенного диаметра стабильных агрегатов и частиц в 1.3–1.8 раза. Достоверное увеличение D_s подтверждается при высоком уровне вероятности $P = 0.95$ как перед посевом гороха, так и после его уборки при различных приемах обработки почвы (НСР₀₅ = 0.20–0.30) и глубины изучаемого слоя (НСР₀₅ = 0.14–0.21).

При анализе взаимосвязь суммы водоустойчивых агрегатов по Саввинову (S_m) с показателем неустойчивости структуры к разрушению при увлажнении (R_{ws}), согласно классификации, разработанной Хитровым и Чечуевой [16], были установлены классы, характеризующие качество почвенной структуры по агрегированности и водоустойчивости.

В слое 0–10 см перед посевом гороха независимо от приема обработки почвы качество структуры было класса IIIб ($S_m = 54–58\%$; $R_{ws} = 2.8–3.3$), то есть для этого слоя была характерна хорошая агрегированность почвы в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости. В слое 10–20 см перед посевом гороха при комбинированной обработке почвы структура соответствовала классу IIIв ($S_m = 63\%$; $R_{ws} = 3.4$), то есть отличная агрегированность почвы в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости, а при вспашке, по-

верхностной обработке и прямом посеве почва обладала хорошей агрегированностью в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости (класс IIIб качества структуры, $S_m = 52–58\%$; $R_{ws} = 3.1–3.2$).

В период уборки гороха в слое 0–10 см при вспашке, комбинированной и поверхностной обработке почвы структура отнесена к классу IIIб ($S_m = 52–53\%$; $R_{ws} = 2.7–3.0$), то есть для этого слоя была характерна хорошая агрегированность почвы в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости. В варианте с применением прямого посева структура чернозема типичного соответствовала классу IVа ($S_m = 53\%$; $R_{ws} = 2.4$), то есть при прямом посеве почва обладала хорошей агрегированностью при хорошей водоустойчивости. В слое 10–20 см после уборки гороха при комбинированной и поверхностной обработки наблюдалась отличная агрегированность почвы в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости (класс IIIв, $S_m = 62–63\%$; $R_{ws} = 3.3–2.9$), а в вариантах прямого посева и вспашки – хорошая агрегированность почвы в увлажненном состоянии при средней водоустойчивости (класс IIIб, $S_m = 58–59\%$; $R_{ws} = 2.9–3.0$).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Средневзвешенный диаметр воздушно-сухих агрегатов (D_c), агрегатов, сохраняющихся при увлажнении (D_m), и агрегатов, разрушающихся при

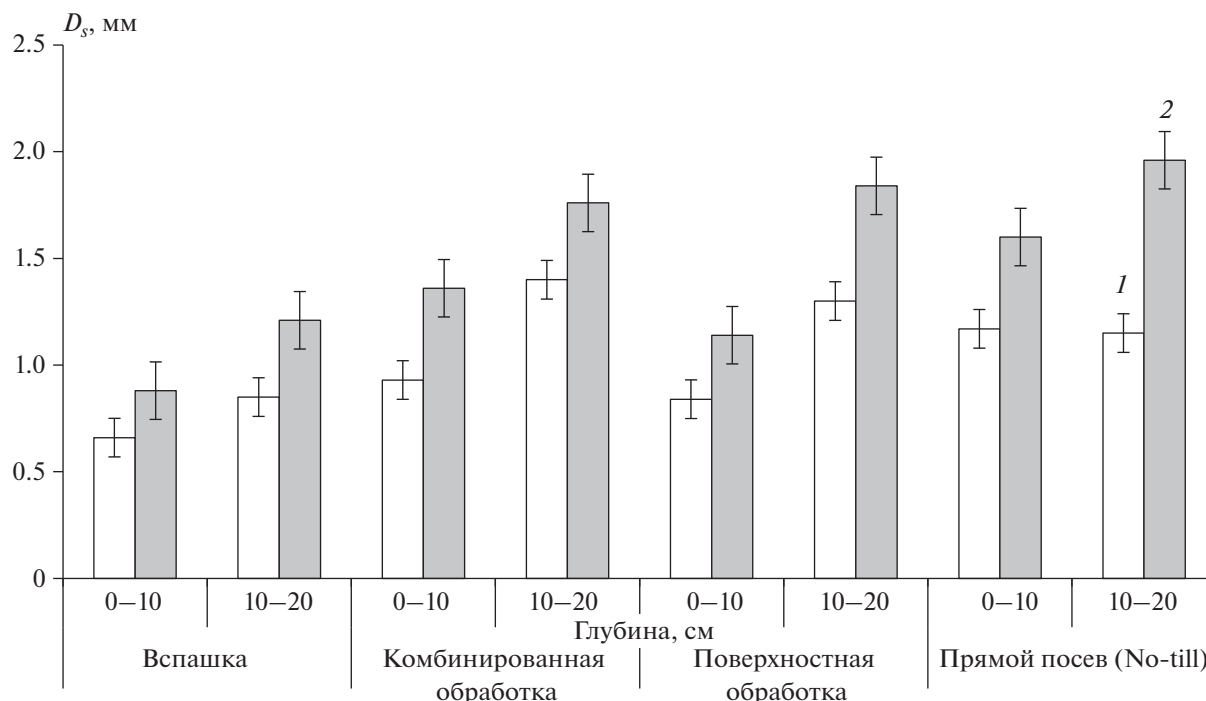


Рис. 5. Влияние приема обработки почвы на средневзвешенный диаметр стабильных агрегатов и частиц почвы: 1 – перед посевом гороха, 2 – после уборки разбросом показано стандартное отклонение.

увлажнении (D^+), перед посевом культуры был достоверно ($P = 0.95$) больше при комбинированной, поверхностной обработках и прямом посеве по сравнению со вспашкой. При этом средневзвешенный диаметр частиц, на который они распадаются при увлажнении (D^-), существенно не изменился и составлял в среднем на вспашке – 0.25 мм, а при поверхностной, комбинированной обработках и при прямом посеве, 0.27, 0.29 и 0.28 мм соответственно.

Комбинированная, поверхностная обработки и прямой посев по сравнению со вспашкой способствовали достоверному ($HCP_{05} = 0.20–0.30$) увеличению средневзвешенного диаметра стабильных агрегатов (D_s) в 1.3–1.8 раза, достигая наибольших значений при прямом посеве, но вместе с этим количество стабильных агрегатов было больше на вспашке. Это говорит о сложных взаимосвязях при механическом разрушении агрегатов и требует дальнейшего изучения.

Наибольшая энтропия (H_c) распределения агрегатов после сухого просеивания была характерна, при высоком уровне достоверности ($P = 0.95$), для варианта со вспашкой – 2.54, тогда как в вариантах с применением поверхностной, комбинированной обработкой и прямым посевом дифференциация распределения структурных отдельностей по фракциям была несколько меньше, составляя в среднем 2.38–2.32 и 2.37 соответственно. Следовательно, воздушно-сухие агрегаты различного диа-

метра на пашне встречаются в приблизительно в равных количествах по сравнению с поверхностной, комбинированной обработках и прямом посеве.

Установленный рост средневзвешенного диаметра агрегатов, сохраняющихся при увлажнении (D_m), и рост энтропии (H_m) при применяемых агротехнических приемах минимизации обработки почвы, характеризует повышение равномерности распределения структурных отдельностей по фракциям. Уменьшение D_m и H_m при мокром просеивании на вспашке свидетельствует об увеличении доли мелких фракций (<1 мм, и особенно <0.25 мм).

Также на вспашке при наибольшей энтропии ($H^+ = 1.59–1.66$) отмечается разрушение сухих агрегатов разного размера при увлажнении на относительно одинаковые частицы, преимущественно на частицы <0.5 мм, что подтверждается низкими значениями D^- и H^- .

За период вегетации гороха изменения D_c и D_m определялись глубиной обработки пахотного слоя, что подтверждается высокой степенью достоверности ($HCP_{05} = 0.25–0.09$). Так, в слое 0–10 см D_c при вспашке и комбинированной обработке был выше на 34%, по сравнению с поверхностной обработкой и прямым посевом. При этом D_m при прямом посеве (No-till) был преобладающим (0.80 мм) и достоверно ($HCP_{05} = 0.13$) снижался в ряду: комбинированная обработка (0.65 мм) → поверхностная обработка (0.58 мм) → вспаш-

ка \rightarrow (0.44 мм). В слое 10–20 см агротехнические приемы, применяемые при минимизации обработки почвы, способствовала наибольшему D_c и D_m .

После уборки гороха в слое 0–10 и 10–20 см энтропия распределения агрегатов, разрушающихся при увлажнении (D^+), при вспашке была наибольшая ($H^+ = 1.53–1.54$), а наименьшая – при комбинированной обработке ($H^+ = 1.43–1.45$). H^+ при прямом посеве и при поверхностной обработке занимала промежуточное положение 1.46–1.51. Уменьшение энтропии (H^+) при комбинированной обработке говорит о том, что среди сухих агрегатов разрушению при увлажнении подвергаются структурные отдельности с ограниченным диапазоном диаметров. Анализ изменения D^+ показал, что наибольшее разрушение было характерно для агрегатов >5 и $2–1$ мм. Влияние приемов основной обработки почвы на энтропию распределения агрегатов, разрушающихся при увлажнении, имеет достоверное подтверждение ($P = 0.95$).

При рассмотрении изменения энтропии распределения агрегатов после сухого просеивания в период уборки гороха выявлено, что в слое 0–10 см распределение структурных отдельностей чернозема типичного было более равномерным и существенного изменения в зависимости от приема обработки почвы не имели. В слое 10–20 см после уборки гороха энтропия распределения содержания агрегатов после сухого просеивания при вспашке была наибольшей ($H_c = 2.45$) и в зависимости от способа обработки уменьшалась в ряду: поверхностная обработка, прямой посев ($H_c = 2.36$) \rightarrow комбинированная обработка ($H_c = 2.20$). На прямом посеве в период уборки гороха в слое 0–20 см отмечается рост H_m , что обусловлено увеличением водоустойчивости агрегатов 1–0.5 мм. Минимальная H_m была отмечена в варианте с применением вспашки, что определялось снижением водоустойчивости агрегатов >0.5 мм, и как следствие большей неравномерностью в распределении.

Энтропия распределения частиц, на которые распадаются агрегаты при увлажнении (H^-), в слое 0–10 см при прямом посеве была максимальной и уменьшалась в ряду поверхностная обработка, вспашка \rightarrow комбинированная обработка. В слое 10–20 см H^- при комбинированной и поверхностной обработках была на 6–7% больше по сравнению с прямым посевом и вспашкой, что подтверждается высокой достоверностью по глубине обработке ($НСР_{05} = 0.07$).

Независимо от способа обработки и изучаемого слоя перед посевом культуры, а также в период уборки в вариантах с применением вспашки, поверхностной и комбинированной обработок чернозем типичный имел среднее качество структуры и относился к классу III. В весенний период при

прямом посеве структура почвы независимо от слоя почвы имела среднее качество структуры – класс III, а в период уборки гороха в слое почвы 0–10 см структура почвы характеризовалась как хорошая и имела класс IV, в то время как в слое 10–20 см – класс III. Следовательно, применение прямого посева в течение длительного времени способствует переводу качества почвенной структуры из среднего класса в хороший.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Влияние приемов основной обработки почвы на структурно-агрегатное состояние почвы рассмотрено в рамках государственного задания № 075-00581-21-00 по теме № 0463-2019-0002.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белобров В.П., Юдин С.А., Ярославцева Н.В., Юдина А.В., Дридигер В.К., Стукалов Р.С., Клюев Н.Н., Замотаев И.В., Ермолаев Н.Р., Иванов А.Л., Холодов В.А. Изменение физических свойств черноземов при прямом посеве // Почвоведение. 2020. № 7. С. 880–890. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20070023>
2. Бойцова Л.В. Динамика агрофизических свойств в профиле дерново-подзолистых почв различного сельскохозяйственного использования // Агрофизика. 2016. № 1. С. 1–8.
3. Борин А.А., Лощинина А.Э. Влияние обработки почвы в комплексе с применением удобрений и гербицидов на урожайность культур севооборота // Земледеление. 2015. № 7. С. 17–20.
4. Борин А.А., Лощинина А.Э. Влияние различных систем обработки почвы на ее агрофизические свойства и урожайность культур севооборота // Агрофизика. 2018. № 3. С. 1–7.
5. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почвы. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
6. Воронин А.Д. Основы физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 244 с.
7. Габбасова И.М., Сулейманов Р.Р., Хабиров И.К., Комисаров М.А., Гарипов Т.Т., Сидорова Л.В., Асылбаев И.Г., Рафиков Б.В., Яубасаров Р.Б. Оценка состояния агрочерноземов Зауральской степи в условиях использования системы обработки почвы No-till // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук. 2014. № 6. С. 32–36. <https://doi.org/10.3103/S1068367415010061>
8. Дридигер В.К. Особенности проведения научных исследований по минимизации обработки почвы и прямому посеву: методические рекомендации. Ставрополь: Сервисшкола, 2020. 69 с.
9. Завалин А.А., Дридигер В.К., Белобров В.П., Юдин С.А. Азот в черноземах при традиционной технологии обработки и прямом посеве (обзор) // Почвоведение

- ние. 2018. № 12. С. 1506–1516.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18120146>
10. Кирюшин В.И. Агрономическое почвоведение. М.: КолосС, 2010. 687 с.
 11. Кирюшин В.И., Кирюшин С.В. Агротехнологии. СПб.: Лань, 2015. 464 с.
 12. Оленченко Е.А., Рижия Е.Я., Бучкина Н.П., Балашов Е.В. Влияние степени окультуренности дерново-подзолистой супесчаной почвы на ее физические свойства и урожайность сельскохозяйственных культур в агрофизическом стационаре // Агрофизика. 2012. № 4. С. 8–18.
 13. Перфильев Н.В., Вьюшина О.А., Конищев А.А., Гарифуллин И.И. Исследование взаимосвязи оптимальной плотности почвы с урожайностью зерновых культур // Агрофизика. 2017. № 4. С. 16–24.
 14. Теории и методы физики почв / Под ред. Е.В. Шейна и Л.О. Карпачевского. М.: Гриф и К, 2007. 616 с.
 15. Трофимова Т.А., Коржов С.И., Гулевский В.А., Образцов В.Н. Оценка степени физической деградации и пригодности черноземов к минимизации основной обработки почвы // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1125–1131.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18090125>
 16. Хитров Н.Б., Чечуева О.А. Способ интерпретации данных макро- и микроструктурного состояния почв // Почвоведение. 1994. № 2. С. 84–92.
 17. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Фарходов Ю.Р., Белобров В.П., Юдин С.А., Айдиев А.Я., Лазарев В.И., Фрид А.С. Изменение соотношения фракций агрегатов в гумусовых горизонтах черноземов в различных условиях землепользования // Почвоведение. 2019. № 2. С. 184–193.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19020060>
 18. Черкасов Г.Н., Пыхтин И.Г., Гостев А.В. Возможность применения нулевых и поверхностных способов основной обработки почвы в различных регионах // Земледелие. 2014. № 5. С. 13–16.
 19. Шейн Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
 20. Jordan A., Zavala L.M., Gil J. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain // Catena. 2010. V. 81. P. 77–85.
 21. Kahlon M.S., Lal R., Varughese M.A. Twenty-two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio // Soil Tillage Res. 2013. V. 126. P. 151–158
<https://doi.org/10.1016/j.still.2012.08.001>
 22. Lenka N.K., Lal R. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system // Soil Tillage Res. 2013. V. 126. P. 78–89.
 23. Liebelt P., Fruhauf M., Suleymanov R., Komissarov M., Yumaguzhina D., Galimova R. Causes, consequences and opportunities of the post-Soviet land use changes in the forest-steppe zone of Bashkortostan // GEOÖKO. Goettingen, 2015. V. XXXVI. P. 77–111.
 24. Montgomery D.R. Soil erosion and agricultural sustainability // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2007. V. 104(33). P. 13268–13272.
 25. Mulumba L.N., Lal R. Mulching effects on selected soil physical properties // Soil Tillage Res. 2008. V. 98. P. 106–111.

Influence of Primary Tillage Practices on Typical Chernozem Macrostructure

E. V. Dubovik^{1, *}, D. V. Dubovik¹, and A. V. Shumakov¹

¹ Federal Agricultural Kursk Research Center, Kursk, 305021 Russia

*e-mail: dubovikdm@yandex.ru

The changes in the structural state of typical chernozem (Haplic Chernozems) under various tillage methods (plowing, combined tillage, surface tillage, No-till) in the Central Chernozem Region (Kursk Region) were studied. The method of the data interpretation of macrostructural (dry and wet sieving) state of the soil was used. On the basis of the simultaneous application of two complementary types of analysis the characteristic of the changed weighted average diameter of dry and water resistant aggregates, their distribution entropy, the weighted average diameter of the aggregates which were destroyed by the harder impact and the particles to which the aggregates were broken up, as well as the content of “stable” aggregates and their weighted average diameter was given. Based on the results of such an assessment, an increase in the weighted average diameter of the aggregates during dry and wet sieving, after minimized primary tillage was determined. With this, plowing to the depth of 20–22 cm contributed to a decrease in the weighted average diameter of aggregates that were destroyed by the harder impact and the particles to which the aggregates were broken up. At the same time, it was determined that tillage minimizing led to an increase in the weighted average diameter of stable aggregates. The entropy of the aggregate distribution after both dry and wet sieving was determined by the study time and the depth of tillage. The relationship between the total water-proof aggregates according to Savvinov and the index of instability to the destruction during humidification was analyzed. It is established that regardless of the treatment method and the layer under study before sowing the crop and during the harvesting period on the variants using plowing, surface and combined treatment, the typical chernozem had an average quality of the structure and belonged to Class III. Using of dired sowing during vegetation period contributes to the transfer of the soil structure in the layer 0–10 cm from the average quality of the chop Class III, to the good quality of soil structure – Class IV. Results of research can be used to evaluating the use of resource-saving methods of tillage.

Keywords: Haplic Chernozems, tillage, soil structure, weighted average diameter of aggregates, entropy

УДК 631.46

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ПОКРОВНОГО ОЛЕДЕНЕНИЯ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ АРХИПЕЛАГА НОВАЯ ЗЕМЛЯ

© 2021 г. Д. А. Никитин^{a, d, *}, Л. В. Лысак^b, Д. В. Бадмадашиев^b, С. С. Холод^c,
Н. С. Мергелов^d, А. В. Долгих^d, С. В. Горячкин^d

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

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

^cБотанический институт им. В.Л. Комарова РАН, ул. Профессора Попова, 2, Санкт-Петербург, 197376 Россия

^dИнститут географии РАН, Старомонетный пер., 29, Москва, 119017 Россия

*e-mail: dimnik90@mail.ru

Поступила в редакцию 08.02.2021 г.

После доработки 16.03.2021 г.

Принята к публикации 27.03.2021 г.

Охарактеризован растительный покров, химические и физические свойства пелоземов сильноскелетных остаточно-карбонатных (Skeletal Leptosols (Loamic)), карбопетроземов (Calcaric Leptosols (Protic)), петроземов (Skeletal Leptosols (Protic)) и криоземов (Oxyaquic Cryosols (Loamic)) северной части архипелага Новая Земля. Определены запасы и структура микробной биомассы, интенсивность эмиссии CO₂ (базальное и субстрат-индуцированное дыхание), CH₄ (метаногенез) и N₂O (денитрификация) в образцах почв указанных территорий. Биомасса микроорганизмов (прокариот и грибов суммарно) варьировала от 22.50 до 390.18 мкг/г (мкгС/г) почвы. Доля микобиоты в микробной биомассе составляла от 80 до 98%. Большая часть микробной биомассы (до 50%) сконцентрирована в поверхностных горизонтах. Численность прокариот колеблется от 1.5×10^7 до 9.66×10^8 кл./г почвы, а биомасса грибов – от 22 до 372 мкг/г почвы. Длина актиномицетного мицелия мала от 0.6 до 23.5 м/г почвы, а грибных гиф на порядок больше (до 166 м/г почвы). Все параметры биологической активности изученных почв резко уменьшаются вниз по профилю, что положительно коррелирует с содержанием органического вещества, углерода и азота. В целом значения изученных показателей биологической активности почв севера Новой Земли меньше, чем в почвах расположенной на 3°–5° севернее Земли Франца-Иосифа. Этот феномен связан с влиянием самого крупного в России ледника на почвенно-растительный покров прилегающей территории.

Ключевые слова: Арктика, экстремальные экосистемы, перигляциальная зона ледника, биомасса микроорганизмов, прокариоты, грибы, базальное дыхание, субстрат-индуцированное дыхание, метаногенез, денитрификация

DOI: 10.31857/S0032180X21100087

ВВЕДЕНИЕ

Комплексное изучение биологических свойств почв полярных регионов является одним из наиболее актуальных направлений современной микробиологии [47]. Относительно хорошо исследовано таксономическое разнообразие прокариот и микробиоты арктических территорий [60, 62, 77]. Однако практически неизвестны количественные параметры почвенного микробиома Высокой Арктики (численность микроорганизмов, запасы и структура микробной биомассы, уровень базального дыхания, метаногенеза, денитрификации и др.) несмотря на то, что они имеют важное значение для характеристики функционирования экосистем [9, 69, 73]. Биомасса микроорганизмов – важный показатель интенсивности круго-

ворота макроэлементов в почве [73]. Микроорганизмы – наиболее активная и динамичная часть почвенного органического вещества [28], а численные показатели биомассы позволяют оценить степень его трансформации и уровень продуктивности экосистем [79]. Поскольку о. Северный находится в зоне чрезвычайно сурового климата и, как следствие, обладает минимальным количеством компонентов биогеоценозов, данный район архипелага является наиболее перспективным для выявления новых фундаментальных закономерностей в экологии почвенных микроорганизмов [44, 52].

Помимо биологического и экологического значения, знание о микробиоме почв полярных областей и его функционировании имеет важное

почвенно-географическое значение, так как при слабой выраженности признаков почвообразовательных процессов в высоких широтах помогает понять процессы почвообразования и роль абиогенных и биогенных факторов в распределении почв и особенностей их функционирования. Имеется опыт использования данных о биологической активности почв для понимания зональности почвенного покрова в Высокой Арктике [21].

Несмотря на относительно небольшую удаленность от цивилизации, природа архипелага Новая Земля (НЗ) во многом остается не исследованной из-за крайне ограниченного доступа на его территорию в связи с наличием здесь полигона для испытаний ядерного оружия. Наиболее полное историческое освещение почвенных исследований на НЗ выполнено ранее [4], но северная часть архипелага оставалась неохваченной. Новый этап исследования физико-географических характеристик архипелага НЗ, в частности его почвенного покрова, стал возможен в последние годы благодаря развитию национального парка “Русская Арктика” и проекта “Арктический плавучий университет” [21, 24]. Это дало возможность ознакомиться с почвенным покровом в районе мыса Желания – около самой северной оконечности о. Северный НЗ [5]. Некоторые краткие исследования почв этого региона проведены геологами и геохимиками [15, 19].

Эти исследования показали, что процессы почвообразования здесь развиты слабо. Большая часть территории занята выходами скал и каменистыми россыпями с эндолитными солоидами (почвоподобными образованиями) [6], отмечено накопление мелкозема на поверхности снежников и ледников [19], что позволяет предположить наличие супрагляциальных солоидов и криоконитов [85]. Среди почв отмечены петроземы и литоземы серогумусные грубогумусированные.

Особенности растительности НЗ отражены в ряде работ, которые проанализированы А.Н. Кулиевым [16], имеются наблюдения по растительности Карского побережья о. Северный НЗ [29]. Все ботаники относят описанные здесь растительные группировки к полярной пустыне и отмечают крайнюю разреженность покрова, за исключением наиболее благоприятных местообитаний.

Информация о микробиоме почв НЗ крайне отрывочна. Впервые его стал изучать А.Ф. Казанский, который считал, что важнейшая роль в биогеохимических циклах высоких широт принадлежит именно микроорганизмам [16]. Имеются скудные сведения о культивируемых бактериях и простейших внутренних водоемов, поверхности растений и грунтов в разрозненных точках архипелага [40, 63], что не дает возможности оценить реальную численность и функциональную роль микроорганизмов [18, 49]. Информация о не-

культивируемых формах, которые составляют до 98% от всех известных микроорганизмов, практически отсутствует [18, 43].

Большая часть работ, посвященных оценке запасов биомассы почвенного микробиома Арктики, проведена классическими методами микробиологии (посевом на разнообразные питательные среды) [37, 42], что не позволяет адекватно определить микробную биомассу. Имеются отдельные работы по определению активности эмиссии CO_2 методом фумигации–экстракции; измерением эмиссии CO_2 , при подавлении активности бактерий [34, 68] и др. Единичные статьи посвящены оценке микробной биомассы в почве методом люминесцентной микроскопии на полуострове Таймыр, Аляске, Канаде и архипелаге Земля Франца-Иосифа [21, 23, 37, 75], но не для территории НЗ.

Основными группами почвенного микробиома являются прокариоты (бактерии и археи) и грибы [8], поэтому важно оценить вклад в биомассу обоих этих компонентов. Прокариоты в отличие от остальных микроорганизмов участвуют во всех этапах круговорота биогенных элементов в природе и являются основным фактором, как формирования органического вещества почвы, так и устойчивости биогеоценозов в целом [8, 56, 78]. Несмотря на то, что численность их клеток достигает нескольких миллиардов на грамм почвы [26], биомасса прокариот обычно невелика и составляет не более 2–5% от общей микробной биомассы. Микобиота – неотъемлемый и важный компонент почв, осуществляющий экологическую функцию редуцентов органического вещества [8, 56]. Благодаря широкому спектру гидролаз, наиболее активных в аэробных условиях, для наземных экосистем вклад грибов в круговорот углерода гораздо больше, чем прокариот [79]. Биомасса грибов может достигать 98% от общей микробной биомассы в почве [8, 23, 26]. Информация об обилии нелихенизированной микобиоты субстратов НЗ ограничивается лишь данными о количестве пропагул культивируемых микроскопических грибов, доля которых в природных сообществах мала [18, 40, 43, 55]. Для оценки вклада микобиоты в интенсивность биогеохимических циклов любой экосистемы необходимо определить соотношение мицелия и спор в почве [14]. Мицелий является вегетативным телом многоклеточных грибов, иногда составляющим до 100% массы организма. Однако в полярных экосистемах доля мицелия может быть очень мала из-за сурового климата [14, 51]. Сведения о длине грибного мицелия и содержании спор в почвах НЗ отсутствуют.

Цель работы – количественная оценка параметров биологической активности почв (интенсивности эмиссии CO_2 , CH_4 и N_2O , определение

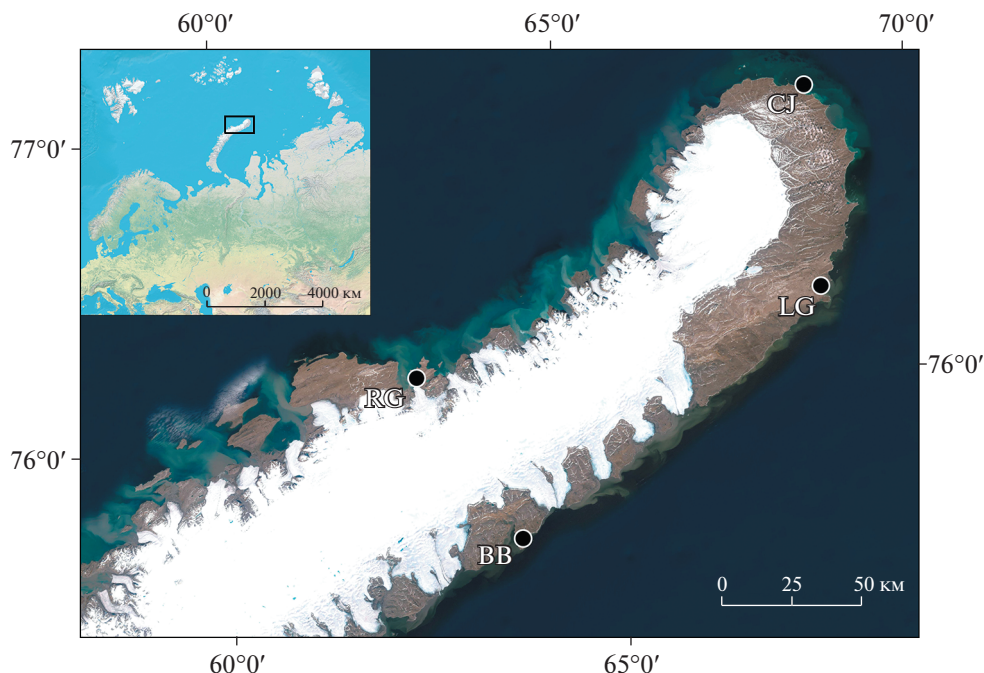


Рис. 1. Объекты исследования. Расположение точек исследования на о. Северный архипелага Новая Земля. RG – Русская Гавань, CJ – мыс Желания, LG – Ледяная Гавань, BB – залив Бухта Благополучия. На рисунке видны: покровный ледник Северного острова и “лопасти” выводных ледников, спускающихся к Баренцеву (на западе) и Карскому (на востоке) морям.

численности клеток и биомассы микроорганизмов) на северной части НЗ.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Все объекты исследования расположены на о. Северный архипелага НЗ. Здесь располагается самый большой покровный ледник России, площадь которого оценивается по-разному из-за его динамичности, составляя около 20 тыс. км². От него в сторону Баренцева (на запад) и Карского (на восток) морей спускаются выводные ледники, превращая перигляциальную зону, тянущуюся узкой полосой вдоль берегов, в цепь оазисов [29], подобно тем, которые имеются в Антарктиде (рис. 1). Ледник оказывает охлаждающее и местами иссушающее воздействие на климат из-за стоковых ветров [3, 4], а также на почвообразующие породы, привнеся в современную перигляциальную зону моренный материал, содержащий высокую долю крупнозема.

Поскольку горы НЗ, являющиеся продолжением Уральского хребта, сложены осадочными и метаморфическими породами, то в качестве почвообразующих пород преобладают дериваты карбонатных глинистых сланцев и алевролитов, а также известняков – сильнощепнистые, преимущественно, карбонатные суглинки и глины [27].

Климат на севере НЗ – морской арктический, среднегодовые температуры в районе Русской Гавани и мыса Желания – –8 и –10°C соответственно, а средние температуры июля +4.2 и +1.8°C [20]. На Карской стороне метеостанций не было, но из-за большей ледовитости моря летние температуры здесь ниже на 2–3°C, чем на побережье Баренцева моря на той же широте [7]. Характерны относительно обильные осадки (340 в Русской Гавани и 320 мм/год на мысе Желания), большая влажность воздуха, туманы и сильные ветры до 45–55 м/с [7]. Исследования почвенного и растительного покрова в полевых условиях, а также отбор образцов проводили во второй половине июля 2018 г. в ходе экспедиции по проекту “Арктический плавучий университет”. Местоположение точек полевых работ представлено на рис. 1, а фото почвенных разрезов и названия почв – на рис. 2. Названия почв приведены по Классификации и диагностике почв России с учетом интерпретации почв Арктики для классификации [2], а также по международной классификации WRB [54]. Несмотря на то, что район исследований расположен в зоне распространения сплошных многолетнемерзлых пород, высокая щепнистость не позволяла обнаружить их в большинстве профилей, в связи с чем почвы не были отнесены к мерзлотным (Cryosols), за исключением гидроморфных неглеевых, которые были классифицированы как криоземы [2].

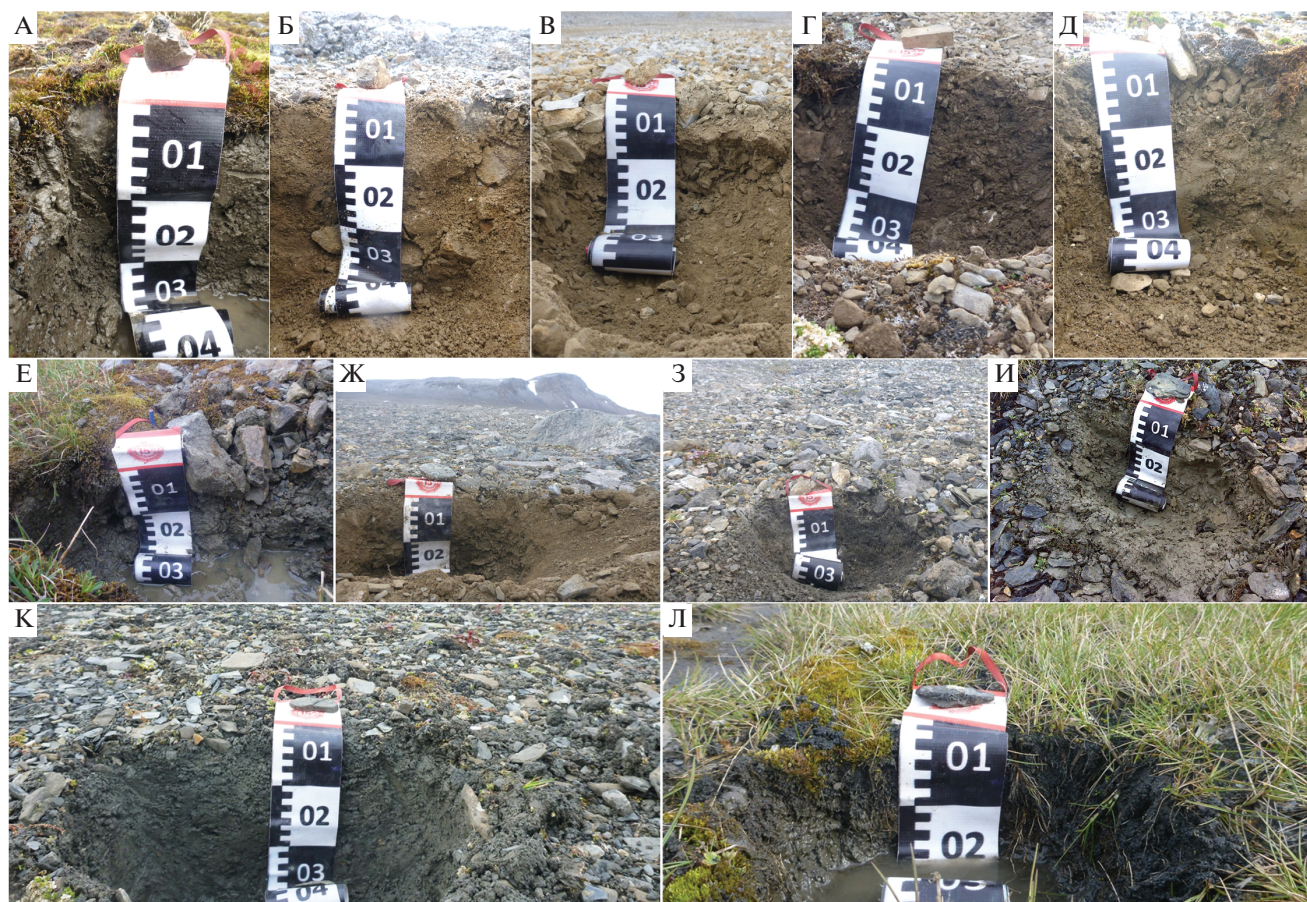


Рис. 2. Исследованные почвы: А – мыс Желания, разрез CJ-22-23, 76.95064° N, 68.52282° E, криозем остаточно-карбонатный сильноскелетный (Skeletal Oxyaquic Cryosol (Loamic; Calcaric)); Б – мыс Желания, разрез CJ-24-25, 76.95493° N, 68.46068° E, петрозем криотурбированный остаточно-карбонатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Protic, Turbic)); В – Ледяная Гавань, разрез LG-11, 76.29833° N, 68.153056° E, карбопетрозем очень сильноскелетный (Calcaric Hyperskeletal Leptosol (Loamic)); Г – Ледяная Гавань, разрез LG-12-14, 76.29750° N, 68.153889° E, пелозем гумусовый криотурбированный остаточно-карбонатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic, Turbic)); Д – Ледяная Гавань, разрез LG-15-17; 76.295556° N, 68.148611° E, пелозем гумусовый перегнойный остаточно-карбонатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic Turbic)); Е – Русская Гавань, разрез RG-1-3, 76.1911° N, 62.67194° E, криозем глееватый скелетный (Skeletal Oxyaquic Cryosols (Loamic, Humic)); Ж – Русская Гавань, разрез RG-4, 76.1925° N, 62.72722° E, петрозем (Skeletal Leptosol (Loamic, Protic)); З – Русская Гавань, разрез RG-5-6, 76.19194° N, 62.73944° E, карбопетрозем гумусовый мерзлотный сильноскелетный (Calcaric Hyperskeletal Leptosol (Loamic, Humic)); И – Русская Гавань, разрез RG-7, 76.18833° N, 62.76055° E, пелозем остаточно-карбонатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic)); К – Бухта Благополучия, разрез BB-8, 75.62361° N; 63.814167° E, пелозем гумусовый остаточно-карбонатный среднескелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic)); Л – Бухта Благополучия, разрез BB-9-10, 75.62805° N, 63.79611° E, криозем грубогумусовый остаточно-карбонатный (Oxyaquic Cryosol (Loamic, Calcaric, Humic)).

В ходе полевых работ образцы отобрали методом усреднения пяти единичных проб. Образцы для микробиологических исследований отобрали с возможными мерами по предотвращению контаминаций и хранили в стерильных емкостях при температуре -18°C сначала в морозильной камере на научно-исследовательском судне “Профессор Молчанов”, а затем в лаборатории. Физические и химические параметры почвы определяли в воздушно-сухих образцах.

Растительный покров характеризовали общепринятыми геоботаническими методами [12].

Содержание углерода и азота определяли методом сухого сжигания на CNSH-анализаторе Elementar Vario Isotope Select (Германия) в ЦКП “Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии” Института географии РАН (г. Москва). Полученные данные по неорганическому углероду пересчитаны на содержание CaCO_3 . Запасы органического углерода рассчитывали для каждого горизонта отдельно с учетом его мощности, плотности и содержания крупной фракции >2 мм. При подсчете суммарных запасов органического углерода результаты скла-

дывали по горизонтам. Для стандартизации результатов, а также учитывая среднюю мощность почвенного профиля на севере НЗ, запасы органического углерода пересчитывали на глубину 30 см, где это было возможно.

Биомассу прокариот оценивали с помощью метода люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя акридина оранжевого (микроскоп Биомед 5 ПР ЛЮМ (Россия)) при увеличении 1000× с масляной иммерсией [11]. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи ультразвуковой установки УЗДН-1 (2 мин, сила тока 0.40 А, частота 22 кГц).

Число клеток прокариот на 1 г субстрата считали по формуле: $N = S_1 a n / V S_2 C$, где N – число клеток на 1 г субстрата; S_1 – площадь препарата, мкм²; a – количество клеток в одном поле зрения, усреднение производится по всем препаратам; n – показатель разведения бактериальной смеси, мл; V – объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 – площадь поля зрения микроскопа, мкм²; C – навеска субстрата, г. Длину актиномицетного мицелия в 1 г образца, NMA определяли по формуле: $NMA = S_1 a n / v S_2 c 106$, где S_1 – площадь препарата, мкм²; a – средняя длина фрагментов актиномицетного мицелия в поле зрения, мкм; n – показатель разведения суспензии, мл; v – объем капли, наносимой на стекло, мл; S_2 – площадь поля зрения микроскопа, мкм²; c – навеска образца, г.

Биомассу грибов определяли методом люминесцентной микроскопии с применением флуоресцентного красителя калькофлуора белого [11]. Учет спор и длины мицелия осуществляли на люминесцентном микроскопе Биомед 5 ПР ЛЮМ (Россия) при увеличении 400×. Десорбцию клеток с почвы проводили при помощи вортекса MSV-3500 (Латвия) при скорости 3500 об./мин в течение 10 мин.

Грибную биомассу (мг/г почвы) считали, полагая, что плотность спор равна 0.837 г/см³, а плотность мицелия – 0.628 г/см³ [25]. Содержание грибной биомассы на грамм сухой почвы рассчитывали с учетом ее влажности.

Потенциальную биологическую активность почв (базальное дыхание, субстрат-индуцированное дыхание (СИД) и активность денитрификации) определяли с помощью газохроматографических методов [11, 31]. Для оценки интенсивности СИД навески почвы (5 г) помещали во флаконы объемом 15 мл (в пятикратной повторности), увлажняли дистиллированной водой (до 60% от полной влагоемкости) и инкубировали в течение 3–5 суток во влажной камере, затем в почву добавляли глюкозу (2.5 мг/г почвы). Денитрифицирующую активность исследовали методом, основанном на использовании ацетилена в

качестве ингибитора редуктазы закиси азота, что позволяет судить об активности процесса по ее накоплению в газовой фазе. В почву вносили KNO₃ (0.4 мг/г), вводили ацетилен (1 мл), флаконы герметично закрывали, создавали анаэробные условия, вытесняя воздух аргоном. Почву во флаконах инкубировали в течение 24 ч при +28°C, затем из газовой фазы во флаконе шприцем отбирали пробы объемом 0.5–1 мл.

Для определения потенциального метаногенеза в почву вносили раствор глюкозы из расчета 2.5 мг/г почвы, после чего флаконы закрывали резиновыми крышками, закрытыми герметизирующей пленкой, и продували аргоном в течение 2 мин для удаления из них кислорода. Таким образом, оценивали максимально возможную интенсивность образования метана анаэробными сообществами изучаемых почв. После продувки флаконы инкубировали в течение 24 ч в термостате при температуре +28°C. Количество накопившегося CH₄ определяли на газовом хроматографе путем отбора из флакона газовой пробы (0.5 мл) при помощи шприца.

В работе использовали газовый хроматограф Кристалл 5000.2 производства Хроматэк (Россия), в котором установлено две металлических хроматографических колонки длиной 2 м и внутренним диаметром 1 мм, наполнитель Hayesep-D 80/100. К одной из колонок подключены детектор по теплопроводности и пламенно-ионизационный детектор, позволяющие производить измерение CO₂ и CH₄; газом-носителем является гелий. Ко второй колонке подключен детектор электронного захвата, на котором проводили измерение N₂O; газ-носитель – азот.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Результаты работы даны для территории от самого северного до самого южного участков исследований.

Растительный и почвенный покровы. Для всех негидроморфных почв характерно наличие каменных мостовых, которые часто описываются в высоких широтах полярных областей.

В районе мыса Желания описан растительный покров влажного биотопа на побережье оз. Аммонального (76.95064° N, 68.52282° E), где преобладают мхи *Bryum cryophilum* и редки куртины щучки *Deschampsia borealis*. Общее проективное покрытие растений достигает здесь 85%. Почва – криозем остаточно-карбонатный сильносkeletalный (Skeletal Oxyaquic Cryosol (Loamic; Calcaric)).

В сухом биотопе плакора на мысе Маврикий (76.95493° N, 68.46068° E) цветковых растений не обнаружено. Мхи и накипные лишайники развивались только в микропонижениях. Кустистых

лишайников не выявлено. Общее проективное покрытие растений колебалось около 2–3%. Почва – петрозем криотурбированный остаточнокarbonатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Protic, Turbic)). Его нельзя было отнести к карбопетроземам из-за невысокого содержания карбонатов.

В районе залива Ледяная Гавань описана растительность трех биотопов. В краевой части выровненного плато (уклон 1°–2° на восток) у обрыва в 5–10 м от безымянной реки (76.29833° N, 68.153056° E) отмечены камнеломка *Saxifraga oppositifolia*, мак *Papaver polare*, крупка *Draba alpina*, ясколка *Cerastium regelii*, занимающие суммарно около 5–7% пробной площади. Лишайников мало – 0.5%, преобладают накипные формы. Почва – карбопетрозем очень сильно скелетный (Calcaric Hyperskeletal Leptosol (Loamic)).

На склоне морской террасы восточной экспозиции (уклон 3°–4°) (76.2975° N, 68.153889° E) отмечены криогенно-обусловленные полигональные полосы сообществ мхов шириной 12–15 см (отдельные участки полос до 45 см ширины) между которыми располагались щебнисто-суглинистые промежутки шириной 20–40 см. Общее проективное покрытие растений составляло до 35% (10–12% – цветковых, 20% – мхов, 2–3% – лишайников). Среди цветковых растений доминировали камнеломки *Saxifraga oppositifolia*, *S. hyperborea*, *S. cespitosa*, а также *Cerastium regelii*, *Papaver polare*, *Cochlearia groenlandica* и *Draba alpina*. Почва – пелозем гумусовый криотурбированный остаточнокarbonатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic, Turbic)).

В ветровых убежищах (76.29556° N, 68.14861° E) распространена травянисто-моховая группировка подушечников высотой 5–7 см, которые иногда формируют длинные полосы или полигоны до 1 м, обрамленные черной ветошью мхов и лишайников рода *Stereocaulon*. Проективное покрытие живых мхов составляет до 5%, ветоши мхов – до 10%. Из цветковых растений присутствуют камнеломки *Saxifraga oppositifolia*, *S. hyperborea*, фицписия *Phippsia algida*, ясколка *Cerastium regelii*, крупка *Draba* sp., мак *Papaver polare* и щучка *Deschampsia borealis*. Почва – пелозем гумусовый перегонный криотурбированный остаточнокarbonатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic Turbic)).

В районе Русской Гавани во влажном биотопе (76.1911° N, 62.67194° E) долин ручьев из цветковых растений доминировали лютик (*Ranunculus sulphureus*) и щучка *Deschampsia borealis*. Дополняли растительный покров лишайники *Alopecurus alpinus* subsp. *borealis*, ситник *Juncus biglumis*, камнеломка *Saxifraga hirculus*, ясколка *Cerastium regelii*, ожика *Luzula confusa* и фицписия *Phippsia algida*. Переувлажненная почва определена как криозем

глеватый скелетный (Skeletal Oxyaquic Cryosols (Loamic, Humic)).

Для сухих биотопов на повышенных и выровненных участках морских террас без гидроморфной нагрузки (76.1911° N, 62.67194° E) характерны лишайники *Alectoria ochroleuca*, *Ochrolechia frigida*, *Rhizocarpon geographicum*, а также мох *Niphotrichum canescens*. Отмечена камнеломка *Saxifraga oppositifolia*, дриада *Dryas octopetala*, мытник *Pedicularis hirsuta* и нехарактерный для столь северных территорий о. Северный остролодочник *Oxytropis sordida*. Почва на бескарбонатных субстратах – пелозем мерзлотный (Leptic Cryosols (Loamic)), а на карбонатных – карбопетрозем гумусовый сильноскелетный (Calcaric Hyperskeletal Leptosol (Loamic, Humic)), пелозем остаточнокarbonатный сильноскелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic)).

Растительность района у залива Бухта Благополучия характеризовалась двумя биотопами. Сухой биотоп расположен на высокой морской террасе (75.62361° N; 63.814167° E) с уклоном на восток примерно в 1%. Растительность – разнотравно-ясколковая группировка с общим проективным покрытием 15–18% (в прибрежной полосе на плато 30–35%) – представлена ясколкой *Cerastium regelii*, крупкой *Draba alpina*, ложечницей *Cochlearia groenlandica*, фицписией *Phippsia algida*, *Oxyria digyna*, камнеломкой *Saxifraga oppositifolia*, маком *Papaver polare*. Проективное покрытие мхов около 5%. Почва – пелозем гумусовый остаточнокarbonатный среднескелетный (Calcaric Skeletic Leptosol (Loamic, Humic)). В переувлажненном биотопе местного базиса эрозии (75.62805° N; 63.79611° E) доминируют щучка *Deschampsia borealis*, мхи и камнеломка *Saxifraga hyperborea*. Почва – криозем грубогумусовый остаточнокarbonатный (Oxyaquic Cryosol (Loamic, Calcaric, Humic)).

Свойства почв указаны в табл. 1. Кислотность исследованных почв варьирует в пределах рН_{H₂O} 7.1–8.2; рН_{KCl} 6.8–7.9. Содержание органического углерода в среднем для всех образцов составляет 3.08%, но достигает 18.69% в поверхностных органических горизонтах и остается существенным в мелкозем (органоминеральных горизонтов, не опускаясь ниже 0.21% на глубине 30 см. Более того, распределение содержания C_{орг} по профилю не всегда имеет “классический” аккумулятивный характер. В срединных и надмерзлотных горизонтах содержание C_{орг} может достигать нескольких процентов. Содержание общего азота (N_{общ}) варьирует в широком диапазоне от 0.02 до 1.23% со средним значением 0.21% для всего массива образцов. Отношение C_{орг}/N_{общ} изменяется в пределах 3–26, за исключением пелозема мерзлотного остаточнокarbonатного сильноскелетного (RG-7), в котором эта величина достигает 158. В ряде сре-

Таблица 1. Свойства почв севера Новой Земли

Почва	Обра- зец	Горизонт	Глубина, см	Влажность почвы, %	Плотность мелкозема (<2 мм), г/см ³	Содержание фракции >2 мм, % (каменис- тость)	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	C _{орг} , %	СаСО ₃ , %	N _{общ} , %	C _{орг} / N _{общ}	Запасы C _{орг} , кг/м ²	
													в гори- зонте	в слое 0–30 см*
Мыс Желания, 76.95° N, 68.52° E														
Криозем остаточно- карбонатный силь- носkeletalный	CJ-22	O	0–3	80.3	0.3	40.3	7.3	6.8	–	–	–	–	–	–
	CJ-23	CRca	3–28	13.1	1.2	25.3	8.1	7.6	0.76	3.42	0.11	6.9	1.7	–
	CJ-24	W + C	0–23	9.0	1.1	23.9	8.0	7.1	0.33	–	0.02	16.5	0.6	0.6
	CJ-25	Cca,sk	23–33	8.2	1.1	43.5	8.1	7.5	0.23	4.41	0.03	7.7	0.1	–
Ледяная Гавань, 76.29° N, 68.15° E														
Карбопетрозем очень сильно skeletalный	LG-11	W + Cca,sk	0–17	8.2	1.1	58.4	8.1	7.9	2.06	40.15	0.13	15.8	1.6	–
	LG-12	Wca	0–4	6.2	0.5	45.9	7.6	7.2	0.82	9.91	0.14	2.6	0.2	2.2
	LG-13	Cca	4–19	9.1	1.0	47.0	7.9	7.4	1.16	12.50	0.14	8.9	0.	–
	LG-14	Cca	19–32	38.6	1.1	–	8.0	7.4	1.52	–	0.17	10.1	1.2	–
Пелозем гумусовый криотурбированный остаточно-карбонат- ный сильноskeletalный	LG-15	O + W	0–5	52.8	0.4	32.0	7.4	7.4	18.69	–	1.23	15.2	3.7	5.2
	LG-16	Cca	4–17	14.8	1.2	26.1	8.0	7.5	1.37	33.15	0.14	9.8	1.3	–
	LG-17	Cca	17–30	13.7	1.2	58.4	8.2	7.4	0.21	2.67	0.03	7.0	0.2	–

Таблица 1. Окончание

Почва	Обра- зец	Горизонт	Глубина, см	Влажность почвы, %	Плотность мелкозема (<2 мм), г/см ³	Содержание фракции >2 мм, % (каменис- тость)	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	C _{орг} , %	СаСО ₃ , %	N _{общ} , %	C _{орг} / N _{общ}	Запасы C _{орг} , кг/м ²	
													в гори- зонте	в слое 0–30 см*
Русская Гавань, 76.19° N, 62.72° E														
Криозем глееватый скелетный	RG-1	O	0–4	65.2	0.2	–	7.1	7.2	9.80	–	0.63	15.6	0.8	6.4
	RG-2	CR	4–11	47.8	1.1	12.8	7.5	7.1	3.85	–	0.32	12.0	2.6	
	RG-3	CRg	11–22	38.0	1.2	65.3	7.9	7.5	2.76	–	0.19	14.5	1.3	
	RG-4	O + C	0–21	15.4	1.0	66.7	8.0	7.4	0.83	–	0.1	8.3	0.6	–
	RG-5	Wca	0–9	11.3	0.9	46.5	8.2	7.7	2.59	28.90	0.1	25.9	1.1	4.1
	RG-6	Cca,sk	9–16	9.3	1.2	40.9	8.2	7.7	2.13	30.57	0.1	21.3	1.1	
	RG-7	O + Cca	0–14	14.8	1.2	42.4	8.0	7.5	6.32	18.83	0.1	158.0	6.1	–
Бухта Благополучия, 75.62° N; 63.80° E														
Пелозем гумусовый остаточно-карбонат- ный среднескелетный	BB-8	W + Cca	0–31	11.4 (19.5)	1.2	27.3	8.0	7.7	0.94	8.16	0.11	8.5	2.5	2.4
	BB-9	AOca	0–10	49.9	0.8	4.3	7.8	7.56	1.38	5.91	0.11	12.5	1.1	8.2
	BB-10	CR	10–19	11.4	1.2	–	7.5	6.9	3.84	–	0.29	13.2	4.1	

* Прочерк в этой графе означает, что из-за малости профиля расчет запасов углерода на 30 см некорректируется.

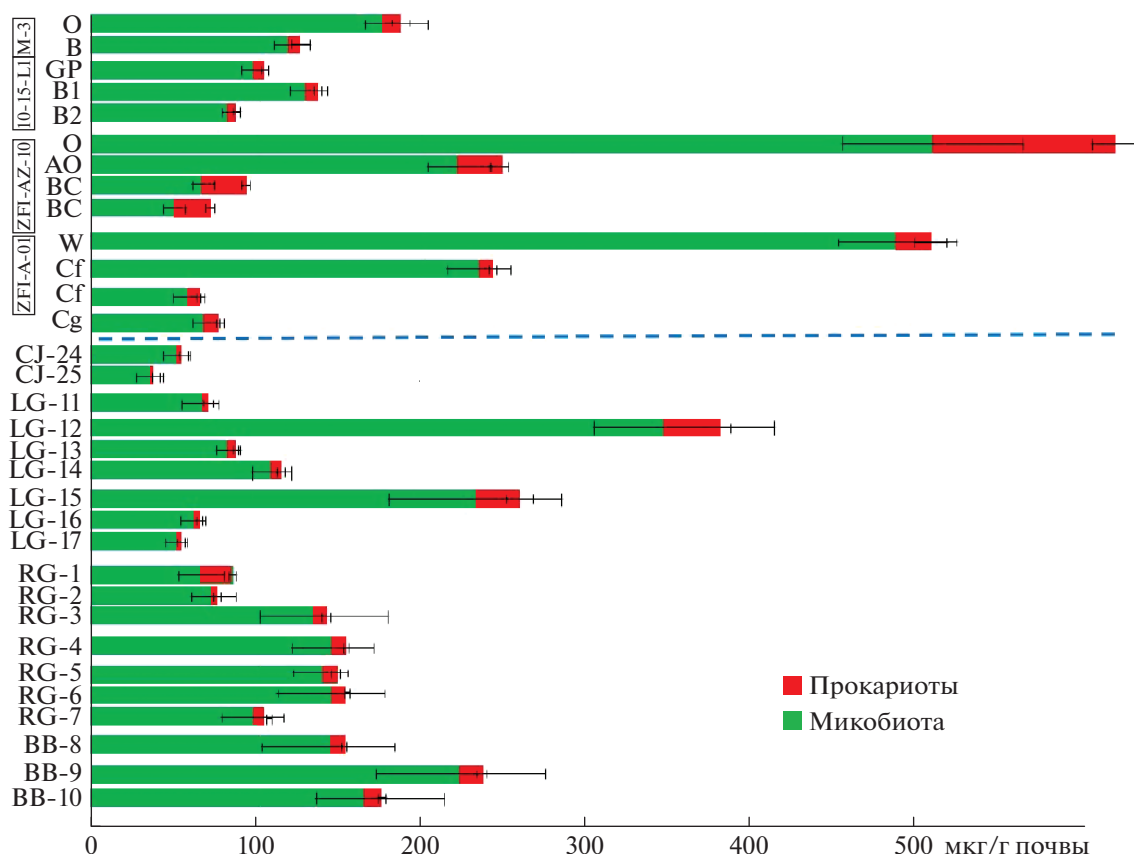


Рис. 3. Распределение микробной биомассы по профилям почв в точках исследования на о. Северный архипелага Новая Земля. М3 – Восточная Антарктида, оазис Холмы Ларсеманн, почва с поверхностными органогенными горизонтами (данные по [22]); 10-15L1 – Восточная Антарктида, оазис Холмы Ларсеманн, почва с гиполитными органогенными горизонтами (по [22]); ZFI-AX-10 – Земля Франца-Иосифа, о. Земля Александры, литозем грубогумусовый мерзлотный (по [21]); ZFI-A-01 – Земля Франца-Иосифа, о. Алджер, псаммозем глееватый мерзлотный (по [21]).

динных горизонтов значения $C_{орг}/N_{общ}$ сопоставимы с таковыми в органогенных горизонтах.

Рассчитаны суммарные запасы $C_{орг}$ стандартизированные на глубину 30 см. Средние значения запасов для всех изученных почв составляют 4.3 кг $C_{орг}/м^2$. На фактическую величину запасов значительное влияние оказывает большое содержание крупных фракций (более 2 мм), которое достигает 67% (в среднем 38%).

В исследованных почвах велико содержание карбоната кальция, доля которого составляет от 2.67 до 40.15%. Наименьшие значения (единицы процентов) характерны для всех профилей мыса Желания и Бухты Благополучия. Максимум $CaCO_3$ (десятки процентов) выявлен в почвах Ледяной Гавани и Русской Гавани. Однако в случае почвообразования на бескарбонатных субстратах вскипание от HCl и карбонаты в профиле отсутствуют.

Уровень влажности исследованных почв севера НЗ существенно различается от 6 до 80%, причем для большинства профилей ее уровень резко уменьшается с глубиной.

Общая биомасса микроорганизмов в почвах севера НЗ варьирует от 22.50 мкг/г почвы в поверхностном горизонте W + C петрозема криотурбированного остаточно-карбонатного сильноносkeletalного мыса Желания (профиль CJ-24-25) до 390.18 мкг/г почвы в горизонте Wca пелозема гумусового криотурбированного остаточно-карбонатного сильноносkeletalного района Ледяной Гавани (профиль LG-12-14) (рис. 3). Почти для всех почв НЗ характерно резкое уменьшение микробной биомассы вниз по профилю. Большая часть микробной биомассы (до 50%) сконцентрирована в поверхностном горизонте каждой из почв. В то же время выявлено некоторое увеличение значений биомассы микроорганизмов (локальный максимум) в третьем сверху горизонте по сравнению со вторым для профилей LG-12-14, LG-15-17 и RG-1-3. В профиле RG-5-6 биомасса верхнего и нижнего горизонтов достоверно не отличается. Профиль RG-1-3 уникален, поскольку наибольшие значения биомассы микроорганизмов выявлены в самом глубоком горизонте. Запасы микробной биомассы для исследованных почв

НЗ существенно отличаются. Они минимальны (28.63 мкг/г почвы) для профиля петрозема криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного мыса Желания CJ-24-25, а максимальны, больше на порядок (201.57 мкг/г почвы), для пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного района Ледяной Гавани LG-12-14. Доля микобиоты в микробной биомассе высока и составляет от 80 до 98%. Наименьшая доля грибов обнаружена в органогенных, а наибольшая – в минеральных горизонтах.

Биомасса прокариот невелика – от 0.50 до 19.05 мкг/г почвы (табл. 2). Минимальные значения (десятые доли и единицы мкг/г почвы) отмечены для всех минеральных горизонтов, а максимальные (>10 мкг/г почвы) – для органогенных горизонтов. В профилях пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного и пелозема гумусового перегнойного остаточного-карбонатного сильноскелетного Ледяной Гавани (LG-12-14 и LG-15-17 соответственно), а также в криоземе глееватом скелетном Русской Гавани (RG-1-3) биомасса прокариот резко уменьшается вниз по профилю. Также резкое уменьшение прокариот в подповерхностном горизонте по сравнению с поверхностным горизонтом отмечено и в других профилях (CJ-22-23, CJ-24-25, ВВ-9-10, RG-5-6).

Численность прокариот в исследованных почвах колеблется от 1.5×10^7 до 9.66×10^8 кл./г почвы. Наименьшие и наибольшие значения численности выявлены в глубинном Cca и поверхностном O + Wh горизонтах соответственно пелозема гумусового перегнойного остаточного-карбонатного ветрового убежища района Ледяной Гавани (профиль LG-15-17). Верхний органогенный горизонт каждого из исследованных почвенных профилей содержал порядка 10^8 кл./г почвы, а подповерхностные горизонты – порядка 10^7 кл./г почвы.

Длина актиномицетного мицелия в образцах мала и варьирует от 0.58 до 23.52 м/г почвы. Минимум выявлен в минеральном горизонте Cca,sk петрозема остаточного-карбонатного сильноскелетного на мысе Желания (CJ-25), а максимум – в органогенном горизонте O криозема остаточного-карбонатного сильноскелетного также в этом районе архипелага (CJ-22). Доля актиномицетного мицелия в биомассе прокариот колебалась от десятых долей и единиц процента в верхних горизонтах до трех десятков процентов в срединных. Минимальная доля мицелия (0.4%) выявлена в поверхностном органогенном горизонте Wca (LG-12), а максимальная (30.8%) – в минеральном горизонте Cca (LG-14) пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного Ледяной Гавани.

Образцы почв мыса Желания беднее прокариотами, чем остальные исследованные почвы. Сред-

няя биомасса прокариот на образец здесь составляет лишь 2.76 мкг/г почвы, несмотря на наличие над криоземом остаточного-карбонатным сильноскелетным (профиль CJ-22-23) обильного мохового очеса. В данном профиле так же, как в петроземе криотурбированном остаточного-карбонатном сильноскелетном (профиль CJ-24-25) выявлено уменьшение биомассы прокариот от поверхностных горизонтов к глубинным. Длина актиномицетного мицелия для образцов почв из района мыса Желания сильно разнится. Поверхностный горизонт O криозема остаточного-карбонатного сильноскелетного (профиль CJ-22-23) имеет максимальные значения (23.52 м/г почвы) по всем исследуемым образцам архипелага, в то время как нижележащий горизонт CRca содержал только 5.95 м/г почвы актиномицетного мицелия; а петрозема криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного (профиль CJ-24-25) характеризуется минимальными значениями – 1.11 м/г почвы для верхнего горизонта W + C и 0.58 м/г почвы для нижнего Cca,sk. Доля актиномицетного мицелия для криозема остаточного-карбонатного мыса Желания возрастает от поверхностного горизонта (4.7%) к глубинному (9.9%), но убывает вниз по профилю петрозема криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного с 5.3 до 4.0%.

Длина мицелия актиномицетов во всех профилях Ледяной Гавани мала (до 6.3 м/г почвы) и имеет различное распределение по профилям. В пелоземе гумусовом криотурбированном остаточного-карбонатном сильноскелетном (профиль LG-12-14) минимальное развитие мицелия (2.1 м/г почвы) выявлено в верхнем горизонте Wca, а максимальное (6.3 м/г почвы) – в подповерхностном горизонте Cca. Напротив, профиль LG-15-17 характеризуется постепенным уменьшением длины мицелия от поверхностных (3–4 м/г почвы) к глубинным горизонтам (1.1 м/г почвы).

Для района Русской Гавани было заложено больше почвенных разрезов, чем на других исследованных территориях НЗ, и варьирование значений прокариотной биомассы здесь также шире. Минимум прокариотной биомассы (1.17 мкг/г почвы) отмечен в подповерхностном горизонте CR, а максимум (16.97 мкг/г почвы) – для горизонта O профиля RG-1-3 криозема глееватого скелетного. Для этого профиля характерно резкое сокращение обилия прокариот вниз по профилю. Профиль RG-5-6 карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного, имеющего всего два горизонта также демонстрирует резкое уменьшение прокариотной биомассы от органогенного горизонта Wca (8.16 мкг/г почвы) к минеральному Cca,sk (1.54 мкг/г почвы).

Содержание прокариотной биомассы для петрозема и пелозема остаточного-карбонатного силь-

Таблица 2. Структура биомассы прокариот

Почва	Обра- зец	Гори- зонт	Глуби- на, см	Числен- ность клеток прокариот, ×10 ⁸ кл./г	Биомасса однокле- точных прокариот, мкг/г почвы	Длина актиноми- цетного мицелия, м/г	Биомасса актиноми- цетного мицелия, мкг/г	Доля мицелия в общей биомассе, %	Общая биомасса прокариот, мкг/г почвы	Средняя биомасса прокариот в профиле, мкг/г почвы	Соотно- шение однокле- точные прокариоты/ актиноми- цеты (по массе)
Мыс Желания, 76.95° N, 68.52° E											
Криозем остаточно- карбонатный силь- носkeletalный	CJ-22	O	0–3	8.85 ± 1.77	17.70 ± 3.52	23.52 ± 4.87	0.87 ± 0.218	4.68	18.57 ± 3.671	10.40 ± 2.01	20.3
	CJ-23	CRca	3–28	0.66 ± 0.13	1.32 ± 0.26	5.95 ± 1.24	0.22 ± 0.05	9.9	2.23 ± 0.45		9.1
	CJ-24	W + C	0–23	0.36 ± 0.07	0.72 ± 0.14	1.11 ± 0.23	0.04	5.3	0.76 ± 0.15	0.63 ± 0.12	18.0
	CJ-25	Cca,sk	23–33	0.24 ± 0.05	0.48 ± 0.09	0.58 ± 0.12	0.02	4.0	0.50 ± 0.10		24.0
Ледяная Гавань, 76.29° N, 68.15° E											
Карбопетрозем очень сильно skeletalный	LG-11	W + + Cca,sk	0–17	1.16 ± 0.23	2.32 ± 0.46	3.44 ± 0.71	0.13 ± 0.02	5.3	2.45 ± 0.49	2.45 ± 0.47	17.8
	LG-12		0–4	9.07 ± 1.81	18.1 ± 3.60	2.10 ± 0.44	0.08 ± 0.01	0.4	18.18 ± 3.63	6.57 ± 1.26	226.3
	LG-13	Wca	4–19	0.33 ± 0.076	0.65 ± 0.13	6.30 ± 0.23	0.23 ± 0.05	26.1	0.88 ± 0.18		2.82
	LG-14	Cca	19–32	0.23 ± 0.05	0.45 ± 0.09	5.37 ± 0.20	0.20 ± 0.04	30.8	0.65 ± 0.13		23.2
	LG-15	O + W	0–5	9.66 ± 1.93	18.9 ± 3.75	4.09 ± 0.15	0.15 ± 0.03	0.8	19.05 ± 3.81	23.56 ± 5.52	126.0
	LG-16	Cca	4–17	2.02 ± 0.40	4.04 ± 0.80	3.39 ± 0.12	0.13 ± 0.02	3.1	4.17 ± 0.83		31.1
	LG-17	Cca	17–30	0.15 ± 0.03	0.30 ± 0.06	1.05 ± 0.37	0.04	11.8	0.34 ± 0.07		7.5

Таблица 2. Окончание

Почва	Обра- зец	Гори- зонт	Глуби- на, см	Числен- ность клеток прокариот, $\times 10^8$ кл./г	Биомасса однокле- точных прокариот, мкг/г почвы	Длина актиноми- цетного мицелия, м/г	Биомасса актиноми- цетного мицелия, мкг/г	Доля мицелия в общей биомассе, %	Общая биомасса прокариот, мкг/г почвы	Средняя биомасса прокариот в профиле, мкг/г почвы	Соотно- шение однокле- точные прокариоты/ актиноми- цеты (по массе)
Русская Гавань, 76.19° N, 62.72° E											
Криозем глееватый скелетный	RG-1	O	0–4	7.77 ± 1.55	16.58 ± 3.29	10.33 ± 0.37	0.39 ± 0.07	2.3	16.97 ± 3.39	6.51 ± 1.25	42.5
	RG-2	CR	4–11	0.40 ± 0.08	0.84 ± 0.17	8.76 ± 0.31	0.33 ± 0.06	28.2	1.17 ± 0.23		2.54
	RG-3	CRg	11–22	0.61 ± 0.12	1.28 ± 0.25	3.13 ± 0.11	0.12 ± 0.02	8.6	1.40 ± 0.28		10.7
	RG-4	O + C	0–21	1.73 ± 0.35	3.46 ± 0.69	3.42 ± 0.68	0.13 ± 0.02	3.6	3.59 ± 0.72	3.59 ± 0.69	26.6
	RG-5	Wca	0–9	3.79 ± 0.76	8.09 ± 1.61	1.74 ± 0.06	0.07 ± 0.01	0.8	8.16 ± 1.64	4.85 ± 0.93	120.7
	RG-6	Cca,sk	9–16	0.55 ± 0.11	1.10 ± 0.22	11.77 ± 0.42	0.44 ± 0.09	28.6	1.54 ± 0.31		2.5
	RG-7	O + Cca	0–14	1.58 ± 0.31	3.18 ± 0.63	7.19 ± 0.25	0.27 ± 0.05	33.8	3.45 ± 0.69	3.45 ± 0.66	11.8
Бухта Благополучия, 75.62° N; 63.80° E											
Пелозем гумусовый остаточно-карбонат- ный среднескелетный	BB-8	W + Cca	0–31	2.83 ± 0.57	5.65 ± 1.12	11.26 ± 2.33	0.42 ± 0.08	6.9	6.07 ± 1.21	6.07 ± 1.17	13.5
	BB-9	AOca	0–10	1.56 ± 0.31	17.80 ± 3.54	3.21 ± 0.67	0.12 ± 0.02	0.7	17.92 ± 3.58	12.38 ± 2.38	148.3
	BB-10	CR	10–19	0.30 ± 0.06	6.30 ± 1.25	14.53 ± 3.01	0.54 ± 0.11	7.9	6.84 ± 1.37		11.7

носkeletalного Русской Гавани — 3.59 и 3.45 мкг/г почвы — соответственно RG-4 и RG-7. Длина актиномицетного мицелия в почвах района Русской Гавани колеблется от 1.77 в горизонте Wca профиля RG-5 карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного до 10.33 м/г почвы в органогенном горизонте O криозема глееватого RG-1-3. Длина мицелия прокариот резко сокращается с глубиной для всех профилей, кроме RG-5-6 карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного с обратной тенденцией. Доля мицелия актиномицетов низка (3.6%) в петроземе RG-4, но значительно выше в пелоземе остаточного-карбонатного сильноскелетного RG-7 (33.8%); в криоземе глееватом скелетном (профиль RG-1-3) максимум (28.2%) в подповерхностном горизонте CR; для карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного RG-5-6 резко увеличивается от поверхностного Wca (0.8%) к срединному глубинному горизонту Cca,sk¹ (28.6%).

Пелозем гумусовый остаточного-карбонатный среднескелетный и криозем грубогумусовый остаточного-карбонатный района Бухты Благополучия достаточно богаты прокариотами, биомасса которых составляет в среднем 9.23 мкг/г почвы. Биомасса прокариот в криоземе грубогумусовом остаточного-карбонатном ВВ-9-10 уменьшается от поверхностного горизонта АОса (17.92 мкг/г почвы) к нижнему CR (6.84 мкг/г почвы). В единственном горизонте W + Cca пелозема гумусового остаточного-карбонатного среднескелетного (профиль ВВ-8) биомасса составляет 6.07 мкг/г почвы, а длина актиномицетного мицелия больше (11.26 м/г почвы), чем для образцов района Ледяной Гавани. В криоземе грубогумусовом остаточного-карбонатном Бухты Благополучия длина мицелия актиномицетов возрастает с глубиной от 3.21 м/г почвы для горизонта АОса до 14.53 м/г почвы для криогенного горизонта CR. Доля актиномицетного мицелия резко увеличивается с глубиной для профиля криозема грубогумусового остаточного-карбонатного от 0.7% в АОса до 7.9% в CR; а в горизонте W + Cca пелозема гумусового остаточного-карбонатного среднескелетного тоже весьма велика — 6.9%.

Биомасса грибов минимальна (0.022 мг/г почвы) в минеральном горизонте Cca,sk петрозема криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного района мыса Желания (профиль CJ-24-25), а максимальна (0.372 мг/г почвы) — в органогенном органико-минеральном горизонте Wca пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного (профиль LG-12-14) в районе Ледяной Гавани. Грибная биомасса в профилях всех исследованных

почв резко уменьшается от поверхностных к срединным горизонтам. Однако для криозема глееватого скелетного (разрез RG-1-3) и карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного (профиль RG-5-6) Русской Гавани биомасса грибов, наоборот, повышается с увеличением глубины.

Наименьшее содержание мицелия (1.30 м/г почвы) обнаружено в нижнем горизонте Cca,sk петрозема криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного района мыса Желания (профиль CJ-24-25), а наибольшее (166.61 м/г почвы) — выявлено в поверхностном горизонте Wca пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного Ледяной Гавани (профиль LG-12-14) (табл. 3). Более половины биомассы (54.22–68.08%) приходится на мицелий только в пяти образцах преимущественно из верхних органогенных горизонтов, тогда как в остальных случаях преобладают споры, а доля гиф составляет от 3.76 до 45.18%. Около 65% мицелия представлено тонкими формами до 3 мкм в диаметре. Не обнаружены базидиомицетные прядки на мицелии грибов, а также ризоморфы и склероции.

Грибные споры, выявленные в исследованных образцах, представлены мелкими формами до 3 мкм. Для каждого горизонта численность пропагул микобиоты составляет от 10⁴ до 10⁵ шт./г почвы, причем до 75% спор диаметром 2 мкм и одночлочно. Крупные споры более 5 мкм не обнаружены. Около 62% пропагул округлой формы с гладкой поверхностью; 11% округлы и шероховаты; 23% — овальные с гладкой поверхностью; 4% — имеют овальную форму с неровностями.

Как и для прокариот, в профилях пелозема гумусового криотурбированного остаточного-карбонатного сильноскелетного и пелозема гумусового перегнойного остаточного-карбонатного сильноскелетного (LG-12-14 и LG-15-17 соответственно) Ледяной Гавани биомасса грибов резко уменьшается вниз по профилю от сотен до десятков мг/г почвы, а длина мицелия сокращается с величин более сотни до нескольких десятков м/г почвы. Однако в разрезе LG-12-14 обилие грибов вновь увеличивается в наиболее глубоком горизонте Cca до 0.124 мг/г почвы. Единственный горизонт W + Cca,sk карбопетрозема очень сильно скелетного Ледяной Гавани (профиль LG-11) характеризуется чрезвычайно малым развитием микобиоты — биомасса 0.038 мг/г почвы, а длина мицелия — 2.79 м/г почвы. Подповерхностный горизонт Cca пелозема гумусового перегнойного остаточного-карбонатного сильноскелетного (LG-15-17) — единственный среди всех исследованных образцов НЗ, где не обнаружен мицелий.

Биологическая активность. Базальное почвенное дыхание из исследованных образцов варьиру-

¹ Индекс sk вставлен по предложению Н.Б. Хитрова, М.И. Герасимовой для обозначения очень сильно скелетного горизонта.

Таблица 3. Структура биомассы грибов

Почва	Обра- зец	Гори- зонт	Глуби- на, см	Грибной мицелий (d = 3 мкм)		Доля мицелия в общей биомассе, %	Споры				Общая биомасса спор, мг/г почвы	Суммарная биомасса грибов, мг/г почвы	Средняя биомасса грибов в профиле, мг/г почвы
				d = 2 мкм			d = 3 мкм		численн ость, шт./г × 10 ⁴	масса, мг/г			
				числен- ность, шт./г × 10 ⁵	масса, мг/г		числен- ность, шт./г × 10 ⁵	масса, мг/г					
Мыс Желания, 76.95° N, 68.52° E													
Криозем оста- точно-карбонат- ный сильноске- летный	CJ-22	O	0–3	биомасса мицелия грибов, мг/г	длина мицелия грибов, м	63.82	0.75 ± ± 0.12	0.025 ± ± 0.004	2.62 ± ± 0.42	0.030 ± ± 0.006	0.055 ± ± 0.011	0.151 ± ± 0.032	0.104 ± ± 0.022
	CJ-23	CRca	3–28	0.011 ± ± 0.002	8.56 ± ± 1.17	18.63	0.63 ± ± 0.10	0.021 ± ± 0.003	2.27	0.026 ± ± 0.005	0.047 ± ± 0.010	0.058 ± ± 0.012	
	CJ-24	W + C	0–23	0.005	4.28 ± ± 0.59	15.88	0.30 ± ± 0.05	0.010 ± ± 0.002	1.66	0.019 ± ± 0.003	0.029 ± ± 0.006	0.034 ± ± 0.007	0.028 ± ± 0.006
	CJ-25	Cca,sk	23–33	0.002	1.30 ± ± 0.18	7.48	0.09 ± ± 0.14	0.003	1.48	0.017 ± ± 0.003	0.020 ± ± 0.004	0.022 ± ± 0.004	
Ледяная Гавань, 76.29° N, 68.15° E													
Карбопетрозем очень сильно ске- летный Пелозем гумусо- вый криогурби- рованный остаточно-карбо- натный сильноос- келетный Пелозем гумусо- вый перегной- ный остаточно- карбонатный сильноскелетный	LG-11	W + + Cca,sk	0–17	0.004	2.79 ± ± 0.38	9.21	0.48 ± ± 0.08	0.016	1.55	0.018 ± ± 0.003	0.034 ± ± 0.007	0.038 ± ± 0.008	0.038 ± ± 0.008
	LG-12	Wca	0–4	0.211 ± ± 0.042	166.61 ± ± 22.97	56.61	1.65 ± ± 0.26	0.055 ± ± 0.011	9.12	0.106 ± ± 0.022	0.161 ± ± 0.032	0.372 ± ± 0.077	0.195 ± ± 0.040
	LG-13	Cca	4–19	0.028 ± ± 0.005	21.78 ± ± 3.00	30.90	0.66 ± ± 0.11	0.022 ± ± 0.004	3.35	0.039 ± ± 0.008	0.061 ± ± 0.012	0.089 ± ± 0.0021	
	LG-14	Cca	19–32	0.055 ± ± 0.011	43.56 ± ± 6.00	44.35	0.84 ± ± 0.13	0.028 ± ± 0.006	3.53	0.041 ± ± 0.009	0.069 ± ± 0.013	0.124 ± ± 0.029	
	LG-15	O + W	0–5	0.147 ± ± 0.029	116.35 ± ± 16.04	64.47	1.38 ± ± 0.22	0.046 ± ± 0.010	3.05	0.035 ± ± 0.007	0.081 ± ± 0.015	0.228 ± ± 0.054	0.111 ± ± 0.023
	LG-16	Cca	4–17	–	нет	0.00	1.17 ± ± 0.19	0.039 ± ± 0.008	1.66	0.019 ± ± 0.003	0.058 ± ± 0.011	0.058 ± ± 0.011	
	LG-17	Cca	17–30	0.015 ± ± 0.003	11.54 ± ± 1.59	29.59	0.81 ± ± 0.13	0.027 ± ± 0.006	0.61	0.007	0.034 ± ± 0.007	0.049 ± ± 0.010	

Таблица 3. Окончание

Почва	Обра- зец	Гори- зонт	Глуби- на, см	Грибной мицелий (d = 3 мкм)		Доля мицелия в общей биомассе, %	Споры				Общая биомасса спор, мг/г почвы	Суммарная биомасса грибов, мг/г почвы	Средняя биомасса грибов в профиле, мг/г почвы
				биомасса мицелия грибов, мг/г	длина мицелия грибов, м		d = 2 мкм числен- ность, шт./г × 10 ⁵	масса, мг/г	d = 3 мкм числен- ность, шт./г × 10 ⁴	масса, мг/г			
Русская Гавань, 76.19° N, 62.72° E													
Криозем глеева- тый скелетный	RG-1	O	0-4	0.028 ± 0.005	22.66 ± ± 3.12	58.22	0.15 ± ± 0.02	0.005	3.05	0.035 ± ± 0.007	0.040 ± ± 0.009	0.068 ± ± 0.016	0.089 ± ± 0.0021
	RG-2	CR	4-11	0.036 ± ± 0.007	28.60 ± ± 3.94	54.29	0.18 ± ± 0.03	0.006	3.22	0.037	0.043 ± ± 0.009	0.079 ± ± 0.019	
	RG-3	CRg	11-22	0.030 ± ± 0.006	23.77 ± ± 3.28	25.50	1.68 ± ± 0.27	0.056 ± ± 0.011	3.05	0.035 ± ± 0.007	0.091 ± ± 0.0109	0.121 ± ± 0.029	
	RG-4	O + C	0-21	0.008 ± ± 0.001	6.50 ± ± 0.90	32.73	0.18 ± ± 0.03	0.006	2.96	0.034 ± 0.007	0.040 ± ± 0.009	0.122 ± ± 0.029	0.122 ± ± 0.029
	RG-5	Wca	0-9	0.004	3.42 ± ± 0.47	3.76	0.33 ± ± 0.05	0.011 ± ± 0.002	5.24	0.060 ± ± 0.012	0.071 ± ± 0.014	0.114 ± ± 0.027	0.121 ± ± 0.029
	RG-6	Cca,sk	9-16	0.008 ± ± 0.001	6.02 ± ± 0.83	5.98	0.30 ± ± 0.05	0.010 ± ± 0.002	3.53	0.041 ± ± 0.009	0.051 ± ± 0.010	0.127 ± ± 0.030	
	RG-7	O + Cca	0-14	0.005	4.23 ± ± 0.58	5.39	0.30 ± ± 0.05	0.010 ± ± 0.002	3.05	0.035 ± ± 0.007	0.045 ± ± 0.009	0.098 ± ± 0.023	0.098 ± ± 0.023
Бухта Благополучия, 75.62° N; 63.80° E													
Пелозем гумусо- вый остаточно- карбонатный среднескелетный	BB-8	W + Cca	0-31	0.032 ± ± 0.006	24.95 ± ± 3.44	22.34	1.65 ± ± 0.26	0.055 ± ± 0.011	4.72	0.054 ± ± 0.011	0.109 ± ± 0.023	0.141 ± ± 0.029	0.141 ± ± 0.029
	BB-9	AOca	0-10	0.131 ± ± 0.026	104.06 ± ± 14.34	68.08	0.69 ± ± 0.11	0.023 ± ± 0.004	3.41	0.039 ± ± 0.008	0.062 ± ± 0.013	0.193 ± ± 0.040	0.179 ± ± 0.037
	BB-10	CR	10-19	0.075 ± ± 0.015	59.01 ± ± 8.13	45.18	1.08 ± ± 0.17	0.036 ± ± 0.007	4.72	0.054 ± ± 0.011	0.090	0.165 ± ± 0.034	0.165 ± ± 0.034

Таблица 4. Биологическая активность почв

Почва	Образец	Индекс горизонта	Денитрификация мкг N–N ₂ O/(г сут)	Базальное дыхание (мкг C–CO ₂)	СИД (мкг C–CO ₂)	Метаногенез, нг CH ₄ /(г сут)
Мыс Желания, 76.95° N, 68.52° E						
Криозем остаточно-карбонатный сильноскелетный	CJ-22	O	8.55	158.00	957.19	5.62
	CJ-23	CRca	7.28	7.50	22.08	2.21
Петрозем криотурбированный остаточно-карбонатный сильноскелетный	CJ-24	W + C	2.93	1.49	6.47	2.78
	CJ-25	Cca,sk	3.86	1.45	4.48	1.62
Ледяная Гавань, 76.29° N, 68.15° E						
Карбопетрозем очень сильно скелетный	LG-11	W+Cca,sk	4.96	2.17	3.36	2.17
Пелозем гумусовый криотурбированный остаточно-карбонатный сильноскелетный	LG-12	Wca	14.27	211.91	661.90	4.20
	LG-13	Cca	8.92	0.26	14.89	0.48
	LG-14	Cca	4.17	0.41	6.20	0.72
Пелозем гумусовый перегнойный остаточно-карбонатный сильноскелетный	LG-15	O + W	16.64	149.18	757.40	6.18
	LG-16	Cca	5.29	0.27	9.24	1.28
	LG-17	Cca	6.61	3.13	16.75	1.60
Русская Гавань, 76.19° N, 62.72° E						
Криозем глееватый скелетный	RG-1	O	46.03	243.73	1476.07	5.62
	RG-2	CR	9.73	18.01	97.18	0.65
	RG-3	CRg	6.11	12.86	56.43	1.28
Петрозем	RG-4	O + C	0.67	3.58	10.03	0.59
Карбопетрозем гумусовый мерзлотный сильноскелетный	RG-5	Wca	0.52	4.50	20.42	0.86
	RG-6	Cca,sk	0.50	3.51	17.32	1.71
Пелозем остаточно-карбонатный сильноскелетный	RG-7	O + Cca	1.78	6.42	35.22	1.07
Бухта Благополучия, 75.62° N; 63.80° E						
Пелозем гумусовый остаточно-карбонатный среднескелетный	BB-8	W + Cca	1.13	2.06	9.86	1.82
Криозем грубогумусовый остаточно-карбонатный	BB-9	AOca	14.72	27.83	73.89	2.81
	BB-10	CR	18.81	24.34	103.29	0.80

ет в широком диапазоне от 0.27 до 243.73 мкг C–CO₂/(г сут). Минимальные значения (десятые доли и единицы мкг C–CO₂/(г сут)) выявлены во всех минеральных горизонтах исследованных профилей, кроме криозема глееватого скелетного Русской Гавани (профиль RG-1-3), где базальное дыхание достигает десятков мкг C–CO₂/(г сут). Максимальное базальное дыхание (149.18–243.73 мкг C–CO₂/(г сут)) отмечено в органогенных горизонтах, представленных моховыми очесами или альго-бактериальными матами. Интенсивность базального дыхания резко снижается от поверхностных к срединным горизонтам, однако в минеральных горизонтах убывает гораздо менее резко.

СИД изменялось от 3.36 до 1476.07 мкг C–CO₂/(г сут), то есть на порядок больше базального

дыхания. Наименьшие значения (единицы мкг C–CO₂/(г сут)) характерны для минеральных горизонтов, а наибольшие (сотни и тысячи единиц мкг C–CO₂/(г сут)) – для мохово-лишайниковых подстилочно-торфяных горизонтов и горизонтов, обогащенных альго-бактериальными ассоциациями. Интенсивность СИД резко снижается от поверхностных горизонтов к глубинным, однако в минеральных убывает более плавно. Исключение составляет криозем грубогумусовый остаточно-карбонатный Бухты Благополучия (BB-9-10), в котором наблюдается увеличение значений СИД с увеличением глубины. Для органогенных горизонтов разница с актуальной эмиссией в среднем составляет 1.5 раза, а для минеральных горизонтов – до порядка.

Потенциальная активность метаногенеза (эмиссия CH_4) в изученных почвах НЗ варьировала от 0.48 до 6.18 нг CH_4 /(г сут). Минимальный метаногенез характерен для срединных минеральных горизонтов, а максимальный — для поверхностных органогенных. В то же время имела место локальная активность процесса (до 1.28 нг CH_4 /(г сут)) в оглеенных и окарбонченных горизонтах.

Интенсивность денитрификации изменялась от 0.50 до 18.81 мкг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}$ /(г сут). Однако в поверхностном горизонте О криозема глееватого склетного Русской Гавани (профиль RG-1-3) интенсивность процесса доходила до 46.03 мкг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}$ /(г сут). Наименьшие значения (десятые доли и единицы мкг $\text{N}-\text{N}_2\text{O}$ /(г сут)) приурочены к профилям петрозема (RG-4), карбопетрозема гумусового мерзлотного сильноскелетного (RG-5-6) и пелозему остаточно-карбонатному сильноскелетному (RG-7) Русской Гавани вне зависимости от глубины. Максимальные показатели интенсивности процесса выявлены в поверхностных органогенных горизонтах и криогенном горизонте CR криозема грубогумусового остаточно-карбонатного Бухты Благополучия (профиль ВВ-9-10). В целом денитрификация уменьшалась вниз по профилю всех исследованных почв, кроме профиля ВВ-9-10, где обнаружена обратная закономерность.

ОБСУЖДЕНИЕ

Растительный покров. Состав растительных ассоциаций изученных территорий сходен с данными геоботаников, работавших на северной части о. Северный НЗ [1, 16, 20, 27, 32]. По нашим данным доминантными семействами на севере архипелага являются *Рoaceae* и *Brassicaceae*, как указано в других работах [1, 16, 20]. Однако нами впервые отмечен нехарактерный для о. Северный остролодочник грязноватый *Oxytropis sordida*, появление которого может быть связано с локальными теплыми микроклиматическими условиями [71].

Почвенные свойства. Присутствие бескарбонатных почв в почвенном покрове, а также обусловленность наличия карбонатов в профиле исходной карбонатностью субстратов позволили заключить, что большинство почвенных разностей и структур почвенного покрова более характерно для высокоарктических (тундро)пустошей [3, 21], чем для арктических пустынь, к которым принято относить ландшафты севера НЗ [1, 2, 20].

Среди изученных почв НЗ преобладали пелоземы, что несколько противоречит данным о доминировании на севере архипелага литоземов и петроземов [4, 19]. Это расхождение, вероятно, является следствием недостаточной изученности

почвенного покрова о. Северный. Глубина заложённых профилей не превышала 33 см, а число горизонтов варьировало от 1 до 3. Это характеризует данные почвы как маломощные [33, 54] и подтверждает другие почвенные работы по северу НЗ [5, 15, 19].

Содержание органического углерода и азота исследованных почв НЗ несколько меньше, чем для более северных территории архипелага Земля Франца-Иосифа (ЗФИ), но в целом сходно по порядку значений [21]. Увеличение количества углерода и азота в нижней части некоторых изученных профилей может быть вызвано морозобойным растрескиванием грунта, высокой порозностью щелнистых субстратов и перемещением органического вещества в глубокие горизонты [58]. В срединных и надмерзлотных горизонтах содержание $C_{\text{орг}}$ может достигать нескольких процентов, а в ряде срединных и надмерзлотных горизонтов значения $C_{\text{орг}}/N_{\text{общ}}$ сопоставимы с таковыми в органогенных горизонтах, что является дополнительным свидетельством поступления органического вещества с поверхности вглубь почвенной толщи.

Значения содержания и запасов органического углерода, а также содержания общего азота и соотношения $C_{\text{орг}}/N_{\text{общ}}$ характеризуют пул этих элементов в почвах севера НЗ как относительно благоприятный для функционирования почвенных прокариот и грибов [80]. Для почв НЗ этот ресурсный фактор, видимо, не является в значительной мере лимитирующим так же, как для почв отдельных островов ЗФИ [21]. Ограничения могут быть в большей степени связаны с содержанием доступных форм азота, низкими температурами и неравномерным увлажнением субстрата из-за высокой скелетности. Кроме того, существенное влияние на биологическую активность почв может оказывать высокое содержание карбонатов [13].

Уровень влажности почв севера НЗ существенно разнится от единиц до десятков процентов и для большинства профилей резко уменьшается с глубиной. Это зачастую обусловливается обильным разрастанием мохообразных, имеющих высокую влагоемкость [84].

Большие значения содержания CaCO_3 объясняются развитием почв на карбонатсодержащих породах, которые во многом обуславливают кислотно-основные свойства почв ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 7.1–8.2; pH_{KCl} 6.8–7.9). Кислотность почвенных образцов изменялась в относительно узких пределах в слабощелочном диапазоне. Поэтому можем заключить, что исследованные почвы севера НЗ обладают низкой кислотностью и являются слабо- и среднещелочными. Такие результаты по архипелагу согласуются с литературными данными [3, 19]. Минимальные значения рН отмечены для поверхностных органогенных горизонтов в то время, как большей щелочностью характеризуются

окарбонатные (вскипающие от 10% HCl) срединные горизонты. Однако в случае почвообразования на бескарбонатных породах кислотность сдвигается в нейтральную область, хотя pH может иметь слабощелочные значения, что может быть связано с импัลверизацией солей.

Общая биомасса микроорганизмов в почвах севера НЗ в 2–2.5 раза меньше, чем в органогенных субстратах о. Нортбрук [23] и в 2–4 раза меньше по сравнению с почвами островов Алджер, Ферсмана, Хейса, Гукера и Земля Александры [21] архипелага ЗФИ, который на 3°–5° севернее изученных территорий НЗ [20]. Такое существенное различие можно объяснено тем, что уровень микробной биомассы в почве определяется содержанием и распределением в нем органического вещества [36, 45, 74, 76], что обусловлено абиогенными факторами (см. ниже). Полученные данные по биомассе микроорганизмов почв НЗ почти в 1.5 раза больше по сравнению с почво-грунтами Восточной Антарктиды [17]. Такая информация подтверждает гипотезу о том, что развитие как про-, так и эукариот в условиях Высокой Арктики менее лимитировано абиотическими факторами, чем в Антарктике [59].

Основные запасы микробной биомассы (до 80%) для большинства изученных образцов сосредоточены в поверхностном горизонте так же, как для почв ЗФИ [21, 23] и северной части Таймыра [75]. Предположительно, этот факт может быть объяснен относительно высоким обилием корней, которые могут существенно повышать вокруг себя численность микроорганизмов особенно в почвах бедных питательными веществами [61]. По-другому складывается ситуация в антарктических оазисах без сосудистых растений, то есть без корневых систем. Наибольшее развитие микроорганизмов почв Антарктиды происходит в экранированных от негативных воздействий подповерхностных горизонтах почв и почвоподобных тел [17, 22, 83].

Высокая доля грибов (80–98%) в общей биомассе микроорганизмов для почв севера НЗ характерна и для других почв высокой Арктики и Антарктики [17, 21, 81]. Однако это не означает, что практически всю биологическую активность местных почв обеспечивают грибы.

Таким образом, структура биомассы микроорганизмов в почвенных профилях севера НЗ имеет, как черты сходства с таковой для других высокоширотных областей, так и обладает специфическими особенностями.

Парадоксальность севера НЗ в плане биомассы микроорганизмов заключается в том, что она меньше, чем в почвах расположенной на 3°–5° севернее ЗФИ и ненамного больше, чем в почвах Антарктиды. Мы это связываем с сильным влиянием самого крупного покровного ледника России на

о. Северный НЗ, который оказывает влияние на климат (прежде всего, на ветровой и температурный режим), а также предопределил высокую щебнистость почвообразующих пород. Что полностью соответствует выявленным ранее закономерностям для других областей Высокой Арктики [3, 4]. Конечно, ЗФИ также находится под влиянием современного оледенения. Но в связи с мелкоостровным характером этого архипелага, ледники не образуют крупного единого массива, который бы оказывал такое мощное влияние на прилегающие перигляциальные территории. С позиций концепции экстремального почвоведения [6] почвы ЗФИ можно отнести к клима-экстремальным, а в почвах перигляциальной зоны покровного ледника на севере НЗ проявляется двойная литоклиматическая мультиэкстремальность.

Биомасса прокариот. Численность и биомасса прокариот в различных биотопах НЗ низка, как и в других арктических территориях [10, 23, 21, 74, 75]. Показатели коррелируют с обилием органического углерода в почве, что отмечалось в работах [38, 71]. Полученные значения численности прокариот на порядок меньше по сравнению со значениями для более северной территории ЗФИ [23, 21] и Восточной Антарктиды [17, 22], и на два порядка ниже по сравнению с почвами умеренного климата [25, 39].

Резкое уменьшение биомассы прокариот вниз по профилю изученных почв НЗ характерно и для антарктических почв [17, 24]. Биомасса прокариот в криоземе грубогумусовом остаточно-карбонатном (профиль ВВ-9-10) Бухты Благополучия уменьшается от поверхностного горизонта АОса (1.780 мкг/г почвы) к нижнему СР (0.630 мкг/г почвы), что можно объяснить сокращением уровня кислорода, необходимого для метаболизма аэробных бактерий и архей [72].

Длина мицелия актиномицетов в исследованных почвах севера НЗ на порядок меньше, чем для ЗФИ [21], но доля представителя данного порядка грамположительных бактерий относительно велика для полярных экосистем [10, 65]. Вероятно, длина мицелия актиномицетов коррелирует с генетическими особенностями почвенных профилей и распределением в них органического вещества [46]. Доля актиномицетного мицелия резко возрастает с глубиной от 6.3 в АОса до 46.1% в СР для профиля криозема грубогумусового остаточно-карбонатного профиля ВВ-9-10 района Бухты Благополучия; а в единственном горизонте W + Сса пелозема гумусового остаточно-карбонатного среднескелетного (профиль ВВ-8) весьма велика 34.1%. Развитие актиномицетов в срединных горизонтах может быть связано с их адаптацией к олиготрофным условиям [8, 36], а также со стремлением избежать жестких климатических

факторов, проявляющихся более явно в верхних горизонтах [46, 83].

Подробно рассмотрена структура прокариотной биомассы для каждого из изученных районов севера НЗ из-за специфичности почвенно-экологических и климатических условий в каждом из них [3, 4]. Почвы мыса Желания беднее прокариотами, чем остальные исследованные территории. Средняя биомасса прокариот на образец здесь составляет лишь 0.313 мкг/г почвы, несмотря на наличие над криоземом остаточно-карбонатным сильноскелетным (профиль CJ-22-23) обильного мохового оцеса, обычно содержащего много бактерий [8, 17]. Криозем глееватый скелетный Русской Гавани (профиль RG-1-3) имеет два максимума прокариотной биомассы – в подстильно-торфяном горизонте O (1.628 мкг/г почвы) и наиболее глубоком горизонте CRg (1.286 мкг/г почвы). Вероятно, из-за активной миграции микроорганизмов по профилю вместе с растворами в вегетационный сезон и последующей задержкой на мерзлотном водоупоре [30].

Биомасса грибов. Из-за разнообразия эколого-географических условий исследованных территорий [20] запасы и структура биомассы грибов в почвах севера НЗ варьируют в широких пределах. Минимальные значения сходны, а максимальные примерно в 8 раз меньше по сравнению с таковыми для почв ЗФИ [21, 23], видимо, из-за локально более сурового климата и преобладания сильноскелетных горных пород, обедненных биогенными элементами [15], обусловленных влиянием крупнейшего ледника России. Биомасса микобиоты в изученных почвенных профилях Ледяной Гавани, мыса Желания и Бухты Благополучия резко уменьшается от поверхностных горизонтов к глубинным, что типично для многих зональных почв, как высоких [74], так и средних широт [34]. Такое распределение может быть обусловлено активным развитием эккрисотрофной микобиоты в зоне ризоидов мхов и около лишайников [51]. Однако для профилей района Русской Гавани (RG-1-3 и RG-5-6) биомасса грибов, наоборот, возрастает с увеличением глубины, что характерно для почв оазисов Восточной Антарктиды, где большая часть микобиоты развивается в подповерхностных горизонтах [17, 22]. Полагаем, это связано с миграцией органического вещества из верхних горизонтов в нижние из-за большей щебнистости грунтов [30] или криотурбаций [58] по сравнению с другими рассмотренными районами.

Мицелий – важный компонент грибной биомассы, на долю которого приходится до 100% содержания грибов в почвах [53, 56]. Тем не менее, один из изученных подповерхностных горизонтов профиля пелозема перегнойно-гумусового остаточно-карбонатного сильноскелетного (LG-15-17)

не содержал гиф микобиоты. Это свидетельствует об угнетенном состоянии данной группы микроорганизмов в олиготрофных условиях минеральных горизонтов высокоарктических почв, что подтверждается наблюдениями для высокоарктических пустошей ЗФИ [21].

Около 65% мицелия грибов представлено тонким мицелием до 3 мкм в диаметре, что, вероятно, является следствием воздействия сурового климата [22]. Не обнаружены пряжки на мицелии грибов, что косвенно может свидетельствовать о низком содержании в этих арктических почвах отдела *Basidiomycota* и подтверждается другими исследователями [53]. Не выявлены ризоморфы и склероции, которые могли разрушиться на отдельные гифы при механической обработке почвенных образцов на вортексе.

Грибные споры, обнаруженные в исследованных образцах, мелкие (диаметром 2–3 мкм), что характерно для биотопов с экстремальными условиями [17, 82]. Преобладание пропагул столь малых размеров обычно связано с экстремальными условиями полярного климата и выявлено для других высокоширотных территорий [17]. Форма грибных спор является маркером, по которому можно определить принадлежность микобиоты к тому или иному таксону [14, 53, 55], однако не выявлены пропагулы специфической морфологии.

Биологическая активность. Поскольку распределение биомассы прокариот по изученным почвенным профилям существенно отличается от пиков эмиссии CO₂, предполагаем, что основной вклад в базальное и СИД вносят грибы [34]. Интенсивность эмиссии резко уменьшается от поверхностных органогенных к срединным минеральным горизонтам, что может быть связано, как с уменьшением доступности кислорода [72], низким содержанием углерода [74], а также обилием карбонатов кальция в нижних горизонтах. Для органогенных горизонтов разница значений базального дыхания и СИД составляет 3–5 раз, а для минеральных горизонтов – до порядка. Можно предположить, что одним из факторов, лимитирующих развитие почвенного микробиома в высокоарктических биогеоценозах, является низкий уровень содержания доступных форм органического вещества [38, 45, 70, 75]. По сравнению с другими полярными областями эмиссия CO₂ из почвенных горизонтов севера НЗ на 2 порядка больше (для органогенных горизонтов), чем из максимально биогенных гиполитных альго-бактериальных горизонтов каменных мостовых Антарктиды [17, 22]. Это косвенно подтверждает гипотезу о большей продуктивности экосистем Арктики по сравнению с Антарктикой [59]. Полученные в нашем исследовании значения СИД в органогенных горизонтах близки к данным для субарктической тундры Швеции [50]. Для некоторых изученных

органогенных горизонтов интенсивность базального дыхания сопоставима по порядку с таковой даже для подстилочно-торфяных горизонтов почв Центральной Сибири [48].

Максимальная интенсивность эмиссии CH_4 отмечена в моховых подстилочно-торфяных горизонтах, где самая большая численность и биомасса прокариот, судя по методу люминесцентной микроскопии. Во мхах различных регионов мира зачастую активно развиваются метаногены [41]. Полученные в нашем исследовании значения эмиссии CH_4 сопоставимы с данными для автотрофных участков полигональной тундры севера Аляски [66] и других высокоширотных регионов [57]. Выявлена положительная корреляция между уровнем органического вещества и влажностью образцов с интенсивностью процесса метаногенеза, что подтверждается литературными данными для некоторых тундровых почв [35, 64, 69].

В Восточной Антарктиде минимальная денитрификация более чем на порядок меньше, чем в исследованных почвах НЗ, однако максимальная в 2–3 раза больше [17, 22]. Такая разница может быть объяснена, с одной стороны, сильным стимулирующим влиянием корневой системы растений на почвенный микробиом в Арктических экосистемах [61], а, с другой, присутствием мощного слоя оторфованного органического вещества в рассматриваемой антарктической почве [17, 22]. Судя по большинству опубликованных данных по эмиссии N_2O из почв шестого континента [17, 22], уровень потенциальной денитрификации, как на севере НЗ, так и для гиполитных альго-бактериальных горизонтов каменных мостовых Антарктиды примерно одинаков. Полученные результаты для органогенных горизонтов близки к данным для оторфованных почв европейской части Российской Субарктики [82]. Отмечено, что интенсивность денитрификации положительно коррелирует с уровнем влажности и содержанием азота в почве, что показано в других исследованиях [67].

Таким образом, показатели биологической активности почв, определенные газохроматографическими методами, сходны с данными для почв Высокой Арктики [57], Восточной Антарктиды и значительно меньше, обычно регистрируемых для умеренного климата [31]. Максимальные значения интенсивности процессов эмиссии CO_2 , CH_4 и N_2O выявлены для поверхностных органогенных горизонтов, представленных преимущественно мохово-лишайниковым покровом, а также в горизонтах, более насыщенных влагой, обогащенных органическим углеродом и имеющих значительную биомассу микроорганизмов. Полученные результаты позволяют предположить, что микробные сообщества почв севера НЗ в течение вегетационного сезона способны вносить суще-

ственный вклад в эмиссию парниковых газов атмосферы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Почвенный покров северной части о. Северный архипелага НЗ (мыс Желания, Ледяная Гавань, Русская Гавань, Бухта Благополучия) имеет мозаичное строение, которое определяется не столько широтным положением районов, сколько сложившимися на них местными условиями. Большинство почвенных разностей и структур почвенного покрова более характерны для высокоарктических (тундро)пустошей, чем для арктических пустынь.

В то же время характерной особенностью почв различных биотопов севера НЗ является низкая микробная биомасса и биологическая активность (базальное и СИД, метаногенез и денитрификация). Численность прокариот, будучи на два порядка меньше по сравнению с почвами умеренного климата, оказалась на порядок ниже, чем в почвах высокоарктических тундр архипелага Земля Франца-Иосифа и даже некоторых почвах оазисов Восточной Антарктиды.

Из-за разнообразия эколого-географических условий севера НЗ, запасы и структура биомассы грибов в почвах варьируют в широких пределах. Минимальные значения сходны, а максимальные примерно в 8 раз меньше по сравнению с таковыми для почв высокоарктических тундр архипелага Земля Франца-Иосифа, что наиболее вероятно связано с составом почвообразующих пород и локально более неблагоприятными климатическими условиями. Для большинства исследованных почв доля мицелия в грибной биомассе составляет менее половины. Основная масса грибных спор и мицелия представлена мелкими формами с размерами от 2 до 3 мкм. Доля микобиоты в общей микробной биомассе значительно превышает долю прокариот, что характерно для многих других почв высокой Арктики, континентальной Антарктики, а также умеренного пояса.

Все параметры биологической активности изученных почв резко снижаются вниз по профилю, что положительно коррелирует с содержанием органического вещества, углерода и азота.

По совокупности изученных показателей биологическая активность почв севера НЗ меньше по сравнению с почвами высокоарктических тундр расположенного на 3° – 5° севернее архипелага ЗФИ и больше, чем в почвах оазисов Восточной Антарктиды. Это обусловлено влиянием самого крупного покровного ледника России на о. Северный НЗ и связанных с ним выводящими ледниками, превращающими перигляциальную зону в цепь оазисов с разреженным почвенно-растительным покровом и повсеместным развитием

каменных мостовых из-за выдувания мелкозема сильнейшими ветрами. Ледник обусловил высокую щебнистость почвообразующих пород и создает жесткий ветровой и температурный режим для почв северной части НЗ. Это приводит к литоклиматической мультиэкстремальности местных почв, что и обуславливает пониженные почвенно-биологические параметры. Таким образом, как и в Южном полушарии, покровное оледенение в Арктике оказывает существенное влияние на почвенно-географические закономерности.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят проект “Арктический плавучий университет” САФУ им. М.В. Ломоносова и лично К.С. Зайкова за организацию полевых работ на Новой Земле. Также выражают признательность младшему научному сотруднику Института географии РАН А.В. Почикалову за определение содержания углерода и азота в почве.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-04-00328 (проведение микробиологических анализов), в рамках темы государственного задания № 0148-2019-0006 (проведение физико-химических анализов, расчет запасов углерода, классификация и диагностика почв), а также при поддержке проекта РНФ № 20-17-00212 (анализ влияния покровного ледника на почвообразование в перигляциальной зоне).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов. Настоящая статья не содержит каких-либо исследований с участием людей и животных в качестве объектов исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александрова Е* Растительность полярных пустынь СССР. Л.: Наука, 1983. 142 с.
2. *Ананко Т.В., Герасимова М.И., Конюшков Д.Е.* Арктические и тундровые почвы на новой цифровой почвенной карте России масштаба 1 : 2.5 млн // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. № 101. С. 46–75.
3. *Горячкин С.В.* Почвенный покров Севера (структура, генезис, экология, эволюция). М.: ГЕОС, 2010. 414 с.
4. *Горячкин С.В., Караваяева Н.А., Таргульян В.О.* География почв Арктики: современные проблемы // Почвоведение. 1998. № 5. С. 520–530.
5. *Горячкин С.В., Любова С.В., Левандовская Т.В.* Почвенно-геохимические особенности береговых и островных геосистем в экстремальных условиях Арктики // Комплексная научно-образовательная экспедиция “Арктический плавучий университет–2015”: материалы экспедиции САФУ. 2015. С. 35–59.
6. *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.
7. *Грищенко И.В.* Климат // Новая Земля. М.: Европейские издания – Paulsen, 2009. С. 307–311.
8. *Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Звягинцев Д.Г.* Анализ экологических факторов, ограничивающих деструкцию верхового торфа // Почвоведение. 2014. № 3. С. 304–316. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14030046>
9. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
10. *Дуброва М.С., Лубсанова Д.А., Макарова Е.П., Кожевин П.А., Манучарова Н.А., Зенова Г.М.* Психротолерантные актиномицеты в почвах тундры и северной тайги // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2011. № 2. С. 3–8.
11. *Звягинцев Д.Г.* Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 60 с.
12. *Злобин Ю.А.* Принципы и методы изучения ценологических популяций растений. Казань, 1989. 147 с.
13. *Казеев К.Ш., Кутровский М.А., Даденко Е.В., Везденеева Л.С., Колесников С.И., Вальков В.Ф.* Влияние карбонатности пород на биологические свойства горных почв Северо-Западного Кавказа // Почвоведение. 2012. № 3. С. 327–327.
14. *Кирицели И.Ю., Власов Д.Ю., Баранцевич Е.П., Крыленков В.А., Соколов В.Т.* Комплексы микроскопических грибов в почвах и грунтах полярного острова Известий ЦИК (Карское море) // Микология и фитопатология. 2014. № 48(6). С. 365–371.
15. *Крупская В.В., Мирошников А.Ю., Доржиева О.В., Закусин С.В., Семенов И.Н., Усачева А.А.* Минеральный состав почв и донных осадков заливов архипелага Новая Земля // Океанология. 2017. № 57(1). С. 238–245.
16. *Кулиев А.Н.* Растительность // Новая Земля. М.: Европейские издания–Paulsen, 2009. С. 334–349.
17. *Лысак Л.В., Максимова И.А., Никитин Д.А., Иванова А.Е., Кудинова А.Г., Соина В.С., Марфенина О.Е.* Микробные сообщества почв Восточной Антарктиды // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 2018. Т. 73. № 3. С. 132–140.
18. *Манучарова Н.А.* Молекулярно-биологические аспекты исследований в экологии и микробиологии. 2010.
19. *Мирошников А.Ю., Лаверов Н.П., Чернов Р.А., Кудинов А.В., Усачева А.А., Семенов И.Н., Алиев Р.А., Асадуллин Эн Э., Гаврило М.В.* Радиоэкологические исследования на севере архипелага Новая Земля // Океанология. 2017. Т. 57. № 1. С. 227–237
20. *Мосеев Д.С., Сергиенко Л.А.* К флоре островов архипелага Земля Франца-Иосифа и северной части архипелага Новая Земля (аннотированный список видов) // Ученые записки Петрозаводского гос. ун-та. 2017. № 4. 165 с.

21. Никитин Д.А., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Зазовская Э.П., Горячкин С.В. Микробная биомасса, запасы углерода и эмиссия CO₂ в почвах Земли Франца-Иосифа: высокоарктические тундры или полярные пустыни? // Почвоведение. 2020. № 4. С. 1–19.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20040115>
22. Никитин Д.А., Марфенина О.Е., Кудинова А.Г., Лысак Л.В., Мергелов Н.С., Долгих А.В., Луначев А.В. Микробная биомасса и биологическая активность почв и почвоподобных тел береговых оазисов Антарктиды // Почвоведение. 2017. № 9. С.1122–1133.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17070073>
23. Никитин Д.А., Семенов М.В., Семиколенных А.А., Максимова И.А., Качалкин А.В., Иванова А.Е. Биомасса грибов и видовое разнообразие культивируемой микробиоты почв и субстратов о. Нортбрук (Земля Франца-Иосифа) // Микология и фитопатология. 2019. № 53(4). С. 210–222.
<https://doi.org/10.1134/S002636481904010X>
24. Никитин Д.А., Семенов М.В., Тхакахова А.К., Железова А.Д., Бгажба Н.А., Кутлова О.В. Численность копий рибосомальных генов микробиоты в почвах и почвоподобных телах Земли Франца-Иосифа и Новой Земли // Комплексная научно-образовательная экспедиция “Арктический плавучий университет – 2017”. Архангельск: КИРА, 2017. С. 35–39.
25. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатели экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706–714.
26. Полянская Л.М., Пинчук И.П., Степанов А.Л. Сравнительный анализ методов люминесцентной микроскопии и каскадной фильтрации для оценки численности и биомассы бактерий в почве: роль разведения почвенной суспензии // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1216–1219.
27. Семенов И.Н. Физико-географическая характеристика архипелага Новая Земля (литературный обзор). 2020.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15583.20642>
28. Семенов В.М., Тулина А.С., Семенова Н.А., Иванникова Л.А. Гумификационные и негумификационные пути стабилизации органического вещества в почве (обзор) // Почвоведение. 2013. № 4. С. 393–393.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X13040114>
29. Смирнов И.П. Динамика прибрежных ландшафтов на северо-востоке острова Северный архипелага Новая Земля // Известия Русского географического общества. 2015. Т. 147. Вып. 3. С. 30–41.
30. Соина В.С., Мергелов Н.С., Кудинова А.Г., Лысак Л.В., Демкина Е.В., Воробьева Е.А., Долгих А.В., Шоркунов И.Г. Исследования микробных сообществ почв и почвоподобных тел в экстремальных условиях Антарктиды. М., 2017. С. 149–168.
31. Степанов А.Л., Лысак Л.В. Методы газовой хроматографии в почвенной микробиологии. М.: МАКС Пресс, 2003. С. 151.
32. Холод С.С. Растительность в окрестностях мыса Желания (остров Северный архипелага Новая Земля) // Растительность России. 2020. № 38. С. 85–138.
<https://doi.org/10.31111/vegrus/2020.38.85>
33. Шахин Д.А. Обзор растительного покрова западного побережья Новой Земли // Новая Земля. Природа. История. Археология. Культура: Тр. Морской арктической комплексной экспедиции (МАКЭ). М., 1992. Вып. III(2). С. 98–124.
34. Ananyeva N.D., Castaldi S., Stolnikova E.V., Kudryarov V.N., Valentini R. Fungi-to-bacteria ratio in soils of European Russia // Arch. Agronomy Soil Sci. 2015. V. 61(4). P. 427–446.
<https://doi.org/10.1080/03650340.2014.940916>
35. Arndt K.A., Oechel W.C., Goodrich J.P., Bailey B.A., Kalthori A., Hashemi J., Sweeney C., Zona D. Sensitivity of methane emissions to later soil freezing in Arctic tundra ecosystems // J. Geophys. Res.: Biogeosciences. 2019. V. 124(8). P. 2595–2609.
<https://doi.org/10.1029/2019JG005242>
36. Baldrian P. The known and the unknown in soil microbial ecology // FEMS microbiology ecology. 2019. V. 95(2). P. fiz005.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiz005>
37. Ball B.A., Virginia R.A. Microbial biomass and respiration responses to nitrogen fertilization in a polar desert // Polar Biol. 2014. V. 37(4). P. 573–585.
<https://doi.org/10.1007/s00300–014-1459-0>
38. Bakermans C., Emili L.A. Terrestrial systems of the Arctic as a model for growth and survival at low temperatures // Model Ecosystems in Extreme Environments. Academic Press, 2019. P. 1–21.
<https://doi.org/10.1016/B978-0–12–812742–1.00001-5>
39. Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti A. (Eds.). Microbiological methods for assessing soil quality. CABI, 2005.
40. Boyd W.L. Microbiological studies of arctic soils // Ecology. 1958. V. 39(2). P. 332–336.
<https://doi.org/10.2307/1931879>
41. Bräuer S., Basiliko N., Siljanen H., Zinder S. Methanogenic archaea in peatlands // FEMS Microbiol. Lett. 2020.
<https://doi.org/10.1093/femsle/fnaa172>
42. Bridge P.D., Spooner B.M. Non-lichenized Antarctic fungi: transient visitors or members of a cryptic ecosystem? // Fungal Ecol. 2012. V. 5(4). P. 381–394.
<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.01.007>
43. Chernov T.I., Tkachkova A.K., Lebedeva M.P., Zhelezova A.D., Bgazhba N.A., Kutovaya O.V. Microbiomes of the Soils of Solonchak Complex with Contrasting Salinization on the Volga–Ural Interfluvium // Euras. Soil Sci. 2018. V. 51(9). P. 1057–1066.
<https://doi.org/10.1134/S1064229318090041>
44. Cox F., Newsham K.K., Bol R., Dungait J.A., Robinson C.H. Not poles apart: Antarctic soil fungal communities show similarities to those of the distant Arctic // Ecology Lett. 2016. V. 19(5). P. 528–536.
<https://doi.org/10.1111/ele.12587>
45. Darrouzet-Nardi A., Steltzer H., Sullivan P.F., Segal A., Koltz A.M., Liversperger C. et al. Limited effects of early snowmelt on plants, decomposers, and soil nutrients in Arctic tundra soils // Ecology Evolution. 2019. V. 9(4). P. 1820–1844.
<https://doi.org/10.1002/ece3.4870>
46. Fischer T. Humic supramolecular structures have polar surfaces and unpolar cores in native soil // Chemosphere. 2017. V. 183. P. 437–443.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.125>
47. Flocco C.G., Mac Cormack W.P., Smalla K. Antarctic Soil Microbial Communities in a Changing Environment: Their Contributions to the Sustainability of Antarctic Ecosystems and the Bioremediation of Anthro-

- pogenic Pollution // The Ecological Role of Micro-organisms in the Antarctic Environment. 2019. V. 2. P. 133–161.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-02786-5_7
48. *Grodnitskaya I.D., Karpenko L.V., Knorre A.A., Syrtsov S.N.* Microbial activity of peat soils of boggy larch forests and bogs in the permafrost zone of central Evenkia // *Euras. Soil Sci.* 2013. V. 46(1). P. 61–73.
<https://doi.org/10.1134/S1064229313010043>
 49. *Handelsman J.* Metagenomics: application of genomics to uncultured microorganisms // *Microbiol. Molecular Biol. Rev.* 2004. V. 68(4). P. 669–685.
<https://doi.org/10.1128/MMBR.69.1.195.2005>
 50. *Hartley I.P., Hopkins D.W., Garnett M.H., Sommerkorn M., Wookey P.A.* Soil microbial respiration in arctic soil does not acclimate to temperature // *Ecol. Lett.* 2008. V. 11. P. 1092–1100.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01223.x>
 51. *Hassan N., Rafiq M., Hayat M., Shah A.A., Hasan F.* Psychrophilic and psychrotrophic fungi: a comprehensive review // *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* 2016. V. 15(2). P. 147–172.
<https://doi.org/10.1007/s11157-016-9395-9399>
 52. *Isbell F., Craven D., Connolly J., Loreau M., Schmid B., Beierkuhnlein C. et al.* Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes // *Nature.* 2015. V. 526(7574). P. 574.
<https://doi.org/10.1038/nature15374>
 53. *Islam M.R., Tudryn G., Bucinell R., Schadler L., Picu R.C.* Morphology and mechanics of fungal mycelium // *Scientif. Rep.* 2017. V. 7(1). P. 1–12.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20637-1>
 54. IUSS Working Group WRB. 2015. 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 No. 106. FAO, Rome.
 55. *Kavanagh K.* Fungi: biology and applications. John Wiley & Sons, 2017.
 56. *Kaviya N., Upadhayay V.K., Singh J., Khan A., Panwar M., Singh A.V.* Role of Microorganisms in Soil Genesis and Functions // *Mycorrhizosphere and Pedogenesis.* 2019. P. 25–52.
https://doi.org/10.1007/978-981-13-6480-8_2
 57. *Li F., Zhu R., Bao T., Wang Q., Xu H.* Sunlight stimulates methane uptake and nitrous oxide emission from the High Arctic tundra // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 572. P. 1150–1160.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.026>
 58. *Lu Y., Liu S.* Cracking in an expansive soil under freeze–thaw cycles // *Sciences in Cold and Arid Regions.* 2018. V. 9(4). P. 392–397.
 59. *Makhalanyane T.P., Valverde A., Velázquez D., Gunzige E., Van Goethem M.W., Quesada A., Cowan D.A.* Ecology and biogeochemistry of cyanobacteria in soils, permafrost, aquatic and cryptic polar habitats // *Biodiversity and Conservation.* 2015. V. 24(4). P. 819–840.
<https://doi.org/10.1007/s10531-015-0902-z>
 60. *Malard L.A., Pearce D.A.* Microbial diversity and biogeography in Arctic soils // *Environ. Microbiol. Rep.* 2018. V. 10(6). P. 611–625.
<https://doi.org/10.1111/1758-2229.12680>
 61. *Mapelli F., Marasco R., Fusi M., Scaglia B., Tsiamis G., Rolli E., Fodelianakis S., Bourtzis K., Ventura S., Tambone F., Adani F., Borin S., Daffonchio D.* The stage of soil development modulates rhizosphere effect along a High Arctic desert chronosequence // *ISME J.* 2018. V. 12(5). P. 1188–1198.
<https://doi.org/10.1038/s41396-017-0026-4>
 62. *Martin R., Sebastian L., Nicole S., Burkhard B.* Biodiversity of biological soil crusts from the Polar Regions revealed by metabarcoding // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2018.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiy036>
 63. *Mazei Y.A., Tsyganov A.N., Chernyshov V.A., Ivanovsky A.A., Payne R.J.* First records of testate amoebae from the Novaya Zemlya archipelago (Russian Arctic) // *Polar Biol.* 2018. V. 41(6). P. 1133–1142.
<https://doi.org/10.1007/s00300-018-2273-x>
 64. *Merkel A.* Molecular ecology of methanogenic and methanotrophic archaea in hydrothermal habitats. 2015.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2678.2561>
 65. *Millán-Aguñaga N., Soldatou S., Brozjo S., Munnoch J.T., Howe J., Hoskisson P.A., Duncan K.R.* Awakening ancient polar Actinobacteria: diversity, evolution and specialized metabolite potential // *Microbiology.* 2019. V. 165(11). P. 1169–1180.
<https://doi.org/10.1099/mic.0.000845>
 66. *Morrissey L.A., Livingston G.P.* Methane emissions from Alaska Arctic tundra: An assessment of local spatial variability // *J. Geophys. Res.* 1992. V. 97(D15). P. 16661–16670.
<https://doi.org/10.1029/92JD00063>
 67. *Nadeau S.A., Roco C.A., Debenport S.J., Anderson T.R., Hofmeister K.L., Walter M.T., Shapleigh J.P.* Metagenomic analysis reveals distinct patterns of denitrification gene abundance across soil moisture, nitrate gradients // *Environ. Microbiol.* 2019. V. 21(4). P. 1255–1266.
<https://doi.org/10.1111/1462-2920.14587>
 68. *Oechel W.C., Vourliitis G., Hastings S.J.* Cold season CO₂ emission from arctic soils // *Global Biogeochem. Cycles.* 1997. V. 11(2). P. 163–172.
<https://doi.org/10.1029/96GB03035>
 69. *Oh Y., Zhuang Q., Liu L., Welp L.R., Lau M.C., Onstott T.C. et al.* Reduced net methane emissions due to microbial methane oxidation in a warmer Arctic // *Nature Climate Change.* 2020. V. 10(4). P. 317–321.
<https://doi.org/10.1038/s41558-020-0734-z>
 70. *Pastor A., Freixa A., Skovsholt L.J., Wu N., Romani A.M., Riis T.* Microbial Organic Matter Utilization in High-Arctic Streams: Key Enzymatic Controls // *Microbiol. Ecol.* 2019. V. 78(3). P. 539–54.
<https://doi.org/10.1007/s00248-019-01330-w>
 71. *Paukkunen J., Kozlov M.V.* Stinging wasps, ants and bees (Hymenoptera: Aculeata) of the Nenets Autonomous Okrug, northern Russia // *Annales Zoologici Fennici. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.* 2020. V. 57(1–6). P. 115–128.
<https://doi.org/10.5735/086.057.0112>
 72. *Rusakov A., Makeev A., Khokhlova O., Kust P., Lebedeva M., Chernov T., Golyeva A., Popova A., Kurbanova F., Puzanova T.* Paleoenvironmental reconstruction based on soils buried under Scythian fortification in the southern forest-steppe area of the East European Plain // *Quatern. Int.* 2019. V. 502. P. 197–217.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2018.05.016>
 73. *Russel T.K.* Microbial Biomass: A Paradigm Shift. Terrestrial Biogeochemistry. World Scientific, 2017.

74. *Santruckova H., Kotas P., Barta J., Urich T., Capek P., Palmtag J. et al.* Significance of dark CO₂ fixation in arctic soils // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 119. P. 11–21.
75. *Schmidt N., Bölker M.* Fungal and bacterial biomass in tundra soils along an arctic transect from Taimyr Peninsula, central Siberia // *Polar Biol.* 2002. V. 25(12). P. 871–877.
<https://doi.org/10.1007/s00300-002-0422-7>
76. *Semenov M.V., Chernov T.I., Tkhakakhova A.K., Zhelezova A.D., Ivanova E.A., Kolganova T.V., Kutovaya O.V.* Distribution of prokaryotic communities throughout the Chernozem profiles under different land uses for over a century // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 127. P. 8–18.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.03.002>
77. *Shivaji S., Chattopadhyay M.K., Reddy G.S.* Diversity of Bacteria from Antarctica, Arctic, Himalayan Glaciers and Stratosphere // *Proceedings of the Indian National Science Academy.* 2019. V. 85(4). P. 909–923.
<https://doi.org/10.16943/ptinsa/2019/49717>
78. *Sikorski J.* The prokaryotic biology of soil // *Soil Organisms.* 2015. V. 87(1). P. 1–28.
79. *Singh J.S., Gupta V.K.* Soil microbial biomass: a key soil driver in management of ecosystem functioning // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 634. P. 497–500.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.373>
80. *Soong J.L., Fuchslueger L., Marañon-Jimenez S., Torn M.S., Janssens I.A., Penuelas J., Richter A.* Microbial carbon limitation: The need for integrating microorganisms into our understanding of ecosystem carbon cycling // *Global Change Biol.* 2020. V. 26(4). P. 1953–1961.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14962>
81. *Sterflinger K., Tesei D., Zakharova K.* Fungi in hot and cold deserts with particular reference to microcolonial fungi // *Fungal Ecology.* 2012. V. 5(4). P. 453–462.
<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.12.007>
82. *Voigt C., Lamprecht R.E., Marushchak M.E., Lind S.E., Novakovskiy A., Aurela M., Martikainen P.J., Biasi C.* Warming of subarctic tundra increases emissions of all three important greenhouse gases – carbon dioxide, methane, and nitrous oxide // *Glob Change Biol.* 2017. V. 23. P. 3121–3138.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13563>
83. *Wei S.T., Lacap-Bugler D.C., Lau M.C., Caruso T., Rao S., de Los Rios A. et al.* 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>
84. *Xiao B., Hu K.* Moss-dominated biocrusts decrease soil moisture and result in the degradation of artificially planted shrubs under semiarid climate // *Geoderma.* 2017. V. 291. P. 47–54.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.009>
85. *Zazovskaya E., Mergelov N., Shishkov V., Dolgikh A., Turchinskaya S., Karelin D., Goryachkin S.* Cryocoinites – as a source of carbon for soils and soil-like bodies of High latitudes // International Conference “Solving the puzzles from Cryosphere”. Program, Abstracts. Pushchino, Russia, April 15–18, 2019. P. 186–187.

Biological Activity of Soils in the North of Novaya Zemlya Archipelago: Effect of The Largest Glacier in Russia

D. A. Nikitin^{1,4,*}, L. V. Lysak², D. V. Badmadashiev², S. S. Kholod³,
N. S. Mergelov⁴, A. V. Dolgikh⁴, and S. V. Goryachkin⁴

¹ Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

² Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

³ Komarov Botanical Institute Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, 197376 Russia

⁴ Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: dimnik90@mail.ru

The vegetation cover, chemical and physical properties of strongly skeletal residual carbonate pelozems (Skeletal Leptosols (Loamic), carbopetrozems (Calcaric Leptosols (Protic)), petrozems (Skeletal Leptosols (Protic)) and cryozems (Oxyaquic Cryosols (Loamic)) in the northern part of Novaya Zemlya archipelago. The reserves and structure of microbial biomass, the intensity of CO₂ (basal and substrate-induced respiration), CH₄ (methanogenesis) and N₂O (denitrification) emissions in the soil samples of the indicated territories were determined. The biomass of microorganisms (prokaryotes and fungi in total) varied from 22.50 to 390.18 µg/g soil. The share of mycobiota in the microbial biomass ranged from 80 to 98%. Most of the microbial biomass (up to 50%) is concentrated in the surface horizons. The number of prokaryotes range from 1.5 × 10⁷ to 9.66 × 10⁸ cells/g soil, and the biomass of fungi varies from 22 to 372 µg/g soil. The length of the actinomycete mycelium is small - from 0.6 to 23.5 m/g of soil, and fungal hyphae – an order of magnitude higher (up to 166 m/g of soil). All parameters of the biological activity of the studied soils sharply decrease down the profile, which positively correlates with the content of organic matter, carbon and nitrogen. In general, the values of the studied indicators of the biological activity of soils in the north of Novaya Zemlya are lower than in soils located 3–5 degrees to the north at Franz Josef Land. This phenomenon is related to the effect of the largest glacier in Russia on the soil and vegetation cover of the adjacent territory.

Keywords: Arctic, extreme ecosystems, glacier periglacial zone, biomass of microorganisms, prokaryotes, fungi, basal respiration, substrate-induced respiration, methanogenesis, denitrification

УДК 631.427

МИКРОБНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ И ИХ РОЛЬ В ОЦЕНКЕ ЭКОСИСТЕМНЫХ СЕРВИСОВ (ОБЗОР)

© 2021 г. Н. Д. Ананьева^{a, *}, К. В. Иващенко^{a, b}, С. В. Сушко^{a, b, c}

^aИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
Пушино, Московской обл., ул. Институтская, 2, 142290 Россия

^bРоссийский университет дружбы народов, Аграрно-технологический институт,
Москва, ул. Миклухо-Маклая, 8/2, 117198 Россия

^cАгрофизический научно-исследовательский институт, Гражданский пр-т, 14, Санкт-Петербург, 195220 Россия

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Поступила в редакцию 19.01.2021 г.

После доработки 24.02.2021 г.

Принята к публикации 03.03.2021 г.

Важным элементом городской среды является почва, сбалансированное функционирование которой во многом зависит от почвенного микробиома. Состояние микробиома можно индцировать разными микробными показателями. Однако нет ответа на вопрос, какие микробные показатели могут наиболее информативно отражать функционирование городских почв и быть полезными при планировании и благоустройстве городских территорий. С помощью информационных баз данных (eLIBRARY.RU, Web of Science, Scopus) найдены опубликованные за последние 25 лет отечественные и зарубежные статьи об изучении микробного состояния почв разных городов мира. Выявлено, что основное внимание при изучении городских почв направлено на оценку таксономической структуры почвенного микробиома, его газообразующей и ферментативной активности, содержания микробной биомассы, ее экофизиологического статуса, микробного функционального разнообразия, морфологии клеток, наличия патогенных и условно-патогенных микроорганизмов. Предложены критерии разных микробных показателей (воспроизводимость, селективность, затраты, стандартизация, интерпретация и понимание, признание научным сообществом), позволяющие иллюстрировать их приемлемость и информативность для оценки функций городских почв и экосистемных сервисов. Наибольшее соответствие таким критериям выявлено для микробной активности почвы и показателя экофизиологического статуса, наименьшее – обилия функциональных генов и “ключевых групп” микроорганизмов. Обоснована необходимость изучения взаимосвязи таксономического разнообразия микробиома городских почв с их основными функциями и интерпретации экспериментальных результатов в терминах экосистемных сервисов.

Ключевые слова: почвенный микробиом, экологическая функция, урбоэкосистема, экосистемные услуги

DOI: 10.31857/S0032180X21100038

ВВЕДЕНИЕ

Урбанизация является современной тенденцией изменения землепользования и преобразования наземных экосистем [107, 114]. Площадь городов занимает 2.5% поверхности суши [109, 113], в некоторых регионах она может достигать 10% [44]. В настоящее время в городах проживает около 55% населения планеты, а к 2030 г., согласно расчетам Департамента по экономическим и социальным вопросам ООН, достигнет 60%, 2050 г. – почти 70% [120].

Городская среда представляет собой социально-экологическую систему, состоящую из множества функциональных зон (жилых, промышленных, рекреационных и др.) [65]. В городах происходит

формирование специфических городских почв [46, 56, 127]. Их классифицируют как природные и антропогенно-преобразованные (урбаноземы и их варианты), развивающиеся и функционирующие при сочетании физических, химических, биологических процессов и сильном влиянии антропогенных факторов [46, 121]. Важность изучения почв в городах отмечали еще более двух веков назад. В 1890 г. В.В. Докучаев представил программу “Детальное естественно-историческое, физико-географическое и сельскохозяйственное исследование Санкт-Петербурга и его окрестностей” [15]. Исследование городских почв активно развивается с середины 70-х годов прошлого века в США, Германии и России [101]. Отмечают, что наука о

городских почвах — молодое направление в почвоведении, а их свойства в отличие от естественных во многом остаются неизученными [76, 92].

Почвы городов часто рассматривают как сток неорганических (тяжелые металлы) и органических (нефтепродукты, полициклические ароматические углеводороды, пестициды, фенолы) поллютантов [26, 69, 94, 124, 127]. Поступление в городскую почву пыли от разных отходов и строительных материалов (избыток кальция и магния) приводит к увеличению ее pH [56, 86], а органических и минеральных удобрений — обогащению фосфором [73]. Почва в городах часто уплотнена и “запечатана” асфальтом, зданиями и сооружениями. Например, в Москве и Санкт-Петербурге такие почвы составляют 70–90% их общей площади [3, 56, 122].

Состояние микробиома городских почв давно привлекало внимание ученых. В отечественной научной литературе первые исследования оценивали санитарно-гигиеническое состояние почв, связанное с выявлением патогенных и условно-патогенных микроорганизмов для человека и растений [37]. В настоящее время изучение таких почвенных микроорганизмов продолжается [68, 81, 82, 95], однако состояние городских почв активно оценивают и другими микробными показателями. Этому во многом способствует усовершенствование микробиологических методов изучения почв и стремительное развитие концепций, связанных с ее экологическими функциями и экосистемными сервисами [8]. Показано, что именно микроорганизмы почвы ответственны за многие функции в биосфере [14, 18], которые обеспечивают широкий спектр продовольственных, регулирующих и поддерживающих экосистемных сервисов¹ [62, 63, 106]. Поэтому применение микробных показателей для мониторинга состояния городских почв — одно из основных условий развития умных и устойчивых городов (“smart and sustainable cities”). Изучение способности почвы сбалансированно функционировать в условиях урбанизации приобретает в настоящее время особую значимость. Многогранность информации, связанной с оценкой разных почвенных микробных показателей, привела к познанию их распределения во многих городах мира [86, 93, 129]. Вместе с тем сведения о микробных показателях городских почв и особенно их связи с экосистемными сервисами ограничены. Цели работы: 1) сравнительная характеристика отечественного и зарубежного опыта в исследовании микробных показателей городских почв; 2) анализ критериев и подходов для выбора наиболее чувствительных, селективных и информативных

почвенных микробных показателей для оценки экосистемных сервисов в условиях города.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Первый этап исследования был связан с поиском информации об оценке микробных показателей почв в различных городах мира. Для этой цели собрали публикации отечественной и зарубежной научной литературы за последние 25 лет. Основным источником отечественных статей была информационная база данных eLIBRARY.RU, зарубежных — Web of Science и Scopus. Поиск запросы выполняли по следующим ключевым словам: “почвенные микроорганизмы города”, “патогенные и условно-патогенные микроорганизмы почвы города”, “оценка почвы города”, “микробиом городских почв”, “микробное сообщество городских почв”, “экологическое состояние почвы города”, “микробные показатели городских почв”, “биологическая активность городских почв” (для базы eLIBRARY.RU); “urban soil microorganisms”, “pathogenic microorganisms in urban soil”, “assessment of urban soil”, “urban soil microbiome”, “soil microbial community in urban ecosystems”, “ecological assessment of urban soil”, “microbial properties of urban soils”, “biological activity of urban soils”, “microbial activity of urban soils” (для баз Web of Science и Scopus). Найдено 114 публикаций, однако почти 28% из них исключили из дальнейшего рассмотрения, поскольку они оценивали в городских почвах только содержание тяжелых металлов, простейших и других паразитарных форм; запасы органического углерода; применение биотестов (растения, животные), биопрепаратов, в том числе и микробных; а также научные обзоры. В итоге 47 и 35 публикаций (всего 82) были посвящены изучению почвенных микробных свойств в городах России и за рубежом соответственно. Результаты отечественных исследований опубликованы преимущественно в журналах: “Почвоведение”, “Микробиология”, “Гигиена и санитария”, “Микология и фитопатология” и других, в том числе региональных изданиях; зарубежных — в высокорейтинговых журналах “Frontiers in Microbiology”, “Global Change Biology”, “Catena”, “Applied Soil Ecology”, “Journal Soil and Sediments” и др. Составлен перечень микробных показателей, применяемых для оценки городских почв, указаны методы их определения, а также география (страны, города) исследований. Микробные показатели объединили в 7 групп, отражающих разные характеристики почвенного микробного сообщества: 1) активность (дыхание, ферменты, метаногенез, азотфиксация); 2) биомассу; 3) экофизиологические индексы (например, отношение микробного дыхания к микробной биомассе); 4) таксономическую структуру (эколого-трофические группы, домены, филумы, виды); 5) функциональную

¹ В статье используется термин “экосистемные сервисы” как оригинальный в переводе с англ. “ecosystem services”, который является синонимом “экосистемные услуги” и употребляется в отечественной научной литературе.

Таблица 1. Микробиологические показатели почвы разных городов РФ

Показатель	Метод*	Город/область (число городов)	Ссылки
Патогены и условные патогены (мезофильные аэробные и факультативные анаэробные микроорганизмы; р. <i>Escherichia</i> , <i>Shigella</i> , <i>Salmonella</i> ; микромицеты, их фитотоксичность)	КОЕ (СанПиН 2.1.7.1287-03; МУ 2.1.7.730–99 “Гигиенические требования к качеству почвы населенных мест”); окрашенность мицелия, патогенные виды микромицетов	Астрахань, Благовещенск, Братск, Владивосток, Вологодская, Воронеж, Иркутская (8), Москва, Оренбург, Самара, Самарская (5)	[9, 10, 13, 16, 20, 22, 24, 25, 31, 32, 34–36, 39, 42, 43, 47–50, 57, 58]
Таксономическое разнообразие и структура (бактерии, грибы, актиномицеты; морфология клеток, окрашенность мицелия)	КОЕ, предельное разведение, микроскопия (ЭМ, СМ), ГХ-МС, каскадная фильтрация	Астрахань, Благовещенск, Братск, Владимир, Владивосток, Вологда, Вологодская, Воронеж, Иркутская (9), Надым, Новосибирск, Саратов, Самара, Москва, Пермь, Ростов-на-Дону, Ростовская (6), Орловская (1), Киров, Челябинск, Курск, Сочи, Ярославль	[1, 2, 4–7, 11, 16, 17, 20–25, 27–32, 34–36, 39, 40, 42, 45, 47–49, 52–55, 57–61]
Микробная биомасса, физиологические индексы (углерод микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), микробное дыхание (МД), $\text{МД}/C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$)	ГХ, СИД, СИ	Благовещенск, Новосибирск, Петрозаводск, Москва, Московская (4)	[7, 19, 33, 38, 51, 86, 87]
Образование парниковых газов (CO_2 , CH_4); азотфиксация	ГХ	Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Новосибирск, Сочи	[7, 19, 53, 55, 86, 87]
Функциональное разнообразие (отклик на органические субстраты)	МСТ	Москва	[57]
Ферменты (уреаза, каталаза, дегидрогеназа, инвертаза, полифенолоксидаза и др.)	Газометрия, колориметрия	Владимир, Ростов-на-Дону, Ростовская (8)	[12, 17, 21, 40]

* КОЕ – колониеобразующие единицы; МУ – методические указания; ЭМ – электронная микроскопия; СМ – световая микроскопия; ГХ-МС – газовая хроматография-масс-спектрометрия; ГХ – газовая хроматография; СИД – субстрат-индуцированное дыхание; СИ – селективное ингибирование СИД; МСТ – мультисубстратное тестирование.

структуру (группы микроорганизмов, потребляющих различные субстраты, функциональные гены); б) обилие патогенов и условных патогенов; 7) размеры и морфологию клеток, спор грибов. Далее оценили частоту применения каждой группы показателей в отечественных и зарубежных публикациях.

На втором этапе исследования выбрали критерии, обосновывающие применение почвенных микробных показателей для оценки экосистемных сервисов в условиях города. Такие критерии, как воспроизводимость, селективность, затраты на анализ, стандартизация и интерпретация по-

казателя иллюстрируют, на наш взгляд, его приемлемость и информативность для оценки функционирования почв и обеспечения экосистемных сервисов в городской среде.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Микробные показатели городских почв: отечественный и зарубежный опыт. Для оценки состояния городских почв в России и за рубежом применяют широкий спектр микробиологических показателей: патогены и условные патогены; таксономическое разнообразие и структура; микробная биомасса и экофизиологические индексы; образование парни-

Таблица 2. Показатели микробиологической оценки почв разных городов мира

Показатель	Метод*	Страна (город)	Ссылки
Патогены (род <i>Salmonella</i>)	МПР	Марокко (Marackesh), Польша (Toruń)	[68, 69, 82]
Микробная биомасса, дыхание, физиологические индексы (углерод, $C_{\text{мик}}$, азот, $N_{\text{мик}}$, микробной биомассы; микробное дыхание (МД); $\text{МД}/C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$)	ФЭ, СИД, ГХ	США (Al Baha, Moscow, Pullman, New-York, Fort Collins), Бразилия (Bahia), Китай (Beijing, Nanchang, Fuzhou, Hefei), Германия (Kiel, Stuttgart); Чехия (Kokořínko), Польша (Toruń), Пуэрто-Рико (San Juan), Румыния (Iassy), Италия (Naples, Caserta), Швейцария (Zurich), Шотландия (Aberdeen)	[64, 70, 71, 73, 75, 84, 88, 89, 93, 96, 98, 102–104, 111, 116, 118, 119, 123, 128, 130, 131]
Таксономическое разнообразие и структура (эколого-трофические группы, структура микробного сообщества)	КОЕ, МПР	США (Al Baha), Китай (Jinan, Nanchang), Румыния (Iassy), Марокко (Marackesh), Польша (Toruń)	[64, 69, 73, 83, 96, 100]
	PLFA	Китай (Jinan), США (Fort Collins, New-York)	[83, 89, 91]
	ДНК (бактериальные/грибные ОТЕ)	США (New-York), Китай (Beijing)	[72, 91]
	ДНК экстракция: 16S rRNA (бактерии), 18S rRNA (грибы)	США (New-York), Китай (Shaoguan, Beijing, +16 городов), Швейцария (Zurich)	[85, 88, 91, 119, 125, 126, 130]
	DGGE	Марокко (Marackesh)	[100]
Функциональное разнообразие	CLPP (Biolog, MicroResp); ДНК (ПЦР, ОТЕ)	Китай (Jinan, Beijing), Шотландия (Aberdeen), США (New-York), Пуэрто-Рико (San Juan), Швейцария (Zurich)	[72, 75, 83, 88, 119, 128, 131]
Ферменты (каталаза, инвертаза, фосфатаза, дегидрогеназа, ксиланаза, протеаза, уреазы, арилсульфатаза, β -глюкозидаза)	Спектрофотометрия, колориметрия, флуориметрия (разные субстраты)	Китай (Shaoguan, Beijing, Nanchang), Польша (Toruń), Пуэрто-Рико (San Juan), Италия (Caserta), Германия (Stuttgart), Марокко (Marackesh), Польша (Toruń)	[69, 73, 75, 93, 100, 103, 104, 123, 130]

* МПР – метод предельных разведений; КОЕ – колониеобразующие единицы; ФЭ – фумигация–экстракция; СИД – субстрат-индуцированное дыхание; ГХ – газовая хроматография; PLFA (phospholipid fatty acids) – фосфолипиды жирных кислот; ДНК – дезоксирибонуклеиновая кислота; ПЦР – полимеразная цепная реакция; ОТЕ – оперативная таксономическая единица; DGGE (denaturing gradient gel electrophoresis) – электрофорез в денатурирующем геле; CLPP – community level physiological profile (Biolog, MicroResp).

ковых газов; функциональное разнообразие; ферменты (табл. 1, 2). В нашей стране такие исследования выполнены более чем в 30-ти городах, самый северный из которых Надым, южный – Сочи. Значительное количество работ по данной тематике отмечено для Москвы, Воронежа, Ростова-на-Дону, Благовещенска и Астрахани. Исследование микробиома городских почв в России исторически связано с оценкой их санитарно-гигиенических показателей [37], отражающих в основном наличие бактерий группы кишечной палочки [10,

20, 32], патогенных и условно-патогенных микроскопических грибов [16, 36]. В значительном количестве работ оценивали таксономическую структуру микробного сообщества городских почв. Такие исследования направлены на определение числа колоний почвенных микроорганизмов на разных питательных средах и их дальнейшую идентификацию. Оценку численности и биомассы микроорганизмов, в том числе их разных групп, в городских почвах часто определяют с помощью световой и электронной микроскопии. Такие подходы

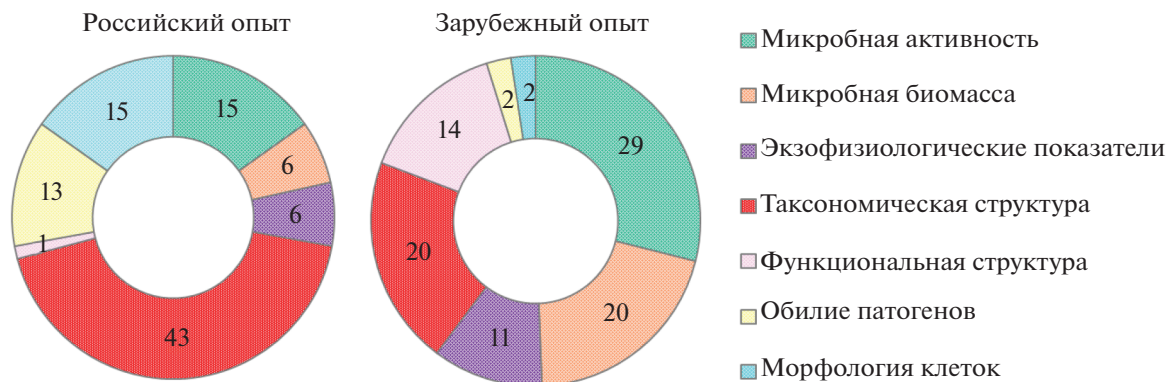


Рис. 1. Микробные показатели (%) для оценки городских почв в России и за рубежом (всего 82 научные статьи) за 1995–2020 гг.

способствуют накоплению сведений о морфологических особенностях почвенных микроорганизмов при разном антропогенном влиянии [12, 30]. Кроме того, оценивают содержание основных элементов (С, N, P) в почвенной микробной биомассе с помощью методов субстрат-индуцированного дыхания и фумигации–экстракции [19, 93]. В нашей стране выполняют исследования, связанные с определением дыхательной и ферментативной активности почвенного микробиома, которые характеризуют его функциональные свойства. Следует отметить недостаточную изученность функциональных свойств микробиома городских почв, которые могут быть сопряжены с выполнением экосистемных сервисов.

За рубежом микробные показатели почв изучены для 39 городов, значительная часть которых расположена в США, странах Европы (Германия, Италия, Румыния, Швейцарии, Польша, Чехия) и Восточной Азии (Китай). В основном эти исследования посвящены оценке таксономического и функционального разнообразия почвенного микробиома. Для диагностики таксономической структуры почвенных микроорганизмов активно применяют методы молекулярной биологии и жирно-кислотного анализа. Физиологический профиль микробного сообщества (community level physiological profile, CLPP) городских почв и его функциональное разнообразие часто оценивают методами Biolog и MicroResp™. Вместе с тем отмечают, что таксономическое разнообразие микробиома почв, в том числе городских, не всегда отражает особенности его функционирования, а наличие функциональных генов — напрямую не связано с почвенными процессами [99].

Анализ выбранных публикаций по изученным группам микробных показателей выявил, что основная их доля связана с оценкой таксономической структуры микробного сообщества почв разных городов: 43 и 20% российского и зарубежного опыта (рис. 1). Микробная активность городских

почв осыящена в 15 и 29% отечественных и зарубежных исследованиях соответственно. Публикации, связанные с изучением функционального разнообразия микробиома городских почв, в нашей стране малочисленны (1%), за рубежом — их больше (14%). Кроме того, в отечественных работах по сравнению с зарубежными, значительное внимание уделяется оценке размеров и морфологии клеток почвенных микроорганизмов (15 против 2%), а также наличию патогенных и условно-патогенных микроорганизмов (13 против 2% соответственно).

Микробиологические показатели городских почв часто сравнивают с таковыми естественных аналогов [70, 93]. Так, содержание микробной биомассы в городских почвах Пекина [131], Килля и Штутгарта [70, 93] существенно меньше такового естественных аналогов. Кроме того, наиболее распространенный дизайн исследования почв разных городов связан с дифференциацией их территорий по антропогенной нагрузке: парковые, селитебные, селитебно-транспортные и промышленные (авторазвязки, АЗС и др.) функциональные зоны. Почвы городских промышленных территорий, в том числе загрязненных тяжелыми металлами, характеризовались меньшей численностью и диаметром колоний культивируемых микроорганизмов [4, 29, 30]. Отмечено, что в городских почвах с увеличением антропогенной нагрузки (от рекреационных к промышленным функциональным зонам) возрастает численность устойчивых к неблагоприятным факторам групп бактерий (спорообразующих, пигментированных родококков, нанобактерий, энтеробактерий) и микромицетов (условно патогенных видов и с темноокрашенным мицелием) [16, 24, 25, 29, 30, 34–36, 41, 50]. Однако, например, микробное функциональное разнообразие городских почв (Пекина), напротив, увеличивалось по сравнению с естественными аналогами [131].

Таким образом, для оценки состояния городских почв исследователи применяют широкий

Таблица 3. Экосистемные сервисы, согласно [62, 97]

Группа сервисов	Экосистемный сервис
Обеспечивающие	Продукты питания; материалы, волокно, топливо; вода; пул генов; фармацевтические препараты
Поддерживающие	Педогенез, круговорот элементов, водный цикл, рост растений, биоразнообразие
Регулирующие	Газовый состав атмосферы и климат, качество воды, повышение устойчивости растений к болезням, детоксикация почв
Культурные	Эстетика, рекреация

спектр микробных показателей, среди которых превалирует активность микроорганизмов, их обилие, разнообразие и морфология клеток. Эталонном “оптимального экологического состояния” почвы и ее устойчивости к неблагоприятным воздействиям служат микробные показатели соответствующих естественных аналогов или ненарушенных (мало нарушенных) городских территорий. Вместе с тем взаимосвязь микробных показателей городских почв с их экологическими функциями и, как следствие экосистемными сервисами, при интерпретации экспериментальных результатов практически не рассматривается.

Микробные показатели почв для оценки экосистемных сервисов в городе. Экосистемные сервисы рассматривают как своеобразные блага или выгоды для человека, предоставляемые компонентами экосистемы посредством их функционирования [74]. Их выражают, как правило, в виде экономических предпочтений, что понятно для широкого круга специалистов (инженеров-экологов, землеустроителей, ландшафтных архитекторов, политиков) [8, 66]. Выделяют четыре группы основных экосистемных сервисов: обеспечивающие, поддерживающие, регулирующие и культурные (табл. 3).

Почва является ключевым компонентом наземной экосистемы и выполняет основную роль в ее функционировании. При этом именно микробное сообщество почвы или ее “живая часть” обеспечивает большинство почвенных функций. Следует отметить, что в научной литературе имеются концепции “экологических функций” и “экосистемных сервисов”, которые длительное время развивались независимо друг от друга [8]. Однако в последнее время их начинают рассматривать совместно как своеобразный переход от теории к практике принятия решений [62, 78]. В связи с этим, нами предложена схема связи функций микробиома почвы и экосистемных сервисов в городе (рис. 2). Есть основание считать, что происходящие процессы в почве можно рассматривать как функции почвенных микроорганизмов. Например, процессы трансформации органического вещества, азотфиксации, нитрификации и денитрификации обеспечивают круговорот биофильных элементов в экосистеме и влияют на

состояние зеленой инфраструктуры города посредством регуляции доступности этих элементов растениям. В свою очередь, состояние зеленой инфраструктуры связано с эстетическим восприятием. Следовательно, микробиом почвы во многом обеспечивает поддерживающие, производственные и даже культурные экосистемные сервисы. Регулирующие экосистемные сервисы (газовый состав атмосферы, повышение устойчивости растений к болезням, очищение и детоксикация почв) обеспечиваются за счет активности гетеротрофных и других (метаногены, метанотрофы, денитрификаторы) микроорганизмов, в том числе выделяющих специфические соединения для агрегации почв, ингибирования патогенов и вредителей растений.

Считают, что ненарушенное (оптимальное) функционирование микробиома почвы во многом определяет объем экосистемных сервисов [62, 106]. Однако в настоящее время отсутствует четкое понимание того, какие микробные показатели могут быть надежными и информативными для их оценки. Этот аспект актуален для городских почв, функционирующих в условиях разнообразного антропогенного воздействия. Например, микробные показатели городских почв должны быть не только чувствительными к внешним воздействиям (загрязнению, уплотнению почвы, изменению землепользования и др.), но и характеризоваться определенной селективностью к ним. К тому же оценка состояния городских почв из-за их высокой гетерогенности предполагает анализ большого количества образцов. Поэтому методы такой оценки должны быть экспрессными и экономически оправданными.

В табл. 4 представлен перечень критериев и условия их реализуемости для оценки микробного состояния городских почв, который адаптировали с учетом литературных сведений [80, 105, 112] и авторского опыта. На основе описанных критериев проведена оценка микробных показателей, связанных с определенными функциями почвы и экосистемными сервисами (табл. 5). В этой таблице полное соответствие микробных показателей выбранным критериям отмечали зеленым цветом, частичное – желтым, отсутствие соответствия – красным. Чем больше отметок зеленого



Рис. 2. Схема связи функций микробиома почвы и экосистемных сервисов (выделено цветом: поддерживающие – голубой, обеспечивающие – зеленый, регулирующие – оранжевый, культурные – бледно-фиолетовый (согласно [97])). ОВ – органическое вещество почвы.

цвета имеет микробный показатель, тем большому количеству критериев он соответствует и лучше подходит для оценки городских почв.

Оказалось, что наиболее информативными, экспрессными и понятными показателями для практической оценки экосистемных сервисов в городе является активность различных функциональных групп микроорганизмов, продуцирующих парниковые газы (CO₂, N₂O, CH₄) или их секвестрирующих (соответствие критериям на 70–80%). Несомненным преимуществом этих показателей является стандартизированные и легко реализуемые методы анализа. Например, для определения активности микроорганизмов

почвы интересен простой и недорогой метод “чайных пакетиков” [90]. Он основан на оценке потери веса внесенных в почву (глубина 8 см, 90 сут) пакетиков чая (зеленый и ройбуш, фирма Lipton), сорта которого различаются отношением C/N (12.2 и 42.9 соответственно). Вместе с тем скорость минерализации органического вещества почвы, определяемая методами, например, “чайных пакетиков” совместно с газовой хроматографией, позволяет интерпретировать продукцию CO₂ как экосистемный сервис. Следует отметить, что, хотя метод “чайных пакетиков” не включен в список международной организации по стандартизации, но он широко используется для оценки биологической активности почв и формирования

Таблица 4. Критерии и условия их соответствия для оценки микробного состояния городских почв (адаптировано на основе [80, 105, 112])

Критерий	Условия соответствия критерию	Индекс
Реализуемость	Недорогостоящее оборудование (≤500 €) и обучение персонала	a
Затраты	Анализ образца (≤3 €, ≥100 образцов в неделю)	b
Чувствительность	Реагирует на загрязнение почвы и изменение землепользования	c
Селективность	Отклик на малое число факторов	d
Воспроизводимость	Различие аналитических повторностей ≤10%	e
Применение	Часто	f
Стандартизация (международная)	Существует	g
Интерпретация, понимание	Понятно для широкой аудитории	h
Признание научным сообществом	Публикации (≥100)	i
Оценка и сравнение	Наличие баз данных или публикации о городских почвах (≥10)	j

Таблица 5. Микробиологические показатели (изменено по [117]), соответствующие функции почвы и экосистемные сервисы [97]. Показатели оценены критериями с соответствующими индексами (a–j, табл. 4). Зеленая отметка – микробный показатель соответствует критериям, желтая – частично соответствует, красный – не соответствует

Показатель	Функция почвы	Экосистемный сервис	Практическая оценка (количество/г почвы)	Метод исследования*	Индекс (см. табл. 4)																
					a	b	c	d	e	f	g	h	i	j							
Микробное дыхание	Деструкция ОВ	Круговорот элементов; регуляция газового состава атмосферы и климата; рост растений; эстетика, рекреация	Выделившийся CO ₂ (парниковый газ)	Газовая хромография																	
				Окситоп (Oxitop)																	
Активность ферментов (например, β-глюкозида, арилсульфатаза, хитиназа, фосфатаза, лейцинаминопептидаза)	Эффективность деструкции ОВ			“Индекс чайных пакетиков” (tea bags index)																	
				Флюорогенно-меченые субстраты (флюоресценция)																	
Гены аммониймонооксигеназы (amoA)	Нитрификация			СИД, содержание микробной биомассы																	
				ФЭ, содержание микробной биомассы																	
Гены нитрогеназы (nifH)	Азотфиксация			Молекулярная биология																	
				Молекулярная биология																	
Активность метаногенов и метанотрофов	Метаногенез; продукция и секвестрация CH ₄	Круговорот C; регуляция газового состава атмосферы и климата	Выделение или секвестрирование CH ₄ (парниковый газ)	Газовая хромография																	
				Молекулярная биология																	

Таблица 5. Окончание

Показатель	Функция почвы	Экосистемный сервис	Практическая оценка (количество/г почвы)	Метод исследования*	Индекс (см. табл. 4)											
					a	b	c	d	e	f	g	h	i	j		
Активность денитрификаторов	Денитрификация; продукция N ₂ O		Выделение N ₂ O (парниковый газ)	Газовая хроматография	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Редуктаза закиси азота (nosZ)				Молекулярная биология	Red	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Обилие “ключевых групп” микроорганизмов (например, р. <i>Trichoderma</i> , <i>Aspilotus</i>)	Ингибирование патогенных организмов	Устойчивость растений к болезням и вредителям; производство фармацевтических препаратов; эстетика, рекреация	Фармацевтический препарат	Молекулярная биология	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Активность лакказы	Деструкция поллютантов	Очищение и детоксикация почв; чистая вода	Снижение содержания загрязнителя	Спектрофотометрия	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green
Отношение обилия таксономических групп (грибы/бактерии)	Агрегация	Педогенез; рост растений; эстетика, рекреация	Прирост биомассы растений	Анализ жирных кислот (PLFA)	Yellow	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Гликопротеин гломалин (наличие арбускулярной микоризы)				БИК-спектроскопия, спектроскометрия	Yellow	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green	Green

* СИД – субстрат-индуцированное дыхание (регистрация начального максимального отклика микробиома на внесение глюкозы, который прямо пропорционален микробной биомассе, ISO 14240-1:1997); ФЭ – фумигация–экстракция (внесение в почву раствора экстрагента и эмульсии хлороформа, приводящие к лизису микробных клеток и высвобождению их элементов – оценивает разность фумигированного и контрольного образцов, ISO 14240-2:1997); минерализация органического вещества: 1) выделение CO₂ (газовая хроматография) или 2) потребление кислорода (OxiTop – манометрическое измерение газовой фазы почвы в закрытом сосуде, в котором одновременно протекает потребление кислорода и поглощение CO₂ раствором щелочи), 1 и 2 стандартизированы ISO 16072:2002, 3) изменение массы чайного пакетика в почве [90]. Молекулярная биология – молекулярно-биологические методы – основаны на анализе ДНК или РНК, экстракция ДНК из почвы стандартизирована (ISO 11063:2012) – высокопроизводительное секвенирование амплификаций на основе бактериального гена 16S рРНК и внутреннего транскрибируемого спейсера (ITS) трибной рРНК или 18S рРНК позволяют идентифицировать определенные таксономические группы микроорганизмов; диагностирование специфичных функциональных генов (например, *nosZ*, *merA*, *nifH* и др.). Флюорогенно-меченые субстраты (ферментативная активность), PLFA – специфичные фосфолипиды жирных кислот образуются флюоресцирующее соединение (метилумбеллиферон), содержание которого измеряют флуорометрически (ISO/TS 22939:2019), PLFA – специфичные фосфолипиды жирных кислот диагностируют определенные таксономические группы микроорганизмов (ISO/TS 29843-1/2:2010/2011). БИК-спектроскопия – спектроскопия в ближней инфракрасной области.

глобальной базы таких данных (<http://www.tea-time4science.org/data/map/>). Для оценки биологической активности горных почв, прибрежных лесных и арктических экосистем указанный метод уже применен [67, 108, 110], а городских – практически нет [79].

Экофизиологические индексы, характеризующие удельную активность микробиома (дыхательную и ферментативную активность на единицу биомассы), являются информативными показателями для оценки эффективности деструкции органического вещества почвы (соответствие критериям на 60–80%). Причем отношение микробной дыхательной активности к содержанию углерода, азота и фосфора в микробной биомассе позволяет характеризовать цикл этих биофильных элементов в почве. Следует отметить, что микробные показатели, основанные на определении функциональных генов и обилии “ключевых групп” микроорганизмов методами молекулярной биологии, оказались менее подходящими для оценки экосистемных сервисов (соответствие критериям на 30–60%). Хотя обилие функциональных генов является селективным показателем, его определение считается дорогостоящим и трудозатратным, что во многом ограничивает мониторинг состояния городских почв (большое количество образцов). Возможно, что усовершенствование технологий (например, применение GeoChip – гибридизации с различными ДНК зондами) позволит в будущем избежать этих ограничений [115].

Важно отметить, что информации о распределении разных микробных показателей в почве города, а также факторов (драйверов) их определяющих, для оценки экосистемных сервисов еще во многом недостаточно. Например, таксономическое разнообразие микробиома почвы рассматривают в качестве интегральной меры устойчивости экосистемы, которая выражается количеством осуществляемых ею функций [77]. Упомянутыми авторами показано, что разнообразие почвенных бактерий тесно связано с содержанием в почве фосфора, нитратов, скоростью аммонификации и первичной продуктивностью болот, лесов, лугов и пашен. Однако данных о связи разнообразия почвенного микробиома с функциями городских почв пока недостаточно для практической оценки экосистемных сервисов. Кроме того, сведения об экспериментальной связи санитарно-микробиологических показателей городских почв и выполнением ими определенных функций (азотфиксации, детоксикации, минерализации органического вещества и др.) практически отсутствует в современной литературе.

Итак, в настоящее время наиболее надежными, чувствительными и информативными показателями для оценки экосистемных сервисов в городе являются микробная активность почвы и

микробные экофизиологические индексы. Эти показатели отражают широкий спектр экосистемных сервисов, характеризуются определенной надежностью (признание научным сообществом), методы их определения стандартизованы и не требуют существенных экономических затрат для реализации. Таксономическое разнообразие микробиома городских почв важно для познания их функционирования, однако его интерпретация в терминах экосистемных сервисов пока затруднительна. Определение специфических соединений в почве (например, гликопротеина гломалина, продуцируемой грибами арбускулярной микоризы; антибиотиков и др.) является, по нашему мнению, перспективным для оценки экосистемных сервисов, хотя и диктует необходимость разработки надежных и экспрессных методов их определения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Почва является основным компонентом наземной экосистемы, функционирование которой во многом обеспечивается почвенным микробиомом. В условиях города отмечено беспрецедентное антропогенное воздействие на почву, ее микробиом и экосистему в целом, что может приводить к нарушению их функционирования. Исследователи всех стран направлены на получение обширной информации об особенностях функционирования почвенного микробиома в городских условиях, что, в свою очередь, связано с применением разнообразных показателей его состояния (биомассой, таксономическим и функциональным разнообразием, активностью, наличием патогенов). Мы попытались рассмотреть взаимосвязь микробных показателей городских почв с выполнением ими экологических функций и их участием в обеспечении экосистемных сервисов. Иными словами, предложен подход для интерпретации экспериментальных результатов (показателей) микробиома городской почвы в терминах экосистемных сервисов. Показано, что такие микробные показатели, как активность микроорганизмов и микробные экофизиологические индексы, способны в наибольшей степени характеризовать обеспечивающие, поддерживающие, регулирующие и культурные экосистемные сервисы в городах. Следует подчеркнуть, что упомянутые микробные показатели характеризуются определенной надежностью (признание научным сообществом), методы их определения стандартизованы и не требуют существенных экономических затрат для их реализации. Наряду с обязательной оценкой биобезопасности городских почв с помощью контроля санитарно-микробиологических показателей, важно изучать функционирование почвенного микробиома, сопряженного с обеспечением экосистем-

ных сервисов для создания, планирования и благоустройства умных и устойчивых городов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-04-00148а. Обработка экспериментальных данных осуществлена при частичной финансовой поддержке проекта РНФ № 19-77-30012. Подготовка статьи выполнена в рамках тем Государственного задания РФ №№ 121040800126-5 и 0667-2019-0009 и темы ЕГИСУ НИОКР № 121040800126-5 “Исследование почвенных предшественников, источников и стоков парниковых газов в связи с климатическими изменениями”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абросимова О.В., Быкова М.А., Меркулова М.Ю., Тихомирова Е.И.* Оценка экологического неблагополучия урбоэкосистем на основе данных мониторинга снежного и почвенного покровов (на примере г. Саратова) // Вестник Саратовского гос. техн. ун-та. 2013. № 4(73). С. 240–243.
2. *Ажогина Т.Н., Долженко М.В., Илюшкина Л.Н.* Численность основных физиологических групп микроорганизмов в почвах рекреационных зон // Междунар. журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2017. № 6. С. 253–256.
3. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю.* Принципы создания почвенной карты мегаполиса (на примере Санкт-Петербурга) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 790–802.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X1407003X>
4. *Артамонова В.С., Бортникова С.Б.* О состоянии почвенных азотфиксирующих бактерий на территории городского леса // Вестник Пермского ун-та. 2016. Вып. 2. С. 150–159.
5. *Артамонова В.С., Еремченко О.З.* Адаптивные признаки *Azotobacter chlorococum* Weigick и *Vacillus mycoides* Flugge в городских почвах // Вестник Пермского ун-та. 2015. Вып. 2. С. 158–165.
6. *Артамонова В.С., Лютых И.В., Смирнова Н.В.* Биогенные экотоксиканты городских почв // Сибирский экологический журн. 2009. № 2. С. 269–277.
7. *Артамонова В.С., Танасиенко А.А., Бортникова С.Б.* Современные аспекты ремедиации биологических свойств городских почв // Сибирский экологический журнал. 2005. № 5. С. 855–864.
8. *Васенев В.И., Ван Ауденховен А.П., Ромзайкина О.Н., Гаджагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18100131>
9. *Воробьева К.Ю., Прохорова Н.В.* Лактозоположительные кишечные простейшие в почвенном покрове объектов строительства в Самарской области // Самарский научный вестник. 2017. Т. 6. № 2(19). С. 27–31.
10. *Гарицкая М.Ю., Шайхутдинова А.А., Студеникина Д.К.* Оценка степени биологического загрязнения почв внутридворовых территорий города Оренбурга, относящихся к зонам повышенного риска воздействия на здоровье населения // Известия Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2016. № 6(62). С. 196–198.
11. *Горбов С.Н., Безуглова О.С.* Биологическая активность почв городских территорий (на примере г. Ростов-на-Дону) // Научный журн. КубГАУ. 2013. № 85. С. 1–15.
12. *Горбов С.Н., Горовцов А.В., Безуглова О.С., Вардуни Т.В., Тагивердиев С.С.* Биологическая активность запечатанных почв Ростова-на-Дону // Известия Самарского НЦ РАН. 2016. Т. 18. № 2(2). С. 331–336.
13. *Горлова А.П., Волкова И.В.* Комплексный мониторинг почвы несанкционированных славок города Астрахани // Экология и рациональное природопользование. 2013. № 4. С. 100–103.
14. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
15. *Докучаев В.В.* Детальное естественно-историческое, физико-географическое и сельскохозяйственное исследование Санкт-Петербурга и его окрестностей. (1890) Цит. по: Сочинения. Т. VII. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 447 с.
16. *Егорова Л.Н., Шихова Н.С., Ковалева Г.В.* Структура сообществ микромицетов в почвах городских зеленых насаждений Владивостока // Вестник ДВО РАН. 2015. № 1. С. 58–62.
17. *Забелина О.Н., Злышко А.С.* Биологическая активность запечатанной почвы урбанизированных территорий // Успехи современного естествознания. 2015. № 5. С. 167–170.
18. *Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Марфенина О.Е.* Роль микроорганизмов в биогеоценотических функциях почв // Почвоведение. 1992. № 6. С. 63–77.
19. *Ивашенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудеяров В.Н., Валентини Р.* Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077–1088.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14090056>
20. *Калинкина В.Е., Сальникова Н.А., Сальников А.Л.* К вопросу о биоремедиации урбанизированных почв аридной зоны России: микробиологические показатели и индикаторные биообъекты // Науч. журн. Российского НИИ проблем мелиорации. 2015. № 1(17). С. 26–40.

21. Капралова О.А., Колесников С.И., Денисова Т.В., Казеев К.Ш., Налета Е.В. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального ун-та, 2014. 148 с.
22. Катола В.М. Формы бактериального “покоя” в различных биотопах // Дальневосточный журн. инфекционной патологии. 2015. № 26. С. 47–51.
23. Куимова Н.Г., Шумилова Л.П. Условно-патогенные грибы как показатель санитарного состояния городской среды // Известия Самарского НЦ РАН. 2009. Т. 11. № 1–6. С. 1160–1163.
24. Куимова Н.Г., Шумилова Л.П., Павлова Л.М. Оценка экологического состояния почв г. Благовещенска // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2008. № 3. С. 38–48.
25. Кулько А.Б. Комплексы микроскопических грибов городских почв. Дис. ... к. б. н. М., 2000. 141 с.
26. Ладонин Д.В., Михайлова А.П. Тяжелые металлы и мышьяк в почвах и уличной пыли юго-восточного округа г. Москвы: результаты многолетних исследований // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1401–1411.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2011009X>
27. Лошаков А.И. Особенности состава и структуры почвенного микробного сообщества на примере рекреационной зоны мегаполиса // Актуальные научные исследования в современном мире. 2017. № 4 (24). С. 63–67.
28. Лысак Л.В., Лапыгина Е.В. Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18090071>
29. Лысак Л.В., Сидоренко Н.Н., Марфенина О.Е., Звягинцев Д.Г. Микробные комплексы городских почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 80–85.
30. Лысак Л.В., Соина В.С. Анализ наночастиц бактерий в почвах природных и антропогенных ландшафтов // Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, центральной Азии и Сибири. М.: ВНИИ Агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, 2018. С. 357–361.
31. Макарова А.П., Напрасникова Е.В. Санитарно-экологические свойства почвенного покрова урбанизированной территории в условиях Сибири // Известия Иркутского гос. ун-та. Серия “Биология. Экология”. 2013. Т. 6. № 2. С. 61–66.
32. Макарова А.П., Напрасникова Е.В., Буковская Н.Е. Экологическая и санитарно-бактериологическая характеристика почвенного покрова города Братска // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2018. Т. 26. С. 18–27.
33. Мамай А.В., Мошкина Е.В. Влияние урбанизации на показатели биологической активности микробного сообщества автоморфных лесных почв Карелии // Международный журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2016. № 11. С. 1094–1099.
34. Марфенина О.Е., Каравайко Н.М., Иванова А.Е. Особенности комплексов микроскопических грибов урбанизированных территорий // Микробиология. 1996. Т. 65. № 1. С. 119–124.
35. Марфенина О.Е., Макарова Н.В., Иванова А.Е. Оппортунистические грибы в почвах и приземных слоях воздуха мегаполиса (на примере района Тушино г. Москвы) // Микология и фитопатология. 2011. Т. 45. Вып. 5. С. 397–407.
36. Марфенина О.Е., Фомичева Г.М., Василенко О.В., Наумова Е.М., Кулько А.Б. Особенности спорообразования у сапротрофных и клинических штаммов *Aspergillus sydowii* (Bain. & Sart.) Thom & Church в разных экологических условиях // Микробиология. 2010. Т. 79. № 6. С. 767–773.
37. Мишустин Е.Н., Перцовская М.И., Горбов В.А. Санитарная микробиология почвы. М.: Наука, 1979. 304 с.
38. Мошкина Е.В., Мамай А.В. Оценка плодородия и экологического состояния автоморфных почв городских и пригородных лесов по показателям их биологической активности (на примере г. Петрозаводска) // Вестник современной науки. 2016. № 10. С. 31–37.
39. Назаренко Н.Н., Корецкая И.И., Свистова И.Д. Биоиндикация почвы транспортных зон г. Воронежа // Вестник ВГУ. Сер. География. Геоэкология. 2015. № 1. С. 46–50.
40. Налета Е.В., Капралова О.А., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Изменение биологических свойств почв крупных городов Ростовской области под влиянием загрязнения тяжелыми металлами // Современные проблемы науки и образования. 2013. № 6. С. 716–724.
41. Напрасникова Е.В. Экологические особенности городских почв Приангарья // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 2(2).
<http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=22817>
42. Напрасникова Е.В., Макарова А.П. Санитарно-микробиологическая и биохимическая характеристика почв в условиях урбанизации // Гигиена и санитария. 1999. № 3. С. 15–17.
43. Николенко М.В., Пастухов М.В. Современные методы микробиологических исследований объектов окружающей среды // Университетская медицина Урала. 2017. № 4. С. 30–32.
44. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2006 году. Информац. вып. / Под ред. А.С. Качан и др. М.: НИА Природа, 2007. 314 с.
45. Пищухина Е.Ю., Сопрунова О.Б., Сальникова Н.А. Физико-химические свойства и особенности микрофлоры почв Бэровских бугров урбанизированных территорий // Известия Уфимского НЦ РАН. 2015. № 4(1). С. 114–116.
46. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14100104>
47. Сазонова О.В., Трухина Г.М., Сухачева И.Ф., Исакова О.Н., Сухачев П.А., Вистяк Л.Н., Торопова Н.М. Эколого-гигиенические особенности антропогенного загрязнения почвы территории промышленного

- города // Междунар. журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2015. № 7. С. 150–156.
48. *Свистова И.Д.* Методические подходы к определению фитотоксической активности почвы и почвенных микроорганизмов // Лесотехнический журн. 2019. № 2. С. 40–46.
<https://doi.org/10.34220/issn.2222-7962/2019.2/5>
49. *Свистова И.Д., Талалайко Н.Н., Щербаков А.П.* Микробиологическая индикация урбаноземов г. Воронежа // Вестник Воронежского гос. ун-та. Сер. Химия. Биология. Фармация. 2003. № 2. С. 175–180.
50. *Свистова И.Д., Щербаков А.П., Корецкая И.И., Талалайко Н.Н.* Накопление токсичных видов микроскопических грибов в городских почвах // Гигиена и санитария. 2003. № 5. С. 22–24.
51. *Сергеева А.Г., Котельникова И.М., Радомская В.И.* Дыхательная активность микрофлоры урбанизированных почв г. Благовещенска // Региональная экология. 2018. № 4(54). С. 5–15.
<https://doi.org/10.30694/1026-5600-2018-4-71-78>
52. *Соина В.С., Лысак Л.В., Конова И.А., Лапыгина Е.В., Звягинцев Д.Г.* Электронно-микроскопическое изучение ультрамикробактерий (наноформ) в почвах и подпочвенных отложениях // Почвоведение. 2012. № 11. С. 1188–1198.
53. *Степанов А.Л., Манучарова Н.А., Смагин А.В., Курбатова А.С., Мяжкова А.Д., Башкин В.Н.* Характеристика биологической активности микробного комплекса городских почв // Почвоведение. 2005. № 8. С. 978–983.
54. *Степанова Л.П., Яковлева Е.В., Писарева А.В., Раскатов В.А.* Экологическая оценка структуры микробиологического комплекса техногенно-трансформированных земель // Агрехимический вестник. 2016. № 3. С. 20–25.
55. *Стома Г.В., Манучарова Н.А., Белокопытова Н.А.* Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России // Почвоведение. 2020. № 6. С. 703–715.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2006012X>
56. *Строганова М.Н., Мяжкова А.Д., Прокофьева Т.В.* Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1. С. 96–101.
57. *Тепеева А.Н., Марфенина О.Е.* Структурное и функциональное разнообразие микобиоты городских почв в условиях пониженных температур // Современные проблемы науки и образования. 2017. № 5. С. 342–350.
58. *Хамитова С.М., Авдеев Ю.М.* Микробиологические исследования почв в зеленых городских насаждениях Вологодской области // Вестник КрасГАУ. 2016. № 10. С. 29–35.
59. *Шабманова Т.Х., Чуйков Ю.С., Егоров М.А., Батаева Ю.В.* Микробиологические показатели почв территорий г. Астрахань // Естественные науки. 2014. № 1(46). С. 33–40.
60. *Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А.* Особенности актиномицетных комплексов в урбано-земах г. Киров // Почвоведение. 2011. № 2. С. 199–205.
61. *Шумилова Л.П., Куимова Н.Г.* Изучение микробного сообщества городских почв методом газовой хроматографии-масс-спектрометрии // Бюл. физиологии и патологии дыхания. 2013. № 50. С. 121–125.
62. *Adhikari K., Hartemink A.E.* Linking soils to ecosystem services – A global review // *Geoderma*. 2016. V. 262. P. 101–111.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
63. *Aislabie J., Deslippe J.R.* Soil microbes and their contribution to soil services // *Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends*. New Zealand: Manaaki Whenua Press, 2013. P. 112–161.
64. *Al-Ghamdi A.Y.* Soil microbial biomass of pea (*Pisium sativum* cv. Little Marvel) in response to three atmospheric air regimes at Al Baha Region, KSA // *American J. Climate Change*. 2017. V. 6. P. 607–621.
<https://doi.org/10.4236/ajcc.2017.64031>
65. *Andersson E.* Urban landscapes and sustainable cities // *Ecology and Society*. 2006. V. 11(1). P. 34.
<https://doi.org/10.5751/ES-01639-110134>
66. *Annea B., Geoffroya S., Cherelc J., Warot G., Mariea S., Jean Noëld C., Jean Louis M., Christophe S.* Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils // *Landscape and Urban Planning*. 2018. V. 176. P. 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
67. *Becker J.N., Kuzyakov Y.* Teatime on Mount Kilimanjaro: Assessing climate and land-use effects on litter decomposition and stabilization using the Tea Bag Index // *Land Degradation and Development*. 2018. V. 29. P. 2321–2329.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2982>
68. *Benami M., Gross A., Herzberg M., Orlofsky E., Vonshak A., Gillor O.* Assessment of pathogenic bacteria in treated graywater and irrigated soils // *Sci. Total Environ*. 2013. V. 458. P. 298–302.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.023>
69. *Beroigui M., Naylo A., Walczak M., Hafidi M., Charzyński P., Świtoniak M., Rózański S., Boularbah A.* Physicochemical and microbial properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // *Catena*. 2020. V. 194. P. 104673.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673>
70. *Beyer L., Blum H.-P., Elsner D.-Ch., Willnow A.* Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils // *Sci. Total Environ*. 1995. V. 168. P. 267–278.
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04704-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04704-5)
71. *Boechat C.L., Santos J.A.G., de Aguiar Accioly A.M., Bomfim M.R., Santos A.C.* Industrial and urban organic wastes increase soil microbial activity and biomass // *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2012. V. 36. P. 1629–1636.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500027>
72. *Brodsky O.L., Shek K.L., Dinwiddie D., Bruner S.G., Gill A.S., Palmer M.I., McGuire K.L.* Microbial communities in bioswale soils and their relationships to soil properties, plant species, and plant physiology // *Frontiers in Microbiology*. 2019. V. 10. P. 2368.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02368>

73. *Chen F.-S., Yavitt J., Hu X.-F.* Phosphorus enrichment helps increase soil carbon mineralization in vegetation along an urban-to-rural gradient, Nanchang, China // *Appl. Soil Ecol.* 2014. V. 75. P. 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.011>
74. *Costanza R., d'Are R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.S., Sutton P., van den Belt M.* The value of the world's ecosystem services and natural capital // *Nature.* 1997. V. 387. P. 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
75. *Cusak D.F., Lee J.K., Mcclery T.L., Lecroy C.S.* Exotic grasses and nitrate enrichment alter soil carbon cycling along an urban–rural tropical forest gradient // *Global Change Biol.* 2015. V. 21. P. 4481–4496. <https://doi.org/10.1111/gcb.13066>
76. *De Kimpe C.R., Morel J.L.* Urban soil management: a growing concern // *Soil Sci.* 2000. V. 165. P. 31–40. <https://doi.org/10.1097/00010694-200001000-00005>
77. *Delgado-Baquerizo M., Maestre F., Reich P., Jeffries T.C., Gaitan J.J., Encinar D., Berdugo M., Campbell C.D., Singh B.K.* Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems // *Nature Com.* 2016. V. 7. P. 10541. <https://doi.org/10.1038/ncomms10541>
78. *Dominati E., Patterson M., Mackay A.* A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils // *Ecological Economics.* 2010. V. 69. P. 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
79. *Duddigan S., Alexander P.D., Shaw L.J., Sandén T., Collins C.D.* The Tea Bag Index – UK: using citizen/community science to investigate organic matter decomposition rates in domestic gardens // *Sustainability.* 2020. V. 12. P. 6895. <https://doi.org/10.3390/su12176895>
80. *Faber J.H., Creamer R.E., Mulder C., Römbke J., Rutgers M., Sousa J.P., Stone D., Griffiths B.S.* The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme // *Int. Environ. Assess. Manag.* 2013. V. 9. P. 276–284. <https://doi.org/10.1002/ieam.1398>
81. *Garcia M.M., McKay K.A.* Pathogenic microorganisms in soil: an old problem in a new perspective // *Can. J. Comparative Medicine.* 1970. V. 34. P. 105–110.
82. *Gondim-Porto C., Platero L., Nadal I., Navarro-Garcia F.* Fate of classical faecal bacteria markers and ampicillin-resistant bacteria in agricultural soils under Mediterranean climate after urban sludge amendment // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 565. P. 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.160>
83. *Han X., Wang R., Guo W., Pang X., Zhou J., Wang Q., Zhan J., Dai J.* Soil microbial community response to land use and various soil elements in a city landscape of north China // *Afr. J. Biotechnol.* 2011. V. 10(73). P. 16554–16565. <https://doi.org/10.5897/AJB10.1682>
84. *Hofman J., Trávníčková E., Anděl P.* Road salts effects on soil chemical and microbial properties at grassland and forest site in protected natural areas // *Plant, Soil Environ.* 2012. V. 58(6). P. 282–288. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113976>
85. *Hu Y., Dou X., Li J., Li F.* Impervious surfaces alter soil bacterial communities in urban areas: a case study in Beijing, China // *Frontiers in Microbiology.* 2018. V. 9. P. 226. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00226>
86. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Sushko S., Paltseva A., Seleznyova A., Plushchikov V., Kudayarov V.* Fungal and bacterial respiration in Urban Technosols vs. Natural Soils // *Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services.* Springer Geography, 2019. P. 88–99. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16091-3_12
87. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudayarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil Environ.* 2019. V. 38(1). P. 31–41. <https://doi.org/10.25252/SE/19/61524>
88. *Joyner J.L., Kerwin J., Deeb M., Lozefski G., Prithviraj B., Paltseva A., McLaughlin J., Groffman P., Cheng Z., Muth T.R.* Green infrastructure design influences communities of urban soil bacteria // *Frontiers in Microbiology.* 2019. V. 10. P. 982. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00982>
89. *Kaye J.P., Mcculley R.L., Burke I.C.* Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // *Global Change Biol.* 2005. V. 11. P. 575–587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00921.x>
90. *Keuskamp J.A., Dingemans B.J.J., Lehtinen T., Sarneel J.M., Hefting M.M.* Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems // *Methods Ecol. Evolution.* 2013. V. 4. P. 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>
91. *Lee J.M., Tan J., Gill A.S., McGuire K.L.* Evaluating the effects of canine urine on urban soil microbial communities // *Urban Ecosystems.* 2019. V. 22. P. 721–732. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00842-0>
92. *Li G., Sun G.-X., Ren Y., Luo X.-S., Zhu Y.-G.* Urban soil and human health: a review // *Eur. J. Soil Sci.* 2018. V. 69. P. 196–215. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>
93. *Lorenz K., Kandeler E.* Microbial biomass and activities in urban soils in two consecutive years // *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 2006. V. 169. P. 799–808. <https://doi.org/10.1002/jpln.200622001>
94. *Luo X.S., Ding J., Xu B., Wang Y.J., Li H.B., Yu S.* Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 424. P. 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>
95. *Marfenina O.E., Danilogorskaya A.A.* Effect of elevated temperatures on composition and diversity of micro-fungal communities in natural and urban boreal soils, with emphasis on potentially pathogenic species // *Pedobiologia.* 2017. V. 60. P. 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.11.002>
96. *Matei G.-M., Matei S., Breabăn I.G., Lăcătușu R.* Microbial characteristics of urban soils from Iassy municipality // *Factori și Procese Pedogenetice din Zona Temperată 5.* 2006. P. 63–71.

97. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington: Island Press, 2003. 155 p.
98. Mgelwa A.S., Hu Y.-L., Xu W.-B., Ge Z.-Q., Yu T.-W. Soil carbon and nitrogen availability are key determinants of soil microbial biomass and respiration in forests along urbanized rivers of southern China // *Urban Forestry and Urban Greening*. 2019. V. 43. P. 126351. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.013>
99. Nannipieri P., Ascher-Jenull J., Ceccerini M.T., Pietramellara G., Renella G., Schloter M. Beyond microbial diversity for predicting soil functions: A mini review // *Pedosphere*. 2020. V. 30(1). P. 5–17. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60824-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60824-6)
100. Naylo A., Almeida Pereira S.I., Benidire L., El Khalil H., Castro P.M.L., Ouvrard S., Schwartz C., Boularbah A. Trace and major element contents, microbial communities, and enzymatic activities of urban soils of Marrakech city along an anthropization gradient // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 2153–2165. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2221-y>
101. Norra S., Stüben D. Urban soils // *J. Soils Sediments*. 2003. V. 3. P. 230–233. <https://doi.org/10.1007/BF02988664>
102. Panico S.C., Memoli V., Esposito F., Maisto G., De Marc A. Plant cover and management practices as drivers of soil quality // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 129. P. 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.05.001>
103. Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element contents in an urban soil // *Environ. Monitor. Assess.* 2010. V. 165. P. 193–203. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1>
104. Piotrowska-Długosz A., Charzyński P. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland) // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 47–59. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0963-8>
105. Pulleman M., Creamer R., Hamer U., Helder J., Pelose C., Peres G., Rutgers M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services – an overview of European approaches // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2012. V. 4. P. 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.009>
106. Saccá A., Caracciolo A.B., Di Lenola M., Grenni P. Ecosystem services provided by soil microorganisms // *Soil Biological Communities and Ecosystem Resilience, Sustainability in Plant and Crop Protection*. Springer Int. Publi., 2017. P. 9–24. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63336-7_2
107. Saier M.H. Are megacities sustainable? // *Water, Air, Soil Poll.* 2008. V. 191. P. 1–3. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9211-1>
108. Saint-Laurent D., Arsenault-Boucher L. Soil properties and rate of organic matter decomposition in riparian woodlands using the TBI protocol // *Geoderma*. 2020. V. 358. P. 113976. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113976>
109. Sharma R.C., Tateishi R., Hara K., Gharechelou S., Lizuka K. Global mapping of urban built-up areas of year 2014 by combining MODIS multispectral data with VIIRS nighttime light data // *Int. J. Digital Earth*. 2016. V. 9. P. 1–17. <https://doi.org/10.1080/17538947.2016.1168879>
110. Sarneel J.M., Sundqvist M.K., Molau U., Björkman M.P., Alatalo J.M. Decomposition rate and stabilization across six tundra vegetation types exposed to >20 years of warming // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 72. P. 138304. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138304>
111. Scharenbroch B.C., Lloyd J.E., Johnson-Maynard J.L. Distinguishing urban soil with physical, chemical and biological properties // *Pedobiology*. 2005. V. 49. P. 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>
112. Schloter M., Nannipieri P., Sørensen S.J., van Elsas J.D. Microbial indicators for soil quality // *Biol. Fertil. Soils*. 2018. V. 54. P. 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1248-3>
113. Schneider A., Friedl M.A., Potere D. A new map of global urban extent from MODIS satellite data // *Environ. Res. Lett.* 2009. V. 4. P. 44003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/044003>
114. Seto K.C., Fragkias M., Güneralp B., Reilly M.K. A Meta-analysis of global urban land expansion // *PLoS ONE*. 2011. V. 6. P. 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023777>
115. Shi Z., Yin H.D., Van Nostrand J., Voordeckers J.W., Tu Q., Deng Y., Yuan M., Zhou A., Zhang P., Xiao N., Ning D., He Z., Wu L., Zhou J. Functional gene array-based ultrasensitive and quantitative detection of microbial populations in complex communities // *mSystems*. 2019. V. 4. P. e00296–19. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00296-19>
116. Tao X., Cui J., Dai Y., Wang Z., Xu X. Soil respiration responses to soil physiochemical properties in urban different green-lands: A case study in Hefei, China // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2016. V. 4. P. 224–229. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.08.001>
117. Thiele-Bruhn S., Schloter M., Wilke B.-M., Beaudette L.A., Martin-Laurent F., Cheviron N., Mougín C., Römbke J. Identification of new microbial functional standards for soil quality assessment // *Soil*. 2020. V. 6. P. 17–34. <https://doi.org/10.5194/soil-6-17-2020>
118. Tresh S., Moretti M., Le Bayon R.-C., Mader P., Zanetta A., Frey D., Fliessbach A. A gardener's influence on urban soil quality // *Frontiers Environ. Sci.* 2018. V. 6(25). P. 1–17. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00025>
119. Tresh S., Moretti M., Le Bayon R.-C., Mader P., Zanetta A., Frey D., Stehle B., Kuhn A., Munyangabe A., Fliessbach A. Urban soil quality assessment – A comprehensive case study dataset of urban garden soils // *Frontiers Environ. Sci.* 2018. V. 6(136). P. 1–5. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00136>
120. UN Department of Economic and Social Affairs. Revision of World Urbanization Prospects: New York: United Nations, 2018.
121. Vasenev V., Kuzyakov Y. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors // *Land Degradation and Development*. 2018. V. 29. P. 1607–1622. <https://doi.org/10.1002/ldr.2944>

122. *Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Vasenev I.I.* Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region // *Catena*. 2013. V. 107. P. 96–102. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.009>
123. *Wang M., Markert B., Shen W., Chen W., Peng C., Ouyang Z.* Microbial biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing // *Environ. Sci. Poll. Res.* 2011. V. 18. P. 958–967. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0445-0>
124. *Wang X.T., Miao Y., Zhang Y., Li Y.C., Wu M.H., Yu G.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 447. P. 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.086>
125. *Xu H.-J., Li S., Su J.-Q., Nie S., Gibson V., Li Y., Zhu Y.-G.* Does urbanization shape bacterial community composition in urban park soils? A case study in 16 representative Chinese cities based on the pyrosequencing method // *FEMS Microbiol. Ecol.* 2013. V. 87. P. 182–192. <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12215>
126. *Yan B., Li J., Xiao N., Qi Y., Fu G., Liu G., Qiao M.* Urban-development-induced Changes in the Diversity and Composition of the Soil Bacterial Community in Beijing // *Scientific Reports*. 2016. V. 6. P. 38811. <https://doi.org/10.1038/srep38811>
127. *Yang J.L., Zhang G.L.* Formation, characteristics and eco-environmental implications of urban soils – A review // *Soil Sci. Plant Nutrition*. 2015. V. 61. P. 30–46. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1035622>
128. *Yang Y., Paterson E., Campbell C.D.* Urban soil microbial features and their environmental significance as exemplified by Aberdeen City, UK // *Chin. J. Geochem.* 2001. V. 20(1). P. 34–44. <https://doi.org/10.1007/BF03166847>
129. *Yuangen Y., Campbell C.D., Clark L., Cameron C.M., Paterson E.* Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils // *Chemosphere*. 2006. V. 63. P. 1942–1952. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.009>
130. *Zhang J., Li S., Sun X., Tong J., Fu Z., Li J.* Sustainability of urban soil management: Analysis of soil physicochemical properties and bacterial community structure under different green space types // *Sustainability*. 2019. V. 11. P. 1395. <https://doi.org/10.3390/su11051395>
131. *Zhao D., Li F., Yang Q., Wang R., Song Y., Tao Y.* The influence of different types of urban land use on soil microbial biomass and functional diversity in Beijing, China // *Soil Use and Management*. 2013. V. 29. P. 230–239. <https://doi.org/10.1111/sum.12034>
132. *Zhen Z., Wang S., Luo S., Ren L., Liang Y., Yang R., Li Y., Zhang Y., Deng S., Zou L., Lin Z., Zhang D.* Significant impacts of both total amount and availability of heavy metals on the functions and assembly of soil microbial communities in different land use patterns // *Frontiers in Microbiology*. 2019. V. 10. P. 2293. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02293>

Microbial Indicators of Urban Soils and Their Role in Assessment of Ecosystem Services (Review)

N. D. Ananyeva^{1,*}, K. V. Ivashchenko^{1,2}, and S. V. Suchko^{1,2,3}

¹ *Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, 142290 Russia*

² *Agrarian-Technological Institute, Peoples' Friendship University of Russia, Moscow, 117198 Russia*

³ *Agrophysical Research Institute, Saint Petersburg, 195220 Russia*

*e-mail: ananyeva@rambler.ru

Soil is an important component of the urban ecosystems, the balanced functioning of which is largely dependent on the soil microbiome. The state of the microbiome can be indicated by various properties, but which of them is the most suitable to indicate the urban soil functioning and, thereby, be useful in planning and management of urban areas is still unclear. Using information databases (eLIBRARY.RU, Web of Science, Scopus), domestic and foreign papers (47 and 35, respectively) published over the past 25 years and focused on the study of soil microbial properties in different cities of the world were found. It was revealed that the main attention in the investigations is contributed to assessing the taxonomic structure of soil microbiome, its green gases production and enzymatic activity, biomass content, ecophysiological status, functional diversity, cell morphology, pathogenic and opportunistic microorganism abundance. Criteria of various microbial indicators (reproducibility, selectivity, expenses, standardization, interpretation and understanding, scientific approval) illustrating the usefulness for assessing the urban soil functions and, thereby, ecosystem services are proposed. The more suitable indicators were the activity and ecophysiological status of soil microbiome, and less – functional genes and “key groups” of microorganism abundances. Highlighted the importance of study the relationship between the microbial taxonomic diversity of urban soils and their main functions and, thereby, ecosystem services. Other promising microbial indicators for assessing the urban soils functioning are discussed.

Keywords: soil microbiome, ecological function, urban ecosystem, functioning, indicator criterion, ecosystem services

УДК 502.53:631.46

ОРГАНИЧЕСКИЕ КОМПОНЕНТЫ И БИОТА В СОСТАВЕ ГОРОДСКОГО АТМОСФЕРНОГО ПЫЛЕАЭРОЗОЛЯ: ПОТЕНЦИАЛЬНОЕ ВЛИЯНИЕ НА ГОРОДСКИЕ ПОЧВЫ

© 2021 г. Т. В. Прокофьева^{a, *}, С. А. Шоба^a, Л. В. Лысак^a, А. Е. Иванова^{a, b},
А. М. Глушакова^{a, c}, В. А. Шишков^d, Е. В. Лапыгина^a, П. Д. Шилайка^a, А. А. Глебова^b

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

^bИПЭЭ им. Северцова РАН, Ленинский пр-т, 33, Москва, 119071 Россия

^cНИИ вакцин и сывороток им. И.И. Мечникова, Малый Казенный пер., 5А, Москва, 105064 Россия

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

*e-mail: tatianaprokofieva@yandex.ru

Поступила в редакцию 27.12.2020 г.

После доработки 22.03.2021 г.

Принята к публикации 31.03.2021 г.

Основным компонентом твердого аэрозоля атмосферы являются почвенно-породные частицы, поднимаемые с поверхности земли в результате эрозионных процессов, и первичные биологические аэрозольные частицы. На территориях с активной антропогенной деятельностью в составе атмосферного аэрозоля появляется много загрязнителей минеральной и органической природы. На двух участках г. Москвы (территории музея-усадьбы Л.Н. Толстого в Хамовниках и Ботанического сада биологического факультета МГУ) был собран летний выпавший из атмосферы пылеаэрозоль (твердые атмосферные выпадения). Проведены морфологические и микробиологические исследования с целью охарактеризовать состав органической составляющей городских твердых атмосферных выпадений и ее возможное влияние на почвы и экосистему города в целом. Обнаружено, что состав органической части образцов был идентичен и включал в себя не только представителей аэропланктона и другие частицы биологического происхождения, но и скопления пленок нефтепродуктов, волокна пластмасс, углистые частицы и др., что говорит о приносимом из атмосферы углеродородном загрязнении и загрязнении микропластиком. Состав исследованных групп организмов в пыли и почвах города аналогичен, что указывает на тесные экологические связи между городским пылеаэрозолем и почвами. По биомассе среди исследованных групп организмов твердых атмосферных выпадений доминируют грибы, многие из которых являются потенциально патогенными и аллергенными организмами. Кроме того, атмосферные пылеаэрозоли в городе, видимо, являются переносчиком микробиологического загрязнения, связанного с фекалиями животных. Наличие таких частиц в воздухе свидетельствует о недостаточной активности почв как “бактериально-го фильтра”.

Ключевые слова: биологические аэрозольные частицы (primary biological aerosol particles), аллергенные и потенциально патогенные грибы, санитарно-показательные микроорганизмы, микропластик, городские экосистемы

DOI: 10.31857/S0032180X21100099

ВВЕДЕНИЕ

Твердые атмосферные частицы, или пыль, циркулируют в приземных слоях атмосферы и связывают компоненты внутри экосистем и различные экосистемы между собой. Поднимаясь с одних участков и оседая на других, пылевые частицы осуществляют связь между местообитаниями [28, 33]. Таким образом, происходит перенос субстратов между участками не только в местном масштабе, но и на далекие расстояния [3, 50]. Если на природных территориях неорганическая

часть атмосферной пыли состоит в основном из почвенно-породных частиц, то на городских территориях в нее добавляются микрофрагменты искусственных материалов, в том числе от дорожных конструкций и зданий [20, 54].

Кроме минеральных частиц переносу подвергаются и живые организмы – аэропланктон или их остатки – “первичные биологические аэрозольные частицы” [34]. Диаметр частиц биоаэрозоля варьирует от 0.3 до 100 мкм [32, 39]. Ежегодно с одного континента на другой воздушные потоки переносят с водно-пылевой взвесью примерно

10^{18} живых клеток микроорганизмов, эндотоксинов, микотоксинов и пыльцы растений, расширяя их биогеографию [37]. Например, споры грибов можно обнаружить во всех частях Земного шара в течение всего года [30, 42, 51], даже в экстремальных условиях Антарктиды [49]. Культивируемые формы бактерий и грибов находят и высоко в стратосфере, потому их вклад в общее содержание углерода в атмосфере нуждается в дальнейшем изучении [29]. Помимо бактерий и грибов в атмосфере обнаруживается огромное количество живых клеток водорослей, лишайников, мхов и одноклеточных животных [52]. Благоприятные мягкие условия городского микроклимата способствуют выживанию в городской среде множества адвентивных видов.

Известно, что на городских территориях вблизи автомобильных магистралей запыленность в десятки–сотни раз больше, чем на природных территориях [1], больше интенсивность загрязнения, поступающего через атмосферу, а также активнее локальный перенос рыхлого материала между участками.

Для прогнозирования развития почвы и сообщества почвенных организмов важно знать не только количество и концентрацию загрязнителей в пылевых выпадениях, но общий состав городской пыли, особенно его органическую часть. Ранее обнаружено, что городская пыль характеризуется большим содержанием органического углерода. При микроскопических исследованиях определяется много компонентов, имеющих углеродородный состав, присущий молекулам органических веществ. По нашим данным содержание органического углерода в образцах из разных районов г. Москвы составляет до 10% от массы выпавшего материала [20, 54], что не противоречит другим исследованиям [57].

Пыль может служить источником новых субстратов для питания почвенных организмов, источником нового видового разнообразия, может создавать новые свойства почв и экологические ниши за счет поступления не типичных для природной среды субстратов, меняя условия жизни почвенных организмов. Несмотря на контроль показателей общей запыленности атмосферы (показатели PM_{2.5} и PM₁₀), экологическая роль твердых частиц, перемещающихся в атмосфере, и их влияние на почвы мало изучены.

Цель исследований — охарактеризовать состав органической составляющей и отдельных групп организмов городских твердых атмосферных выпадений в образцах, собранных на территории г. Москвы, как потенциальный источник влияния на свойства почв и разнообразие почвенных организмов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили на территории г. Москвы. Москва расположена в центре Восточно-Европейской равнины, сложенной рыхлыми мелкодисперсными отложениями преимущественно ледникового и водно-ледникового происхождения. Климат в целом умеренно континентальный с холодной снежной зимой и умеренно теплым летом. В XX в. зафиксировано образование теплового острова над городом. Среднегодовая температура воздуха и почв в городе неуклонно повышается [10, 47, 48]. Вторая половина июля и август в г. Москва обычно наиболее благоприятны для сбора сухих пылеаэрозолей. В августе 2019 г. в период сбора материала для исследования погода имела обычный характер: средняя температура составила +17,6°C, количество выпавших осадков 42 мм, средняя скорость ветра 1,2 м/с ([https://tr5.ru/Архив_погоды_в_Москве_\(центр,_Балчуг\)](https://tr5.ru/Архив_погоды_в_Москве_(центр,_Балчуг))).

Сбор атмосферных выпадений проводили на высоте 80 см от поверхности почвы. Пылевую нагрузку пересчитывали в расчете на год.

Участки исследования. Обе площадки для сбора твердых атмосферных выпадений расположены на озелененных территориях с ограниченной рекреационной нагрузкой в районах с разной удаленностью от центра города (рис. 1), в непосредственной близости от улиц с автомобильным движением. Поскольку тепловой остров, сформировавшийся над городом, распространяется за его границы, метеорологические обсерватории фиксируют существенное повышение температур воздуха и почвы за прошедшее столетие, можно считать, что оба участка находятся в центральной зоне теплового острова [10, 47, 48].

Первый участок — мемориальный сад усадьбы Л.Н. Толстого в Хамовниках, филиал Государственного музея Л.Н. Толстого — расположен в центральном административном округе Москвы. Высота участка над уровнем моря 140 м.

Территория усадьбы занимает площадь примерно 1 га и в настоящее время окружена жилыми кварталами и офисными зданиями, на месте ранее существовавших производственных предприятий (ткацкой фабрики, пивного завода и др.). Доступ в парк имеют только посетители музея. На территории сада имеется несколько мемориальных деревьев, культивируются растения, выращиваемые в садах второй половины XIX в.

Второй участок — Ботанический сад биологического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова (БС МГУ) на Воробьевых горах (территория кампуса университета). Высота участка над уровнем моря 195 м. В середине XX в. это была окраина города. В настоящий момент территория может рассматриваться как часть городского ядра. Объект расположен в Юго-Западном административном округе г. Москвы. Ботанический сад занима-

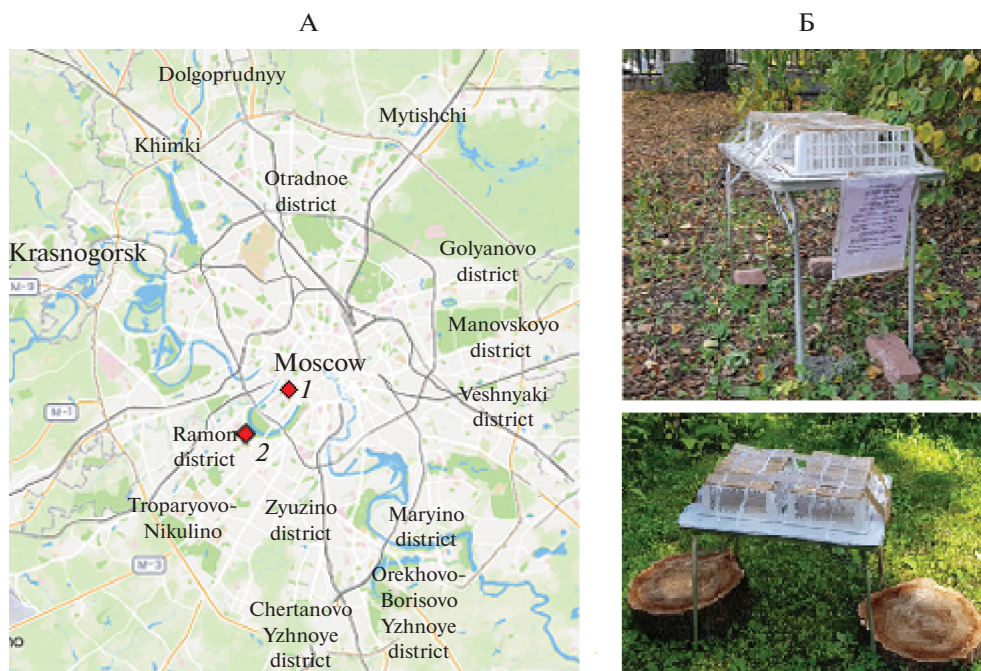


Рис. 1. Участки исследования на карте города (А): 1 – мемориальный парк усадьбы Л.Н. Толстого в Хамовниках, 2 – Ботанический сад биологического факультета МГУ им. М. В. Ломоносова и установки для сбора атмосферных выпадений на участках (Б).

ет площадь более 30 га. Доступ на его территорию имеют сотрудники и учащиеся МГУ, а также небольшие экскурсионные группы, что значительно снижает объемы рекреационной нагрузки.

Сбор атмосферных выпадений. Материал для исследования собирали путем непосредственного осаждения аэрозольных частиц из атмосферы в экспонируемые контейнеры. Использовали авторский метод сбора сухих атмосферных пылеаэрозолей, подобные методы ранее апробированы и описаны другими исследователями как для открытых, так и для лесных природных территорий [25, 26]. На раскладных столах помещали по 8 предварительно взвешенных пластиковых контейнеров размером 11 × 13.5 см. Контейнеры прикрывали сверху глубокими хозяйственными лотками, в боковых стенках которых были проделаны отверстия для свободной циркуляции воздуха. В контейнерах накапливались твердые атмосферные выпадения. Контейнеры выставляли в течение 46 суток с конца июля до середины сентября 2019 г. Небольшое количество влаги, попадавшее в контейнеры, испарялось естественным путем. Ловушки устанавливали на открытых, по возможности продуваемых площадках.

После окончания экспериментов вычисляли пылевую нагрузку на участках исследования по формуле: $P = P_a / (ST)$, где P_a – вес осаждаемой пыли, г; S – проективная площадь осаждения, м²;

T – временной интервал проведения эксперимента, сутки. Результат умножали на 365.

Лабораторные методы. Морфологическую диагностику состава образцов проводили при помощи бинокулярной лупы непосредственно на поверхности контейнеров (увеличение ×4...×56), а также на сканирующем электронном микроскопе JEOL 6610 LV с энергодисперсионным спектрометром INCA XACT.

По три контейнера с каждой площадки использовали для проведения электронного микроскопирования. Содержание грибов анализировали в трехкратной повторности из трех контейнеров с каждой точки, содержание бактерий – в двухкратной из оставшихся контейнеров.

Выделение биологических компонентов аэрозолей из проб пыли. Пыль из каждого контейнера смывали стерильной водой (аликвота 10 мл), в которую вносили 1 каплю (0.025 мл) Twin-80 для снижения электростатических свойств пластика – материала контейнеров. Смывы аккуратно взбалтывали по поверхности внутри контейнера и переносили в стерильную пробирку.

Оценку грибной биомассы и численности бактерий проводили методом прямой люминесцентной микроскопии: грибы учитывали при окрашивании калькофлюором белым (Fluorescent brightener 28, Sigma), бактерии – акридином оранжевым [17]. Для десорбции грибных структур смывы пыли предварительно обрабатывали на приборе Vor-

Таблица 1. Пылевая нагрузка на участках исследования, г/м² в год

Участок исследования (повторность)	Нагрузка				Стандартное отклонение (σ)
	min	max	med	средняя (μ)	
Сад усадьбы в Хамовниках ($n = 7$)	10.69	64.12	21.37	26.72	17.99
БС МГУ ($n = 8$)	10.69	42.75	21.93	23.38	12.93

tex (3000 об./мин, 2 мин). Для десорбции бактерий с поверхности частиц пыли водную суспензию обрабатывали ультразвуком на приборе УДЗН (22 кГц, 0.44 А, 2 мин). Количество грибных пропагул и бактериальных клеток на 1 г субстрата рассчитывали согласно стандартной методике [19]. При расчете грибной биомассы (мг/г почвы) учитывали, что плотность спор равна 0.837 г/см³, а мицелия – 0.628 г/см³ [19].

Культивируемые микроскопические грибы выделяли из водных смывов пыли методом посева серийных разведений С. Ваксмана в модификации Д.Г. Звягинцева [17]. Посевы осуществляли глубинным способом на агаризованную минеральную питательную среду Чапека [31]. Таксономическую идентификацию чистых культур проводили на основании культурально-морфологических признаков на среде Чапека и также средах, рекомендованных для конкретных групп грибов, с помощью современных определителей для соответствующих родов и групп [31, 35]. Виды относили к аллергенным и потенциально патогенным на основании известных литературных данных [16, 43].

Культивируемые сапротрофные бактерии выделяли из водных смывов пыли методом посева на универсальную агаризованную глюкозо-пептонно-дрожжевую среду, которая позволяет выделить из почвы до 50 родов блока аэробных и факультативно-анаэробных бактерий [17]. Таксономическую идентификацию бактерий до рода проводили на основании фенотипических признаков [11, 18].

Содержание санитарно-показательных микроорганизмов в образцах изучали в соответствии с методическими указаниями Федерального центра Госсанэпиднадзора Минздрава России (МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест). В образцах почвенной пыли определяли численность бактерий группы кишечной палочки в соответствии с методическими рекомендациями (МР ФЦ/4022 Методы микробиологического контроля почвы). Рассчитывали численность общих колиформных бактерий и термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ) в 1 г почвенной пыли в КОЕ/г. Колонии ТКБ выделяли в чистую культуру для последующей генетической идентификации штаммов (принадлежность к санитарно-показательному виду *Escherichia coli*). Для этого изучали вариабельный участок V3–V4 гена 16S рРНК с использованием программы

BLAST [13]. ДНК выделяли по методике, описанной ранее [5]. Анализ последовательностей гена 16SpРНК проводили в Научно-производственной компании “Синтол” (Москва).

Статистическую обработку данных проводили с использованием программы MS Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ

В целом пылевая нагрузка на обоих участках исследования за время наблюдения была низкой. На участке, расположенном в центральной части города, она была ожидаемо большей (табл. 1).

Разнообразие объектов органического состава в образцах атмосферных выпадений. Несмотря на различное расположение участков, общий характер образцов был одинаков. Все объекты, формирующие состав изучаемых твердых атмосферных выпадений, были условно разделены на неорганические и органические. Все исследуемые образцы имеют в своем составе минеральные зерна и агрегаты относительно крупных размеров (от десятков мкм до 1 мм), состоящие из кварцевых и др. силикатных зерен. Эти частицы имеют наибольшую долю в составе минерального компонента образцов. Среди минеральной части твердых выпадений представлены фрагменты карбонатных строительных растворов, дорожных покрытий, твердые магнитные частицы.

Число отдельных фрагментов отмерших растительных и животных тканей в образцах выпадений по сравнению с количеством единиц минерального компонента заметно меньше. Однако из-за размеров они занимают значительный объем. При небольших увеличениях под бинокулярной лупой установлено, что обилие первичных биологических аэрозольных частиц составляет около 40–50% от объема исследуемых образцов (рис. 2, А, табл. 2). В составе летних пылеаэрозолей обнаружены фрагменты листовых пластинок и тел насекомых, семена, гифы и споры грибов, водоросли, органические остатки, также волокна искусственного происхождения и пятна-пленки нефтепродуктов.

Фрагменты растительных тканей в составе твердых атмосферных выпадений, так же как крупные минеральные зерна, хорошо адсорбируют на своей поверхности мелкие зерна и кристаллы, и наоборот – поверхность минеральных агре-

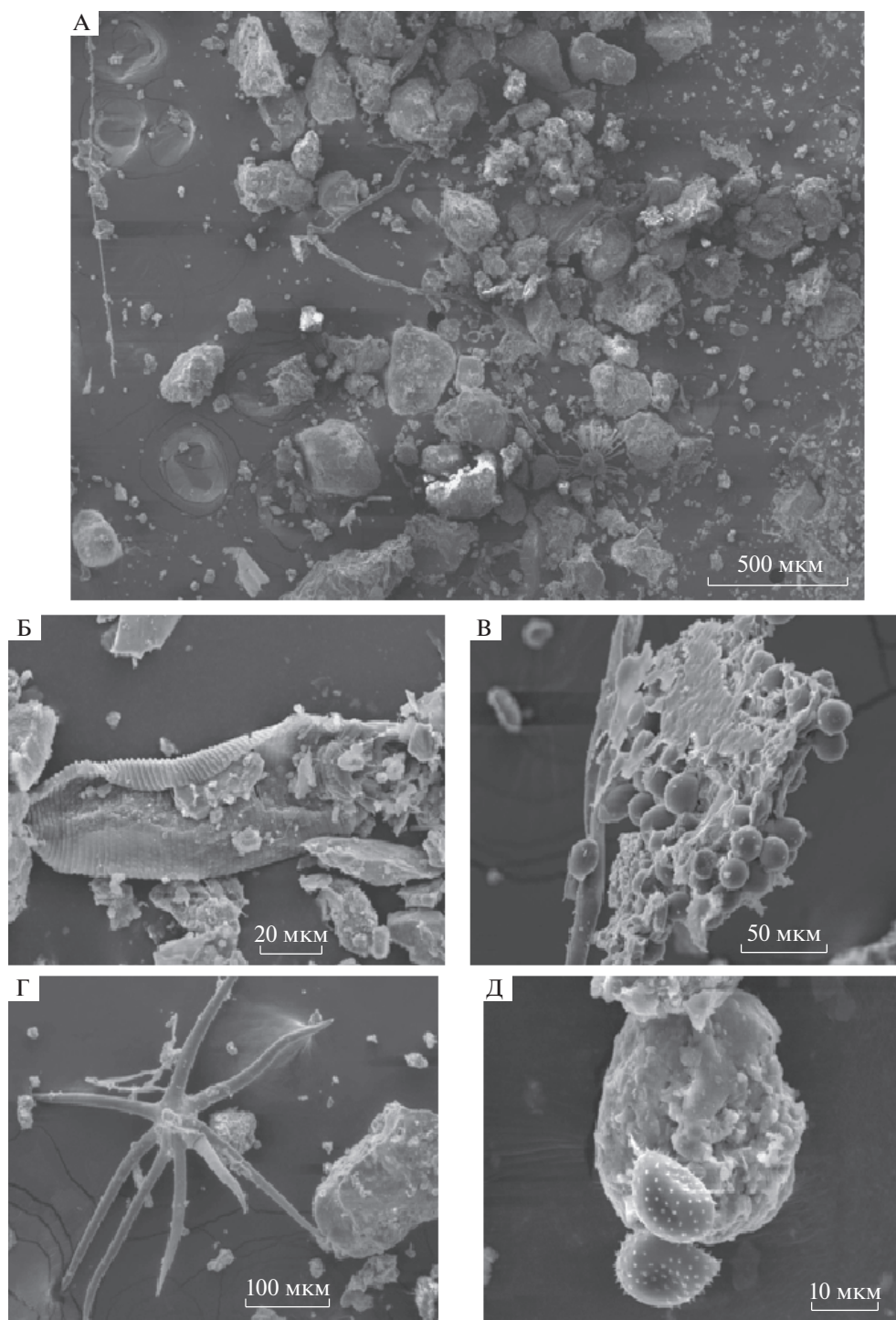


Рис. 2. Первичные биологические частицы внутри аэрозоля: А – общий вид пылеаэрозоля при увеличении $\times 45$ (сад усадьбы в Хамовниках), Б – хитиновый покров животного с налипшими минеральными частицами (сад усадьбы в Хамовниках), В – обрастания микроагрегата пыли одноклеточными водорослями (БС МГУ), Г – трихома с налипшими минеральными частицами (БС МГУ), Д – грибные конидии, адсорбированные на окатанном минеральном агрегате пылеаэрозоля (сад усадьбы в Хамовниках).

гатов содержит на себе объекты биоаэрозоля (рис. 2, Б–2, Д).

При первичном описании образцов под бинокулярной лупой на поверхности контейнеров от-

мечены зеленовато-желтые и коричневатые пятна-пленки, занимающие около 3% от общей площади контейнера. Позже на электронном микроскопе определен их углеводородный состав. Выдвинуто

Таблица 2. Примерные соотношения компонентов в составе пылевых выпадений: результаты осмотра образцов при увеличении до $\times 50$

Содержимое образца	Сад усадьбы в Хамовниках	БС МГУ
	доля в общем объеме, %	
Минеральная составляющая		
Матовые светлые неокатанные карбонатные частицы (фрагменты строительных растворов)	5	10
Прозрачные, бежевые и розоватые матовые частицы, иногда с острыми краями (зерна силикатов)	10	20
Темно-серые к черному частицы и агрегаты разного размера, неокатанные (до 1 мм, некоторые очень мелкие <0.1 мм)	10	20
Крупные темные обломки (асфальтобетон)	<3	<3
Округлые темные частицы (магнитные)	<3	<3
Красноватая крошка (кирпич, красный асфальтобетон)	–	<3
Органическая составляющая		
Фрагменты листовых пластин	10	–
Семена растений (в основном березы)	5	5
Тонкие гладкие прозрачные нитевидные структуры (возможно, корни, гифы и др.)	5	5
Мелкие насекомые и их фрагменты (крылья, конечности)	5	10
Тонкие цветные (красные, синие) и бесцветные нити, отдельные или несколько спутанных	<3	<3
Красные округлые частицы (подсохшие водоросли)	40	25
Коричневые агрегаты (органические остатки?) частично ассоциированы с нитевидными структурами	5	<3
Желтовато-зеленые и коричневые пятна-пленки (углеводородные пленки)	<3	<3

предположение, что это конденсат выхлопов автотранспорта. Для подтверждения предположения о происхождении пленок отобран и проанализирован материал из выхлопной трубы автомобиля. Его элементный состав идентичен составу углеводородных пленок (рис. 3).

В образцах обоих объектов обнаружены засохшие фрагменты фекальных масс. Фрагменты идентифицировали по высокому содержанию в валовом составе углерода, а также фосфора, доля которого составляла более 5% от массы исследуемого субстрата (рис. 4, А).

В опытных контейнерах обеих площадок исследования обнаружены мелкие (средний размер единичной водоросли около 10 мкм) красные водоросли, покрывающие около 40% поверхности контейнера (рис. 2, В).

В образцах обнаружены отдельные фрагменты искусственных волокон с преобладанием в составе углерода, вероятно, пластмасс. Данный компонент атмосферных выпадений выявлен даже при визуальном осмотре образца – по ярким цветам окраски и форме (1–10 мкм). При нахождении кислорода в составе волокон в соотношении с углеродом 1 : 5 и по характерной “растрепанной” волокнистой структуре можно предположить их происхождение из целлюлозы или полиэтилен-терефталатов (химическая формула $(C_{10}H_8O_4)_n$

(рис. 4, Б)). Обнаружены и пластиковые волокна преимущественно углеродного состава.

Содержание грибной биомассы в атмосферных выпадениях. Наиболее весомой биологической составляющей аэропланктона, присутствующей во всех исследуемых образцах, являются грибы. Методом прямой микроскопии выявлено, что грибная биомасса в составе пылевых выпадений по весу может достигать 0.3% (рис. 5). По биоморфологической структуре в составе грибной биомассы пылевых выпадений преобладают грибные споры, их биомасса в 7–12 раз больше, чем биомасса грибного мицелия. В 1 г пылевых выпадений содержатся сотни миллионов грибных пропагул. Средняя численность спор оказалась больше на участке БС МГУ, где достигала млрд. шт. в 1 г пылевых выпадений. На участке в саду усадьбы численность грибных спор была примерно на 30% меньше. Анализ размерной структуры грибных пропагул показал абсолютное доминирование по численности мелких спор (диаметром <3 мкм) в образцах обоих участков, такие споры входят в состав фракции пылевых выпадений PM2.5. В парке Хамовники при общей меньшей численности отмечена несколько большая (15%) доля спор средних размеров (3–10 мкм), входящих во фракцию PM10.

В составе твердых атмосферных выпадений, помимо грибных спор, выявлено присутствие фрагментов грибного мицелия (рис. 5). Суммарная длина мицелия не очень велика и составляла

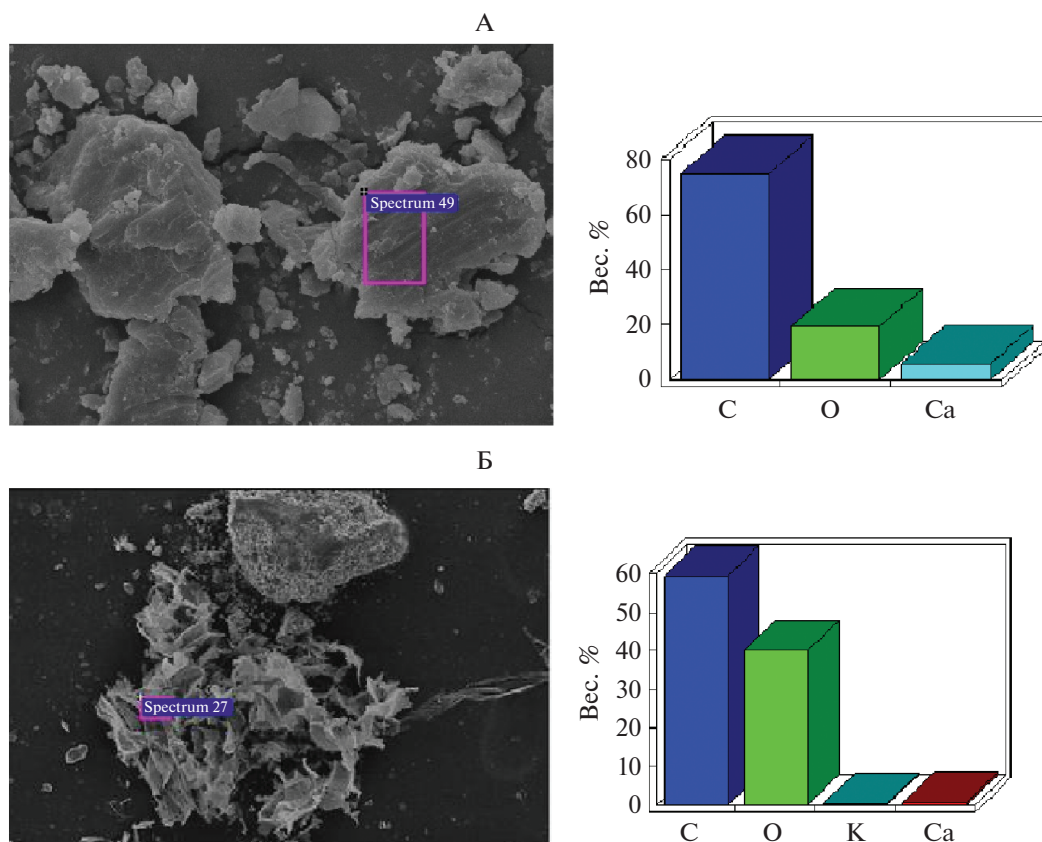


Рис. 3. Сравнение состава углеводородных пленок, определенного полуколичественно при помощи энергодисперсионного микроанализатора (водород из спектра исключен): А – соскок из выхлопной трубы автомобиля, Б – сгусток пленок в составе пылевых выпадений (усадебка в Хамовниках).

67 ± 93 и 122 ± 92 м соответственно, в пылевых выпадениях в Хамовниках и БС МГУ. На втором участке преобладал тонкий мицелий, диаметром <4 мкм, а на первом – толстый >4 мкм.

Численность пропагул культивируемых грибов.

Общая численность колониеобразующих единиц (КОЕ) культивируемых грибов была почти вдвое больше на участке БС МГУ по сравнению с усадьбой в Хамовниках (табл. 3), что соотносится с данными прямой микроскопии.

Таксономический состав культивируемых грибов.

В ходе проведенных исследований в опытных образцах выявлено более 30 видов, относящихся к 21 роду микроскопических грибов – представителей отделов Мисогомусота, Асcomусота, Басидиомусота, а также присутствовало несколько форм без спорношений (табл. 3). Доминировали в составе пылевых атмосферных выпадений на обоих участках представители родов *Alternaria* (*A. alternata*, *A. tenuissima*), *Aureobasidium pullulans*, *Cladosporium* (*C. cladosporioides*, *C. macrocarpon* и др.), *Penicillium* spp. Как частые и обильные встречались виды рода *Trichoderma*.

Общее видовое богатство грибных комплексов на двух участках оказалось сопоставимо. В целом

отмечено высокое сходство состава выявленных на двух исследованных площадках грибных аэрозолей, коэффициент сходства Сьеренсена–Чекановского между ними составил 0.63. Что указывает на примерно одинаковые исходные субстраты, являющиеся основными источниками поступления грибных пропагул в воздух. В первую очередь сходство может быть обусловлено наличием древесных и травянистых растений на обоих участках.

Но можно отметить некоторые отличия видового состава и структуры грибной компоненты пыли на исследованных территориях. В саду усадьбы Хамовники в составе грибных пылевых выпадений доминировали представители рода *Penicillium* (*P. chrysogenum* Thom, *P. citrinum* Thom, *P. glabrum* (Wehmer) Westling, *P. janczewskii* K.W. Zaleski, и др.). Это типичные почвообитающие виды, в пылевые выпадения они могут попадать вместе с частичками почвы. А также здесь отмечено обильное присутствие грибов, типично развивающихся в филлоплане и на коре растений: это эккрисотрофы и фитопатогены родов *Alternaria*, *Aureobasidium*, *Botrytis*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Epicoccum* [35]. Эти виды, как правило, образуют споры средних и крупных размеров, что согласует-

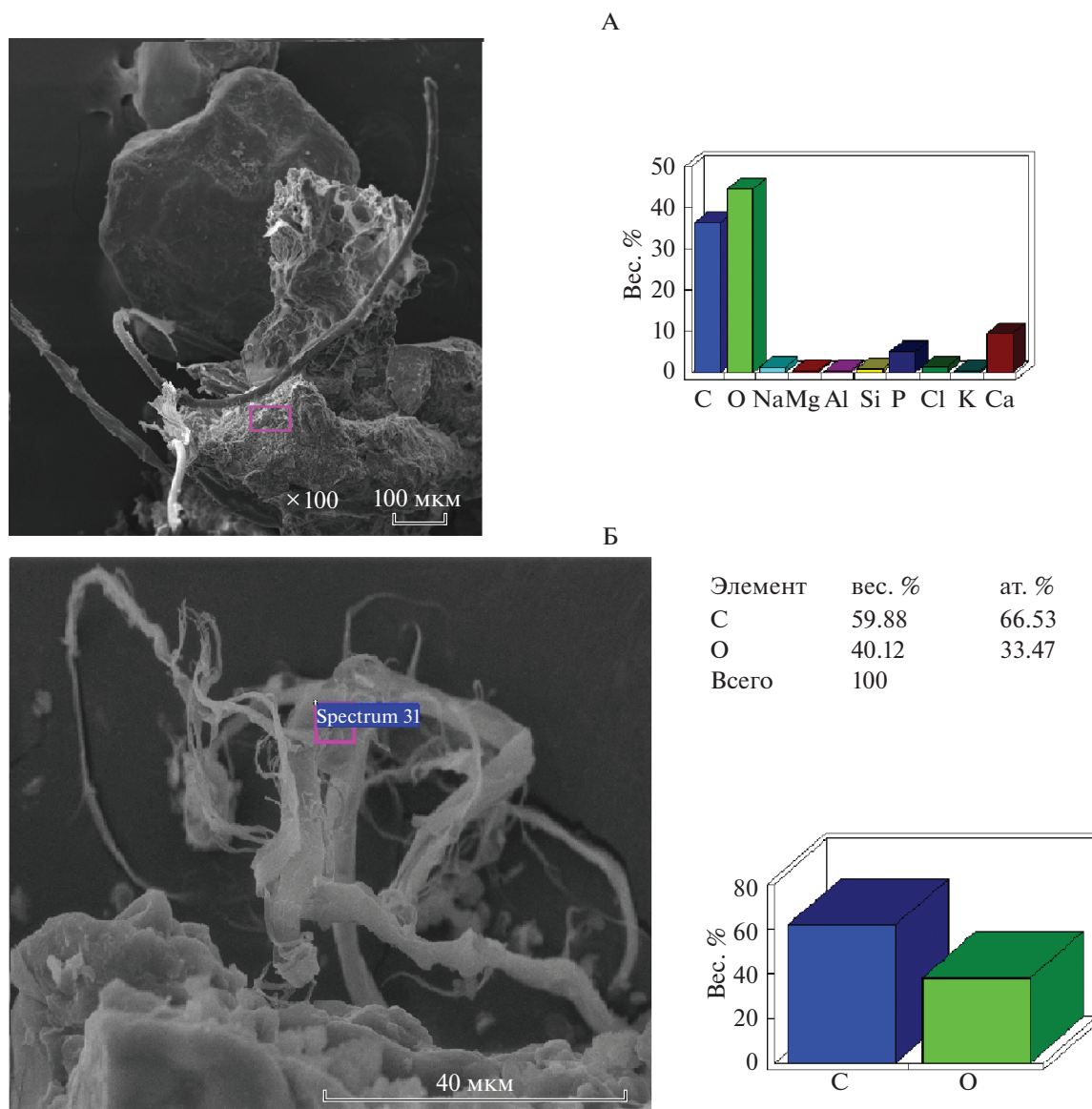


Рис. 4. Компоненты пылеаэрозоля и их состав (водород из спектра исключен): А – засохшие фрагменты фекальных масс (образец с участка БС МГУ), Б – волокна целлюлозного происхождения в твердых атмосферных выпадениях (усадыба в Хамовниках).

ся с полученными данными о большей доле и биомассе таких спор в составе общей грибной биомассы на территории парка.

В БС МГУ в составе пылевых выпадений отмечено значительное присутствие мелкоспоровых видов родов *Acremonium*, *Cephalótrichum*, *Paecilomyces*, *Phoma*, развивающихся на живых и мертвых растительных субстратах [35], некоторые типичные компоненты филопланы, обычно встречающиеся при накоплении различных экссудатов растений. Очень обильны грибы родов *Botrytis*, *Epicoccum*, *Mucor*, *Rhizopus*, *Trichoderma*. Таксономический состав выявленных на этом участке грибов коррелирует с полученными данными о преобладании мелких и зна-

чительной доле крупных спор в составе грибной биомассы.

Общая численность бактерий в исследованных образцах. Показатель общей численности бактерий в образце атмосферных выпадений, отобранном на территории сада усадьбы, составлял 8.4 млрд кл./г, на территории БС МГУ – 5.2 млрд кл./г. Общая численность бактерий на территории сада усадьбы почти в 2 раза больше, чем на территории БС МГУ (табл. 4). Полученные показатели близки к значениям общей численности бактерий, которые фиксируются в образцах верхнего горизонта почв БС МГУ, и составляют от 1 до 10 млрд кл./г почвы [21].

Численность и таксономический состав культивируемого сапротрофного бактериального комплекса. Численность культивируемого сапротрофного комплекса бактерий (СБК) незначительно различалась. На территории БС МГУ показатель составил 2.3 млн КОЕ/г, в саду усадьбы – 2.5 млн КОЕ/г.

Проанализирован таксономический состав бактериального комплекса. В образцах обеих опытных площадок в значительных количествах присутствовали бактерии родов *Arthrobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*. Меньше было содержание рода *Erwinia* и семейства Enterobacteriaceae. В образцах, отобранных на территории БС МГУ, присутствовали бактерии родов *Cytophaga* и *Rhodococcus*.

Определения содержания санитарно-показательных микроорганизмов. Обнаружение санитарно-показательных организмов и их высокое относительное обилие является важным свидетельством антропогенной нагрузки на почву, а присутствие их в атмосферных выпадениях говорит о наличии фекального загрязнения.

Колиформные бактерии были выделены из пылевых выпадений на обоих исследованных участках. В БС МГУ их содержание составило 9%, в саду усадьбы – 15% от числа СБК (табл. 5). Относительное обилие термотолерантных колиформных бактерий от числа общих колиформных бактерий в БС МГУ составило 2.2%, в саду усадьбы – 10.6%.

Среди группы ТКБ, идентифицированной на основании секвенирования фрагмента гена 16S рРНК, обнаружены штаммы санитарно-показательного вида *Escherichia coli* (сходство 99.99%). Штаммы *E. coli* обнаружены в пылевых выпадениях в обоих участках. В исследованных образцах пыли, отобранной на территории сада усадьбы в Хамовниках, содержание *E. coli* больше, чем в образцах с территории БС МГУ. Руководствуясь санитарными нормативами, разработанными для почв, образцы атмосферных выпадений следует рассматривать как сильнозагрязненные (МР ФЦ/4022. Методы микробиологического контроля почвы).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Более интенсивная пылевая нагрузка в центральном округе города была ожидаема. В целом низкие уровни пылевой нагрузки на обоих участках исследования связаны с конструкцией ловушек для пыли, а также с регулярным промыванием атмосферы дождями. Общее количество осадков было мало, дожди не интенсивны, но регулярны. Это заставило нас использовать полузакрытую конструкцию, а не размещать контейнеры на открытом воздухе.

Разделение на органические и неорганические компоненты частиц пылеаэрозоля условно, так как в исследованном материале присутствовали и

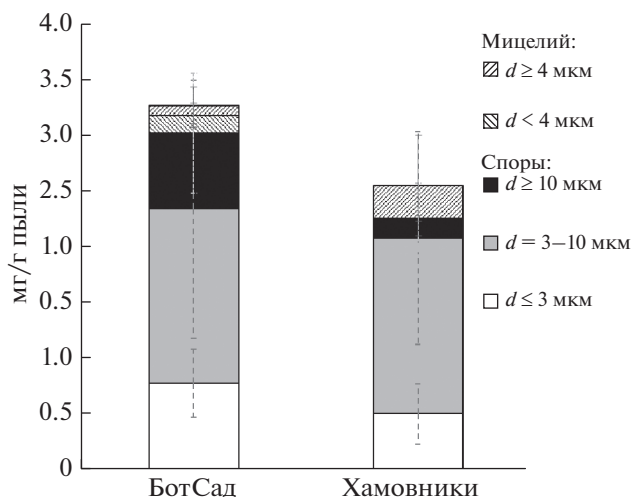


Рис. 5. Содержание и структура грибной биомассы в пылевых выпадениях на исследуемых площадках.

агрегаты смешанного состава. Часто фрагменты, имеющие биологическое происхождение и углеводородный состав, плотно ассоциированы с минеральной частью атмосферных выпадений.

Органические компоненты в составе исследуемых образцов твердых атмосферных выпадений очень разнообразны. Здесь обнаружены как фрагменты и остатки живых организмов и их зачатки – составная часть аэропланктона (семена, споры грибов и пыльца растений), так и фрагменты фекальных масс и детрита. Заметную долю в образцах занимают гифы грибов и разросшиеся во влажной среде контейнеров водоросли.

Согласно полученным данным, грибы по биомассе достигают 2.5–3.5 мг/г пылевых выпадений. Такие значительные объемы грибной биомассы в пыли отмечены благодаря выбранному сезону сбора пылевых выпадений. Ранее показано, что наибольшая седиментация грибных пропагул (до сотен тысяч на м² в сутки) отмечается именно в августе [14].

В саду усадьбы в Хамовниках общая меньшая численность грибных пропагул обусловлена уменьшением присутствия мелких и крупных спор. Однако отмечено одинаковое по биомассе содержание спор средних размеров (3–10 мкм) (рис. 5). Эту фракцию обычно составляют дрожжи и споры грибов, обитающих на поверхности растений и в наземном ярусе. Возможно, такое распределение обусловлено особенностями почвенного покрова и длительностью использования участков. Уровень присутствия спор разных размеров фракций в воздушной пыли зависит не только от заселения грибами поверхностей наземного и надземного яруса, но и от состава почвенного грибного сообщества, споры которого могут попадать с пылью в воздух. Мелкие споры

Таблица 3. Таксономический состав и структура грибных комплексов в пылевых выпадениях на исследованных территориях (частота встречаемости (%)/относительное и видов (%))

Состав	Сад усадьбы в Хамовниках	БС МГУ
Отдел Mucoromycota		
<i>Absidia spinosa</i> Lendn.	11/0.2	–
<i>Mucor</i> spp.	11/2.8	22/6.0
<i>Rhizopus oryzae</i> Went & Prins. Geerl.	–	11/0.2
Отдел Ascomycota		
<i>Acremonium</i> spp.	11/1.4	22/17.5
<i>Alternaria alternata</i> (Fr.) Keissl.	67/7.1	44/4.9
<i>Alternaria tenuissima</i> (Kunze) Wiltshire	33/3.6	22/2.1
<i>Aspergillus ustus</i> (Bainier) Thom & Church	–	11/0.1
<i>Aspergillus niger</i> Tiegh.	22/2.0	–
<i>Aspergillus terreus</i> Thom	–	11/0.2
<i>Aspergillus fumigatus</i> Fresen.	11/0.5	–
<i>Aureobasidium pullulans</i> (De Bary) G. Arnaud ex Cif., Ribaldi & Corte	44/14.9	56/14.0
<i>Botrytis cinerea</i> Pers.	–	44/2.2
<i>Candida</i> spp.	11/2.1	–
<i>Cephalotrichum stemonitis</i> (Pers.) Nees	–	44/5.3
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresen.) G.A. de Vries	67/8.6	33/1.5
<i>Cladosporium macrocarpum</i> Preuss	22/8.7	–
<i>Epicoccum nigrum</i> Link	11/0.4	44/5.8
<i>Fusarium</i> spp.	33/2.1	33/3.1
<i>Penicillium</i> spp.	100/30.1	44/8.4
<i>Phoma</i> sp.	11/0.9	33/4.1
<i>Purpureocillium lilacinum</i> (Thom) Luangsa-ard, Houbraken, Nywel-Jones & Samson	–	11/0.7
<i>Trichoderma</i> spp.	44/9.4	44/12.2
Отдел Basidiomycota		
<i>Rhodotorula mucilaginosa</i> (A. Jörg.) F.C. Harrison	11/0.3	11/0.7
<i>Cystofilobasidium capitatum</i> (Fell, I.L. Hunter & Tallman) Oberw. & Bandoni	11/1.4	11/0.7
Стерильные мицелии	33/3.5	44/10.1
Число выявленных видов, <i>n</i>	26	25
Численность КОЕ/г пыли	$(0.567 \pm 0.351) \times 10^6$	$(1.008 \pm 0.872) \times 10^6$

чаще характерны для многих типичных почвенных сапротрофов, а к фракции крупных спор обычно относятся аскоспоры, некоторые базидиспоры и покоящиеся структуры грибов. Уменьшение присутствия разноразмерных грибных спор на участке парка может косвенно свидетельствовать о менее разнообразном почвенном грибном сообществе, о меньшей насыщенности почв этого участка разнообразными органическими субстратами. Однако пока не проанализированы почвы и почвенные сообщества, поэтому данное соображение является предположением.

В составе грибных пылевых выпадений абсолютно преобладают пигментированные формы — это меланинсодержащие мицелиальные грибы родов *Alternaria*, *Aureobasidium*, *Cladosporium*, *Cephalosporium*, *Epicoccum* и др., а также каротинсодержащие дрожжи видов *Cystofilobasidium capitatum*, *Rhodotorula mucilaginosa*, обитающие на растениях. Наличие пигментов определяет устойчивость этих

грибов к различным факторам окружающей воздушной среды [4]. Аккумуляция пигментированных грибов является одной из характерных черт почвенной микобиоты городской среды [9, 15]. Видимо, такие грибы поступают в почву именно с городской пылью.

В настоящее время накоплен определенный массив информации о таксономическом и размерном составе грибных пропагул как компонентов биоаэрозолей, о соотношении бесцветных базидиальных спор и пигментированных аскоспор в воздухе разных регионов мира, хотя некоторые считают его недостаточным [38, 46, 56]. Полученные данные о видовом составе и биоморфологической структуре грибных пылеаэрозолей подтверждают описанную закономерность о преобладании в воздухе пропагул грибов-эпифитов и ксилотрофов со спорами средних размеров и фитопатогенов с крупными, часто меланизированными спорами, типично обитающими на расти-

Таблица 4. Общая численность бактерий, численность и таксономический состав культивируемых сапротрофных бактерий в исследованных образцах

Участок	Общая численность бактерий, млрд кл./г	Численность сапротрофных культивируемых бактерий, млн КОЕ/г	Таксономический состав сапротрофных культивируемых бактерий (на родовом уровне)
Сад усадьбы в Хамовниках	8.45 ± 0.85	2.50 ± 0.25	<i>Arthrobacter</i> , <i>Micrococcus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Erwinia</i> , сем. Enterobacteriaceae,
БС МГУ	5.20 ± 0.54	2.30 ± 0.24	<i>Cytophaga</i> , <i>Rhodococcus</i> <i>Arthrobacter</i> , <i>Micrococcus</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Erwinia</i> , сем. Enterobacteriaceae

Таблица 5. Численность (над чертой, тыс. КОЕ/г) и доля (под чертой, %) бактерий семейства Enterobacteriaceae (ОКБ) и термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ) в исследованных образцах

Участок	ОКБ	ТКБ	Присутствие <i>Escherichia coli</i>
Сад усадьбы в Хамовниках	240 ± 26	25.6 ± 2.5	+
	15	10.6	
БС МГУ	210 ± 24	4.4 ± 0.5	+
	9	2.2	

тельности. Это представители родов *Cladosporium*, *Alternaria*, *Fusarium*, *Epicoecum*, а также мелкоспоровых почвообитающих видов родов *Penicillium* и *Aspergillus* и др. В разных регионах соотношение доминантов и субдоминантов может несколько изменяться, но в целом состав ядра доминантов грибного аэропланктона на разных континентах и в регионах стабилен [16]. В составе грибных аэрозолей постоянно отмечается преобладание спор размерной фракции РМ10 [58]. На лесных участках благодаря обилию экссудатов на поверхности коры и листьев и также обилию растительных остатков создаются благоприятные условия для развития и спороношения грибов, возможно развитие на поверхности деревьев фитопатогенных грибов, имеющих крупные споры [45]. Ранее на участке БС МГУ (на территории метеостанции) проводился мониторинг присутствия в пылеаэрозолях грибных спор. Он выявил преобладание поздним летом и ранней осенью именно базидиоспор и конидий аскомицетов [8]. Полученные нами данные коррелируют с имеющимися в литературе. Однако следует отметить, что обычно анализ грибного аэропланктона осуществляют на урбанизированных территориях, и в меньшей степени интерес исследователей направлен на ненарушенные лесные территории. Это логично. Именно в городах отмечается большая численность грибных спор, составляющих фракцию РМ10. Следовательно, интенсивность рисков для здоровья населения увеличивается именно в городских экосистемах [53, 55].

Значительную долю в составе пылевых грибных выпадений на исследованных участках занимают представители родов *Alternaria* и *Cladosporium* — одного из самых распространенных агентов

аллергических заболеваний людей грибной этиологии [15, 16, 42, 43]. Среди выявленных грибов присутствуют представители родов *Absidia*, *Aspergillus*, *Candida*, *Fusarium*, некоторые виды которых известны как потенциально патогенные для человека [16, 43]. На территории сада усадьбы в Хамовниках разнообразие и обилие таких грибов больше, чем в БС МГУ. Это обусловлено особенностями расположения в центре города и интенсивностью рекреационного использования сада.

Обнаружены красные одноклеточные водоросли (багрянки), формирующие пленки на поверхности минеральных агрегатов в образцах, подвергавшихся увлажнению, или в виде окатанных конгломератов в сухих образцах. Вероятно, это аэрофильные водоросли, обитающие в условиях атмосферного увлажнения и испытывающие на себе постоянное чередование условий увлажнения—высыхания. Среди известных аэрофильных красных водорослей выделяют виды родов *Rhodospira*, *Phragmonema*, *Porphyridium*. Массовое развитие последних обычно связано с присутствием в почве значительных количеств органических соединений азота [2]. Попав в контейнеры, они обильно размножились во влажной среде, несколько увеличив общую массу образцов, так что один пришлось исключить при подсчете пылевой нагрузки. Можно отметить, что летом 2019 г. в Москве и окрестностях происходило массовое развитие красноватых водорослевых налетов на стволах деревьев.

Кроме первичных аэрозольных частиц, имеющих биологическое происхождение (микроорганизмы, фрагменты биологического материала, растительные остатки, фрагменты шерсти животных) [34], в образцах твердых пылевых выпадений

ний обнаружены частицы – носители органических загрязнителей почв. Это включения углеводородного состава в виде хорошо заметных, даже невооруженным глазом, но трудно идентифицируемых объектов – волокна пластмасс или тканей, чешуйки краски, а также углеводородные пленки. Энергодисперсионный микроанализатор не позволяет определить точные концентрации элементов в частицах и агрегатах или их ограниченных областях, но дает представление о составе и соотношениях основных элементов, составляющих исследуемый материал. В сочетании с характерными формами микрообъектов возможна их идентификация [20, 24, 27, 28].

Показатели общей численности бактерий в образцах почвенной пыли сравнимы таковыми поверхностных горизонтов городских почв [5, 12, 22]. Большие значения отмечены в образцах, отобранных в саду усадьбы, по сравнению с БС МГУ связаны с интенсивным движением транспорта и менее интенсивным воздухообменом из-за расположения территории ниже по абсолютной высоте. Таксономический состав сапротрофных культивируемых бактерий (на родовом уровне) также соответствует составу доминирующих родов в почвах города [12, 23]. Обращает на себя внимание высокое содержание бактерий сем. *Enterobacteriaceae* в исследованных образцах. Известно, что представители многих видов этого семейства могут вызывать кишечные и аллергические заболевания, а вид *E. coli* является индикатором фекального загрязнения почвы. Как правило в почве природных биогеоценозов представители этого семейства в значительных количествах не обнаруживаются, а если есть, то представлены сапротрофными видами и родами сем. *Enterobacteriaceae* [6, 7].

Известно, что накопление в городских загрязненных почвах потенциально патогенных (представители сем. *Enterobacteriaceae*), а также потенциально аллергенных бактерий из родов *Rhodococcus* и *Micrococcus*, сигнализирует о серьезном нарушении экологической функции почвы как “бактериального фильтра” и может представлять определенную опасность для человека [44]. Присутствие в исследуемых образцах этих бактерий свидетельствует о значительном бактериальном загрязнении воздуха в городе.

Выявленная доля ТКБ в пылевых выпадениях свидетельствует о сильной подверженности городской среды (в том числе воздуха) фекальному загрязнению, что является опасным для здоровья человека. Это подтверждается нахождением в составе пыли микрофрагментов фекальных масс (рис. 4). На участке в Хамовниках фекальная загрязненность оказалась больше, чем в БС МГУ. Видимо, это обусловлено наличием значительного фекального загрязнения городских почв селитебных территорий, находящихся в условиях высокой

антропогенной нагрузки, что может быть связано с хозяйственно-бытовой деятельностью человека, попаданием в нее экскрементов синантропных животных. Их можно встретить на обеих территориях. Но в районе Хамовники вокруг сада усадьбы более плотная застройка с небольшими участками открытых почв и зеленых насаждений. Жители выгуливают собак во дворах. На территории МГУ им. М.В. Ломоносова выгул собак менее интенсивен, так как плотность постоянных жителей меньше.

Вероятно, городские почвы в исследованных локациях нельзя рассматривать как эпидемически чистые, если руководствоваться нормативными документами (МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. Пункт 8.1). Санитарно-гигиенические функции почвы очень важны. Они связаны с уничтожением патогенных микроорганизмов и стимулированием разложения органических остатков и продуктов обмена разнообразных живых организмов бактериями сапротрофного комплекса. Можно предположить, что в центре города из-за большей антропогенной нагрузки по сравнению с территорией МГУ, происходят серьезные нарушения и деградация всего природного комплекса, в том числе почвенного покрова [41]. Почва хуже справляется со своими санитарными функциями, и доля потенциально-патогенных, патогенных и аллергенных микроорганизмов в ней увеличивается. Это отражается на таксономическом составе культивируемых сапротрофных бактерий, присутствующих в твердых пылевых выпадениях.

Пылевые выпадения в мегаполисе могут служить не только источником новых, не характерных для природных ненарушенных экосистем субстратов для микроорганизмов, но и воздействовать на структуру микробного комплекса, увеличивая его видовое разнообразие за счет внесения синантропных видов [9]. Мониторинг пылевых выпадений мегаполиса позволяет выявлять тенденции количественного и качественного изменения состояния микробных комплексов окружающей природной среды в урбэкоосистеме, которая непосредственно влияет на здоровье человека [36, 40].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Загрязнение твердыми атмосферными частицами на опытных площадках в год наблюдения соответствовало низкому уровню пылевой нагрузки. Летняя пылевая нагрузка в саду усадьбы в Хамовниках при этом в целом больше, чем на территории БС МГУ.

В образцах летних атмосферных выпадений на обеих площадках исследования представлены материалы органического происхождения разного генезиса: как представители аэропланктона – во-

доросли, споры грибов, семена и пыльца, так и растительные и животные ткани разной степени разложения.

Во всех образцах отмечено присутствие микрофрагментов искусственных материалов углеводородного состава: скопления пленок нефтепродуктов, волокна пластмасс, углистые частицы и др., что говорит о приносимом из атмосферы углеводородном загрязнении и загрязнении микропластиком.

Состав исследованных групп микроорганизмов в пыли и почвах города аналогичен, что указывает на их тесные экологические связи. При атмосферном переносе аллергенные и потенциально-патогенные виды из филопланы, являющейся наиболее масштабным источником поступления грибных спор, попадают в городские почвы и накапливаются.

В таксономической структуре исследованных групп микроорганизмов твердых атмосферных выпадений доминируют грибы родов *Alternaria*, *Acremonium*, *Cladosporium*, *Penicillium* и бактерии родов *Arthrobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, некоторые являются потенциально патогенными и аллергенными микроорганизмами.

Атмосферные пылеаэрозоли в городе служат переносчиком микробиологического загрязнения, связанного с фекалиями животных. Обнаружено значительное превышение относительно установленной для почв ПДК санитарно-показательной группы бактерий ТКБ на обоих объектах (3.5×10^5 и 3.7×10^4 КОЕ/г). На участке в Хамовниках фекальная загрязненность больше. Вероятно, городские почвы на исследованных участках нельзя рассматривать как эпидемически чистые, если руководствоваться критериями гигиенической оценки качества почвы населенных мест.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Представленное исследование проведено при финансовой поддержке РФФИ (проект № 19-05-50093) — сбор полевого материала, лабораторная обработка, интерпретация данных и по государственному заданию (№ 0148-2019-0006) — разработка подходов к исследованию состава пылевых выпадений при микроскопических исследованиях, микроскопирование.

Исследование выполнено в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ачкасов А.И., Башаркевич И.Л., Варава К.В., Самеев С.Б. Загрязнение снегового покрова под влиянием противогололедных реагентов // Разведка и охрана недр. 2006. № 9–10. С. 132–137.
2. Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова думка, 1989. 608 с.
3. Гендугов В.М., Глазунов Г.П. Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха. М.: ФИЗМАЛИТ, 2007. 240 с.
4. Гесслер Н.Н., Егорова А.С., Белозерская Т.А. Меланиновые пигменты грибов в экстремальных условиях существования (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 2014. Т. 50. № 2. С. 125–132.
5. Глушакова А.М., Лысак Л.В., Умарова А.Б., Прокофьева Т.В., Подушин Ю.В., Быкова Г.С., Малюкова Л.П. Бактериальные комплексы урбаноземов некоторых южных городов России // Почвоведение. 2021. № 2. С. 224–231. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21020052>
6. Добровольская Т.Г. Структура бактериальных сообществ почв. М.: ИКЦ “Академкнига”, 2002. 282 с.
7. Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М. Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
8. Еланский С.Н., Рыжкин Д.В. Концентрация спор грибов в атмосфере г. Москвы в связи с метеопараметрами // Фитопатология. 1999. Т. 33. Вып. 3. С. 188–192.
9. Иванова А.Е., Марфенина О.Е., Глушакова А.М. Накопление синантропных видов как свойство микробиоты современных и древних городских экосистем // Современная микология в России. Мат-лы 4-го съезда микологов России. М., 2017. Т. 6. С. 212–214. <https://doi.org/10.14427/cmr.2017.vi.07>
10. Климат, качество атмосферного воздуха и здоровье москвичей / Под. ред. Б.А. Ревича. М.: Адамант, 2006. 255 с.
11. Лысак Л.В., Добровольская Т.Г., Скворцова И.Н. Методы оценки бактериального разнообразия почв и идентификация почвенных бактерий. М.: Макс-пресс, 2003. 120 с.
12. Лысак Л.В., Лапыгина Е.В. Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18090071>
13. Манучарова Н.А., Власенко А.Н., Турова Т.П., Пантелеева А.Н., Степанов А.Л., Зенова Г.М. Термофильные микроорганизмы-хитинолитики бурой пустынно-степной почвы // Микробиология. 2008. Т. 77. № 5. С. 683–688.
14. Марфенина О.Е., Колосова Е.Д., Глаголев М.В. Численность грибных диаспор, оседающих из приземного воздуха на участках с разным растительным покровом в г. Москве // Микология и фитопатология. 2016. Т. 50. № 6. С. 379–385.
15. Марфенина О.Е., Макарова Н.В., Иванова А.Е. Оппортунистические грибы в почвах и приземных

- слоях воздуха мегаполиса (на примере района Тушино г. Москвы) // Микология и фитопатология. 2011. Т. 45. Вып. 5. С. 397–407.
16. Марфенина О.Е., Фомичева Г.М. Потенциально патогенные мицелиальные грибы в среде обитания человека, современные тенденции // Микология сегодня. М., 2007. Т. 1. С. 235–266.
 17. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М., 1991. 304 с.
 18. Определитель бактерий Берджи / Пер. с англ. под ред. Дж. Хоулта и др. М.: Мир, 1997. Т. 1. 432 с. Т. 2. 368 с.
 19. Полянская Л.М., Звягинцев Д.Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатель экологического состояния почв // Почвоведение. 2003. № 6. С. 706–714.
 20. Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калушин И.Ю. Свойства твердых (пылеаэрозольных) атмосферных выпадений придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Сер. географическая. 2015. № 3. С. 107–120.
 21. Розанова М.С., Прокофьева Т.В., Лысак Л.В., Рахлева А.А. Органическое вещество почв Ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова на Ленинских Горах // Почвоведение. 2016. № 9. С. 1079–1092.
 22. Стома Г.В., Манучарова Н.А., Белокопытова Н.А. Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России // Почвоведение. 2020. № 6. С. 703–715. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2006012X>
 23. Степанов А.Л., Манучарова Н.А., Смагин А.В., Курбатова А.С., Мяжкова А.Д., Башкин В.Н. Характеристика биологической активности микробного комплекса городских почв // Почвоведение. 2005. № 8. С. 978–983.
 24. Таловская А.В., Язиков Е.Г., Панченко М.В., Козлов В.С. Мониторинг потоков аэрозольных выпадений в фоновых районах Томской области в зимний период 2006 и 2007 гг. // Оптика атмосферы и океана. 2008. Т. 21. № 6. С. 498–503.
 25. Тентюков М.П. Способ выявления кислотного загрязнения приземного слоя атмосферы в зимний период и устройство для его осуществления. Пат. РФ №2012139298/04. Опубликовано 20.12.2013. Бюл. № 35. RU 2 459 191 C1.
 26. Тентюков М.П. Способ сбора сухих аэрозолей для контроля окружающей среды и устройство для его осуществления. Пат. РФ № 2314511. Опубликовано 10.01.2008. Бюл. № 1. RU 2314511 C2.
 27. Язиков Е.Г., Голева Р.В., Рихванов Л.П., Дубинчук В.Т., Шатилов А.Ю. Минеральный состав пылеаэрозольных выпадений снегового покрова Томской агропромышленной агломерации // Записки ВМО. 2004. № 5. С. 542–546.
 28. Язиков Е.Г., Шатилов А.Ю. Состав техногенных составляющих в снеговом покрове по данным микрорентгеноспектрального анализа // Вестник ТГУ. Проблемы геологии и географии Сибири. 2003. № 3. С. 237–239.
 29. Bauer H., Kasper-Giebl A., Loflund M., Giebl H. The contribution of bacteria and fungal spores to organic carbon content of cloud water, precipitation and aerosols // Atmospheric Res. 2002. V. 64. P. 109–119.
 30. Caretta G. Epidemiology of allergic disease: the fungi // Aerobiologia. 1992. № 8(3). P. 439–445.
 31. CBS Course of Mycology / Eds. W. Gams, E.S. Hoek-sna, A. Aptroot. Wagenigen, 1998. 165 p.
 32. Cox C.S., Wathes C.M. Bioaerosols handbook. Florida: CRC Press. Boca Raton, 1995. 623 p.
 33. Da Costa Duarte A., Oliveira Duarte R.M.B. Natural organic matter in atmospheric particles // Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems. N.Y.: Wiley, 2009. P. 451–485.
 34. Després V.R., Huffman J.A., Burrows S.M., Hoose C., Safatov A.S., Buryak G., Fröhlich-Nowoisky J., Elbert W., Andreae M.O., Pöschl U., Jaenicke R. Primary biological aerosol particles in the atmosphere: a review // Tell. B: Chem. Phys. Meteorology. 2012. V. 64. № 1. P. 1–53.
 35. Domsh K.H., Gams W., Andersen T.H. Compendium of soil fungi. London: Academic, 2007. V. 1. 1860 p.
 36. Itani G., Smith C. Dust rains deliver diverse assemblages of microorganisms to the Eastern Mediterranean // Sci. Rep. 2016. № 6. P. 22657. <https://doi.org/10.1038/srep22657>
 37. Fenchel T. Biogeography for bacteria // Science. 2003. V. 301. № 5635. P. 925–926.
 38. Fröhlich-Nowoisky J., Burrows S.M., Xie Z., Engling G., Solomon P.A., Fraser M.P., Mayol-Bracero O.L. et al. Biogeography in the air: fungal diversity over land and oceans // Biogeosciences. 2012. V. 9. P. 1125–1136.
 39. Górny R.L., Dutkiewicz J., Kryszka-Traczyk E. Size distribution of bacterial and fungal bioaerosols in indoor air // Annals Agric. Environ. Medic. 1999. № 6. P. 105–113.
 40. Griffin D.W., Kellogg C.A., Garrison V.H., Shinn E.A. The global transport of dust: an intercontinental river of dust, microorganisms and toxic chemicals flows through the Earth's Atmosphere // Am. Scientist. 2002. V. 90. № 3. P. 228–235. <https://www.jstor.org/stable/27857658>
 41. Hilbig W., Opp C. The effects of antropogenic impact on plant and soil cover in Mongolia // Halle (Saale). 2005. № 5. P. 163–177.
 42. Hjelmroos M. Relationship between airborne fungal spore presence and weather variables: *Cladosporium* and *Alternaria* // Grana. 1993. № 32(1). P. 40–47.
 43. Hoog de G.S., Guarro J., Gene J., Figueiras M. Atlas of clinical fungi. Centraalbureau voor Schimmelcultures. Universitat Rovira, I Virgili. Reus, 2000. 1126 p.
 44. Horner-Devine M.C., Carney K.M., Bohannan J.M. An ecological perspective on bacterial biodiversity // Proc. R. Soc. Lond. 2004. V. 271. P. 113–122.
 45. Kaczmarek J., Kedziora A., Brachaczek A., Latunde-Dada A.O., Dakowska S., Karg G., Jedryczka M. Effect of climate change on sporulation of the teleomorphs of *Leptosphaeria* species causing stem canker of brassicas // Aerobiologia. 2016. V. 32. P. 39–51.
 46. Kasprzyk I. Aeromycology – main research fields of interest during the last 25 years // Ann. Agric. Environ. Med. 2008. V. 15. P. 1–7.
 47. Korneva I.A., Lokoshchenko M.A. Soil temperature in Moscow and its contemporary variations // Russ. Meteorol. Hydroly. 2015. V. 40. № 1. P. 25–33.
 48. Lokoshchenko M.A., Korneva I.A. Underground urban heat island below Moscow city // Urban Climate. 2015. V. 13. P. 1–13.

49. Marshall W.A. Seasonality in Antarctic Airborne Fungal Spores // *Appl. Environ. Microbiol.* 1997. V. 63(6). P. 2240–2245.
50. Menendez I., Perez-Chacyn E., Mangas J., Tauler E., Engelbrecht J.P., Derbyshire E., Cana L., Alonso I. Dust deposits on La Graciosa Island (Canary Islands, Spain): texture, mineralogy and a case study of recent dust plume transport // *Catena*. 2014. V. 117. P. 133–144.
51. Millington W.M., Corden J.M. Long term trends in outdoor *Aspergillus/Penicillium* spore concentrations in Derby, UK from 1970 to 2003 and a comparative study in 1994 and 1996 with the indoor air of two local houses // *Aerobiologia*. 2005. V. 21. P. 105–113.
52. Morris C.E., Sands D.C., Bardin M., Jaenicke R., Vogel B. et al. Microbiology and atmospheric processes: an upcoming era of research on bio-meteorology // *Biogeosciences Discussions* // *Eur. Geosci. Union*. 2008. V. 5(1). P. 191–212.
53. Padoan E., Malandrino M., Giacomino A., Grosa M.M., Lollbrigida F., Martini S., Abollino O. Spatial distribution and potential sources of trace elements in PM 10 monitored in urban and rural sites of Piedmont Region // *Chemosphere*. 2016. V. 145. P. 495–507.
54. Prokof'eva T.V., Kiriushin A.V., Shishkov V.A., Ivanikov F.A. The importance of dust material in urban soil formation: the experience on study of two young technosols on dust depositions // *J. Soils Sediments*. 2017. V. 17. P. 515–524. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1546-7>
55. Rathnayake C.M., Metwali N., Baker Z., Jayarathne T., Kostle P.A., Thorne P.S., O'Shaughnessy P.T., Stone E.A. Urban Enhancement of PM10 Bioaerosol Tracers Relative to Background Locations in the Midwestern United States // *J. Geophys. Res. Atmosph.* 2016. V. 121. P. 5071–5089.
56. Rogers C. Outdoor airspora: patterns, prevalence & impacts // XVI Congress of European Mycologists. Halkidiki, 2011. P. 73–82.
57. Sugo T., Okochi H., Uchiyama R. et al. The role of humic-like substances as atmospheric surfactants in the formation of summer-heavy rainfall in downtown Tokyo // *City Environ. Int.* 2019. V. 3. P. 1–11.
58. Twaroch T.E., Curin M., Valenta R., Swoboda I. Mold Allergens in Respiratory Allergy: From Structure to Therapy Allergy // *Allergy, Asthma Immunology Res.* 2015. V. 7. P. 205–220.

Organic Constituents and Biota in the Urban Atmospheric Solid Aerosols: Potential Effects on Urban Soils

T. V. Prokof'eva^{1,*}, S. A. Shoba¹, L. V. Lysak¹, A. E. Ivanova^{1,2}, A. M. Glushakova^{1,3}, V. A. Shishkov⁴, E. V. Lapygina¹, P. D. Shilaika¹, and A. A. Glebova²

¹ Faculty of Soil Science, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

² Severtsov Institute of Ecology and Evolution., Moscow, 119071 Russia

³ Mechnikov Research Institute of Vaccines and Sera, Moscow, 105064 Russia

⁴ Institute of Geography RAS, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: tatianaprokofieva@yandex.ru

The main components of solid atmospheric aerosol are soil and rock particles raised from the earth's surface as a result of wind erosion processes, and primary biological aerosol particles. In the composition of atmospheric aerosol, many pollutants, both mineral and organic, appear in areas with active human activity. Summer dust-aerosol (solid atmospheric fallouts) that fell out of the atmosphere was collected at two sites in Moscow (the territory of the Leo Tolstoy Museum-Estate in Khamovniki and the Botanical Garden of the Biological Faculty of Moscow State University). Its morphological and microbiological studies were carried out in order to characterize the composition of the organic part of urban solid atmospheric fallouts, and its possible impact on the soils and the urban ecosystem as a whole. It has been found that the composition of the organic part of the samples was identical and included: not only representatives of aeroplankton and other particles of biological origin, but also accumulations of oil films, plastic fibers, carbon particles, etc., which indicates hydrocarbon pollution and microplastic pollution brought from the atmosphere. The composition of the studied groups of microorganisms in atmospheric fallouts and in urban soils is similar and indicates close ecological links between urban dust aerosol and soils. The biomass of the studied groups of microorganisms of atmospheric solids is dominated by fungi, many of which are potentially pathogenic and allergenic organisms. Apparently, atmospheric solid aerosols are the transport of microbiological pollution associated with animal feces in the city. The presence of such particles in the air indicates insufficient soil activity as a "bacterial filter".

Keywords: primary biological aerosol particles, OR allergenic and opportunistic fungi, sanitary-indicative microorganisms, microplastic, urban ecotystems

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.4:631.5

ЭМИССИЯ CO₂ ИЗ ПОЧВЫ ПРИ ВВЕДЕНИИ
КРАТКОСРОЧНОЙ СИДЕРАЦИИ В ПАРОВОЕ ПОЛЕ
В УСЛОВИЯХ ЛЕСОСТЕПНОЙ ЗОНЫ ПРИБАЙКАЛЯ

© 2021 г. Л. Г. Соколова^а, С. Ю. Зорина^{а, *}, Е. Н. Белоусова^а, А. В. Поморцев^а, Н. В. Дорофеев^а

^аСибирский институт физиологии и биохимии растений СО РАН, ул. Лермонтова, 132, Иркутск, 664033 Россия

*e-mail: zorina@sifibr.irk.ru

Поступила в редакцию 30.12.2020 г.

После доработки 05.03.2021 г.

Принята к публикации 27.03.2021 г.

Изучены особенности эмиссии CO₂ из почвы при краткосрочной летней сидерации в паровом поле (35–40 дней от посева до заделки редьки масличной *Raphanus sativus* var. *oleifera* Metzg), используемой в качестве нестандартного приема земледелия в лесостепной зоне Прибайкалья. В трехлетних (2015–2017 гг.) полевых опытах на серой лесной среднесуглинистой почве выявлены изменения в сезонной динамике скорости эмиссии CO₂ из почвы при использовании данного приема по сравнению с традиционным черным паром. В двух независимых севооборотах показано увеличение интенсивности выделения CO₂ с поверхности почвы после заделки зеленой массы. Суммарный (май–сентябрь) поток CO₂ из почвы в варианте с сидерацией во все годы оказался в 1.3–1.6 раза больше, чем при традиционной обработке. Эффект усиления процессов минерализации за счет вновь поступившего органического вещества составил 38–131% по отношению к черному пару. Потерям подверглось 19–79% углерода, аккумулированного в чистой первичной продукции редьки масличной. Размах колебаний суммарного потока CO₂ из почвы определялся комплексом факторов: гидротермическими условиями сезона; содержанием C_{орг} и N_{общ} в почве; отношением C : N, содержанием N и долей воды в тканях сидерата, а также запасами углерода в корневых и пожнивных остатках предшествующей культуры. Плотность связи между величиной потока CO₂ и исследуемыми факторами уменьшалась в ряду: качественные характеристики зеленой массы редьки масличной > исходное плодородие почвы > пул углерода растительных остатков предшественника. Полученные данные показали, что введение краткосрочной сидерации в паровое поле увеличивает эмиссию CO₂ из серой лесной почвы за теплый сезон.

Ключевые слова: дыхание почвы, потери углерода, зеленое удобрение, редька масличная, Phaeozems Luvic

DOI: 10.31857/S0032180X21100117

ВВЕДЕНИЕ

Интерес к приемам земледелия как инструменту, позволяющему регулировать поток CO₂ из почвы, обусловлен вниманием, которое уделяется сокращению выбросов парниковых газов в сельскохозяйственном производстве [37, 49, 53]. Возможности снижения газообразных потерь почвенного углерода и его секвестрации за счет ресурсосберегающих агротехнологий широко обсуждаются [28, 33, 36, 40]. Введение сидеральных культур в севообороты рассматривается в качестве фактора, способного оказать влияние на запасы почвенного органического вещества (ПОВ) и величину газообразных потерь углерода из почв [30]. Чаще указывают на усиление эмиссии CO₂ при поступлении сидеральной массы [29, 48]. Выявлено, что сроки, способ и глубина заделки биомассы сидеральной культуры обуславливают ве-

личину потока CO₂ [3, 34, 42]. Показана тесная прямая связь между количеством поступивших растительных остатков и эмиссией углекислого газа из почв [27]. При этом считается, что минерализация/стабилизация органического вещества в почвах детерминируются сочетанием характера землепользования и климата [11]. На примере анализа больших массивов данных установлено, что вновь внедряемые методы ведения сельского хозяйства могут вызывать совершенно противоположный отклик в процессах трансформации углерода, включая его потери, в зависимости от условий среды, поэтому требуется оценка их эффективности на экосистемном уровне [46, 54].

На территории лесостепной зоны Прибайкалья все чаще происходит замена полей, обрабатываемых по типу черного пара, на сидеральные пары. В качестве нестандартного приема земледелия

лия предложено использование быстрорастущих капустных культур непосредственно в паровом поле. Это позволяет сочетать положительные для регионального земледелия свойства чистых (черных) и сидеральных паров. Первые дают возможность эффективно бороться с многолетними сорняками и накапливать влагу, а также благодаря минерализации органического вещества улучшают режим питания для последующих культур севооборотов. Вторые оптимизируют физические свойства почвы, осуществляют почвопокровную функцию, обеспечивают поступление свежего органического вещества и значительного пула питательных элементов [24]. Кроме того, за счет значительной скорости роста капустные культуры успешно конкурируют с сорняками за влагу и элементы питания, что усиливает фитосанитарную роль данного поля в севообороте.

Вопрос о влиянии краткосрочной сидерации парового поля капустными культурами на эмиссию CO₂ из почвы остается открытым. Надо отметить, что этот агроприем отличается от других видов сидерации во многих аспектах, которые могут иметь значение для динамики потерь углерода из почвы. Вне периода возделывания капустной культуры почва остается незанятой, выступая нетто-источником CO₂. Прямые оценки потерь углерода, в том числе за счет поступления свежей фитомассы, при введении данного приема земледелия отсутствуют. Не изучено влияние капустных культур на процессы трансформации углерода, хотя зависимость минерализации углерода, в том числе почвенного органического вещества, от видовых особенностей сидератов известна [51].

Цель работы – изучение особенностей эмиссии CO₂ из серой лесной почвы при краткосрочной сидерации парового поля в условиях лесостепи Прибайкалья и выявление факторов, влияющих на величину газообразных потерь углерода из почвы при использовании редьки масличной как сидерата в паровом поле.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследований. Агроэкологический стационар СИФИБР СО РАН расположен в северо-западной части лесостепной зоны Прибайкалья (53°33'58.75" N и 102°35'23.90" E). Климат региона – резко континентальный, умеренно холодный [2]. Среднемноголетнее годовое количество осадков за 1981–2010 гг., которые, по современным представлениям, следует использовать для оценки климатической нормы [35], составляет 388 мм, из которых 323 мм выпадает в период с апреля по октябрь. Несмотря на то, что распределение осадков в регионе отличается значительной меж- и внутригодовой вариабельностью, начало теплого периода засушливое [5].

Среднегодовая температура воздуха низкая (–1.1°C за 1981–2010 гг.). Весенний переход среднесуточной температуры воздуха через +10°C происходит к концу второй декады мая, а осенний – в середине сентября. Динамика среднесуточных температур теплого периода характеризуется выраженным пиком в его середине. Самые высокие среднесуточные температуры наблюдаются в июле–августе. Максимальные значения показателя в это период достигают 21.3°C, а минимальные – 11.1°C, что попадает в пределы величин, благоприятных для минерализации органического вещества [4].

Почва экспериментального участка – серая лесная среднесуглинистая (Luvic Retic Greyzem Phaeozem (Loamic, Aric) [38]) относится к наиболее широко представленному в пахотном фонде региона (~70%) типу почв. Почвы опытных полей характеризуются следующими свойствами: плотность сложения – 1.0–1.2 г/см³, содержание C_{орг} – 1.9–2.5%, N_{общ} – 0.13–0.26%, величина рН_{вод} – 6.9–7.1, сумма обменных оснований – 25.9–26.4 смоль(экв)/кг. Основные запасы почвенного углерода сосредоточены в пахотном слое (0–20 см), что обусловлено небольшой мощностью гумусового горизонта (25–30 см) [8].

Организация экспериментов. Полевые опыты проводили в течение 2015–2017 гг. Схема экспериментов включала варианты: 1 – черный пар (контроль), 2 – пар с краткосрочным (35–40 сут) посевом редьки масличной. Оба варианта ежегодно размещались в первом поле двух независимых севооборотов: четырехпольного (черный/сидеральный пар–соя–яровая пшеница–яровая ячмень; вторая ротация) и пятипольного (черный/сидеральный пар–картофель–кукуруза–пшеница–ячмень; первая ротация). Соответственно опыты I и II. Учетная площадь в опыте I составляла 1000 м², в опыте II – 80 м². В качестве предшествующей культуры в опытах выступал яровой ячмень. Только в 2015 г. опыт II был заложен по черному пару, в связи с началом освоения опытного поля. Содержание C_{орг} в опыте I было больше, чем в опыте II. Соответственно 2.5–2.8 и 1.5–2.1%, что, видимо, объясняется природной почвенной неоднородностью и отличиями по ротациям.

В качестве сидеральной культуры возделывали редьку масличную (*Raphanus sativus* var. *oleifera* Metzg или *Raphanus sativus* var. *oleiformis* Pers.). Посев проводили в третьей декаде июня, когда температура, освещенность и влагообеспеченность оптимальны для интенсивного роста растений. Накопленную за 35–40 сут от посева сидеральной культуры биомассу заделывали в почву с помощью отвальной вспашки (глубина 22 см). Паровой участок экспериментальных полей обрабатывали по типу черного пара с осенней зяблевой

вспашкой, промежуточными культивациями и второй глубокой обработкой в начале августа, что совпадало с моментом заделки сидеральной культуры. До ее посева почва варианта с сидерацией обрабатывали так же, как вариант черного пара.

Определение интенсивности выделения CO_2 из почвы. Скорость эмиссии CO_2 из почвы исследуемых вариантов измеряли ежегодно с конца апреля по сентябрь включительно (шаг 15 сут) адсорбционным методом [26]. На поверхность почвы устанавливали емкости диаметром 5 см, содержащие по 10 мл 1 М раствора NaOH. В качестве изолятора использовали непрозрачные белые сосуды диаметром 10 см и высотой 15 см, которые врезали в почву на глубину 2–3 см. Время экспозиции составляло 24 ч, затем остаток щелочи титровали 0.2 н. раствором H_2SO_4 . Повторность определений для каждого варианта пятикратная. Одновременно проводили холостой опыт, в котором емкость со щелочью помещали в герметичный сосуд аналогичного объема. Скорость эмиссии CO_2 из почвы определяли в точках, равномерно размещенных по площади опыта. Во время вегетации сидеральной культуры камеры с поглотителем располагали между растениями. Скорость эмиссии CO_2 рассчитывали по формуле:

$$\text{CO}_2 (\text{г/м}^2 \text{ сут}) = (A - B) \times 44N \times 10/S, \quad (1)$$

где A и B – количество кислоты (мл), израсходованной на титрование при холостом и опытном определении соответственно; N – нормальность кислоты; 44 – коэффициент, характеризующий количество CO_2 (мг), эквивалентное 1 мл 1 н. раствора H_2SO_4 ; S – площадь изолированной поверхности, см^2 ; 10 – переводной коэффициент.

Суммарную эмиссию CO_2 для всего сезона наблюдений и отдельных ее периодов (до посева сидеральной культуры, ее вегетации и после заделки зеленой массы в почву) определяли на основе проведенных измерений в пределах выделенных интервалов методом линейной интерполяции. Дыхание корней вычисляли по разности между эмиссией CO_2 из почвы с растениями и из парующего участка за период вегетации сидерата (разностный метод).

На всех экспериментальных площадках одновременно с определением скорости эмиссии CO_2 из почвы анализировали влажность пахотного горизонта (0–20 см) и среднесуточную температуру воздуха в прикорневой зоне. Влажность почвы измеряли весовым методом, а температуру воздуха в прикорневой зоне – с использованием датчика ТНС-4 1.2.1 (Xuzhou Youbo Electrics Co., Ltd.).

Эффект усиления процессов минерализации за счет вновь поступившего органического вещества рассчитывали по приросту суммарной эмиссии CO_2 из почвы варианта с сидерацией

($\text{CO}_2_{\text{сид}}$, г С/м^2) относительно варианта черного пара ($\text{CO}_2_{\text{пар}}$, г С/м^2) за период после заделки зеленой массы в почву по формуле:

$$\begin{aligned} \text{Прирост С-}\text{CO}_2 (\%) &= \\ &= (\text{CO}_2_{\text{сид}} - \text{CO}_2_{\text{пар}}) / \text{CO}_2_{\text{пар}} \times 100. \end{aligned} \quad (2)$$

Потери свежего органического вещества растительного происхождения (**РОВ**) за счет дыхания почвенной микрофлоры оценивали как долю суммарной эмиссии CO_2 в варианте с сидерацией в период после заделки зеленой массы в почву, выраженную в г С/м^2 , от величины чистой первичной продукции (**ЧПП**) редьки масличной.

ЧПП сидеральной культуры и возврат углерода с остатками предшественника. Величину ЧПП посева редьки масличной (г С/м^2) рассчитывали на основе данных сухого веса надземной биомассы и корней, а также содержания в них углерода. Учет надземной массы редьки масличной для каждого из опытов проводили методом укусов (0.25 м^2 ; $n = 5$) непосредственно перед ее заделкой в почву. Биомассу корней определяли одновременно с помощью ручного отбора из почвенного монолита ($10 \times 10 \times 30 \text{ см}$) [15]. Пробы зеленой массы и корней высушивали при температуре 60°C , взвешивали и готовили к анализу на содержание углерода. Средние фактические показатели содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ в тканях редьки масличной (52.2% для надземной части и 48.7% для корней) использовали для расчетов.

Поступление углерода в почву с растительными остатками предшествующей культуры (ячменя) оценивали на основе универсального пересчетного коэффициента (0.45) и биомассы пожнивных остатков и корней. Биомассу рассчитывали по известным эмпирическим зависимостям [14], исходя из данных фактического урожая зерна.

Свойства почвы и растений. Для анализа свойств почвы использовали общепринятые методы [1]. Плотность сложения определяли буровым методом; актуальную кислотность ($\text{pH}_{\text{вод}}$) – потенциометрически при соотношении почва : раствор (1 : 2.5); сумму обменных оснований – по методу Каппена–Гильковица. Содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ в почвенных и растительных образцах устанавливали методом Тюрина, а $\text{N}_{\text{общ}}$ – по методу Кьельдаля.

Статистическая обработка результатов. Полученные данные обрабатывали с использованием программы Sigma Plot14.0. Для оценки нормальности распределения результатов наблюдений использовали критерий Шапиро–Уилка. Поскольку распределение значений скорости эмиссии CO_2 и ее суммарных показателей в части выборки отличалось от нормального, для статистической обработки данных применяли непараметрические методы анализа: тест Манна–Уитни и ранговый дисперсионный анализ. Корреляционный анализ

Таблица 1. Метеорологическая характеристика сезона наблюдений в годы исследований

Месяц	2015 г.		2016 г.		2017 г.		Среднее за 1981–2010 гг.*	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Май	178	10	85	28	271	18	173	34
Июнь	505	53	516	36	540	30	441	54
Июль	616	84	616	96	596	79	562	80
Август	558	65	503	90	467	41	462	72
Сентябрь	136	43	185	22	65	12	111	17
Весь сезон	1992	253	1904	263	1939	179	1732	235

Примечание. Данные по метеостанции Залари [www.pogodaklimat.ru; индекс станции 30606]; 1 – сумма активных температур ($T_{\text{акт}} > 10^{\circ}\text{C}$), 2 – количество осадков, мм.

* Значения характеризуют климатическую норму для района исследований [35].

данных выполняли с использованием критерия Спирмена. В таблицах и на рисунке приведены значения медианы, а также 25 и 75% процентилей. Статистически значимыми принимали различия при уровне значимости (p) меньше 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Гидротермические условия в годы исследования.

Сумма активных температур ($T_{\text{акт}} > 10^{\circ}\text{C}$) в годы исследования оказалась несколько выше средне-многолетних значений (1904–1992 $^{\circ}\text{C}$, против 1732 $^{\circ}\text{C}$ за 1981–2010 гг.). Количество осадков за сезон наблюдений при этом колебалось в пределах средне-многолетних величин (179–263 и 235 мм соответственно). Основные отличия исследуемых лет определялись сочетанием условий тепла и влаги в отдельные периоды наблюдений (табл. 1). Период до посева сидеральной культуры (май–вторая декада июня) более благоприятным оказался в 2017 г. за счет большей суммы активных температур при незначительном дефиците влаги. Этот период в 2015 г. отличался резкой нехваткой осадков, особенно в мае, а в 2016 г. – недобором тепла. Посев сидеральной культуры (третья декада июня) только в 2015 г. был в условиях хорошей влагообеспеченности. Сумма осадков за декаду составляла 25 мм, а в 2016 и 2017 гг. – 0 и 3 мм. В период активной вегетации редьки масличной, приходящийся на июль, теплообеспеченность и количество осадков во все годы исследований были близки. Гидротермические условия августа и сентября (период после заделки зеленой массы в почву) более тепло- и влагообеспеченными оказались в 2015 и 2016 гг., по сравнению с 2017 г., когда осадков и особенно тепла было существенно меньше. В целом годы исследования позволили продемонстрировать широкий спектр характерных для региона гидротермических условий, которые могут оказать влияние на формирование потоков углерода в агроценозах, особенно в сочетании с агротехническими мероприятиями.

Сезонная динамика интенсивности выделения CO₂ из почвы при краткосрочной сидерации. Краткосрочная сидерация парового поля вносила существенные изменения в формирование сезонной динамики скорости эмиссии CO₂ с поверхности почвы по сравнению с черным паром во все годы исследования (рис. 1). В черном пару отмечался подъем интенсивности выделения CO₂ из почв к середине сезона и затем постепенный ее спад, что характерно для паровых участков на серых лесных почвах региона [18, 19]. В варианте с сидерацией фиксировалось повышение эмиссии CO₂ в период вегетации растений в 1.1–2.5 раза относительно черного пара. Отмеченное усиление эмиссии CO₂ в период вегетации сидеральной культуры происходило, по-видимому, за счет повышения вклада корневого дыхания и дыхательной активности ризосферной микрофлоры по мере активного прироста биомассы и корневой экскреции [6, 25, 45].

После запашки сидеральной культуры интенсивность выделения CO₂ из почвы превышала эмиссионную активность черного пара в 1.1–3.0 раза. Независимо от года, эмиссия CO₂ из почв постепенно уменьшалась, и к концу периода наблюдений различия между вариантами нивелировались. Надо отметить, что интенсивность выделения CO₂ с поверхности почвы в варианте с сидерацией в опыте I оказались больше, чем в опыте II, где исходный уровень плодородия почвы был меньше.

Активизация процессов выделения CO₂ из почвы после запашки сидеральной массы обусловлена, по-видимому, включением свежего РОВ в процессы минерализации. Известно, что растительные остатки являются более предпочтительным для почвенной микрофлоры субстратом [39]. В момент перепашки и сразу после нее не исключался вклад почвенной составляющей в поток CO₂ за счет эффекта перемешивания. Но поскольку оба варианта опыта (черный и сидеральный пары) обрабатывались одновременно, полученные межвариант-

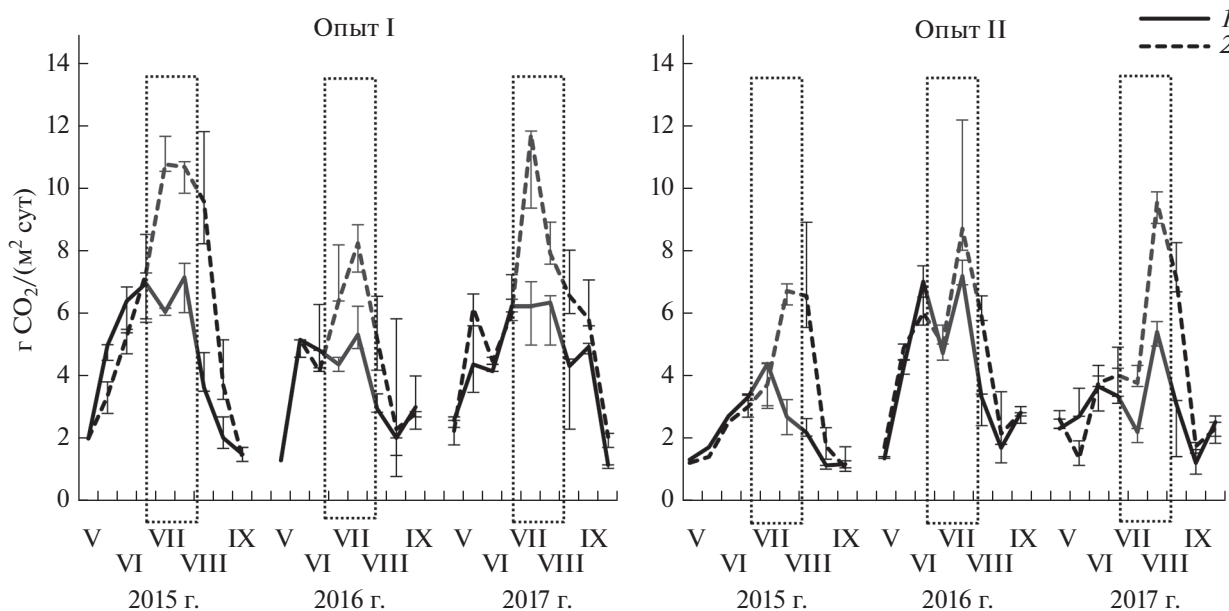


Рис. 1. Динамика скорости эмиссии CO_2 с поверхности почвы черного пара (1) и при краткосрочной сидерации в паровом поле (2) в опытах на серой лесной почве лесостепи Прибайкалья. Представлены значения медианы, барами показаны 25 и 75% процентиля. Прямоугольным контуром выделен период вегетации сидеральной культуры.

ные различия показателей эмиссии CO_2 , вероятно, следует относить за счет поступившей биомассы. Нивелирование различий между вариантами уже через 3–4 недели после заделки, причем независимо от года опыта, могли быть обусловлены двумя причинами: истощением легкодоступного для почвенных микроорганизмов субстрата или уменьшением их метаболической активности в связи с окончанием теплого периода.

Зависимость скорости разложения органического вещества от температуры известна. При этом характер связи чаще бывает линейным или экспоненциальным [10, 12]. В вариантах черного пара линейная связь скорости эмиссии CO_2 со среднесуточной температурой воздуха оказалась прямой и сильной ($r = 0.6–0.7$; $p < 0.05$), а с влажностью почвы — обратной и слабой ($r = -0.15–0.29$; $p < 0.05$). На наличие аналогичных связей между скоростью эмиссии CO_2 и гидротермическими факторами в агроэкосистемах лесостепной зоны Прибайкалья неоднократно указывалось [17–20].

Краткосрочная сидерация парового поля оказывала существенное влияние на направленность и тесноту связи между изучаемыми показателями. Так, в течение вегетации сидеральной культуры связь между скоростью эмиссии CO_2 и влажностью почвы не только усиливалась, но и меняла направленность ($r = 0.60$ и 0.58 , против -0.17 и -0.29 в черном пару на опытах I и II; $p < 0.05$). По-видимому, по сравнению с черным паром, выступающим в роли влагонакопителя [3, 24], в корнеобитаемом слое редьки масличной содержание

влаги изменялось более значительно, из-за высокой транспирационной активности данной культуры [16]. В период после заделки биомассы сидерата в почву отмечалось усиление связи между скоростью эмиссии CO_2 и температурой ($r = 0.52$ и 0.85 , против $r = 0.18$ и 0.48 в чистом пару на опытах I и II соответственно), что подтверждает известную зависимость скорости разложения растительного опада от температуры, особенно на начальном этапе [13].

Данных об особенностях разложения и скорости минерализации растительных остатков капустных культур, к сожалению, найти не удалось. При этом известно, что видовые особенности растений оказывают значительное влияние на минерализуемость их тканей [23]. Чаще сопоставляют скорости минерализации остатков бобовых и небобовых культур и/или побегов и корней [41, 44]. Физиологическая зрелость остатков также влияет на скорость их минерализации. По данным Семенова с соавт. [22], в начальный период трансформации зеленая масса злаковых культур (кукуруза, овес) по сравнению с их соломой отличалась преобладанием быстрорастворимых соединений. Соответственно, минерализационные потери углерода зеленой биомассы были больше. По-видимому, максимальная скорость выделения CO_2 из почвы в наших экспериментах непосредственно после заделки сидерата была обусловлена тем, что редька масличная поступала в почву преимущественно в виде зеленой массы [47]. Интенсивную начальную минерализацию РОВ связывают с

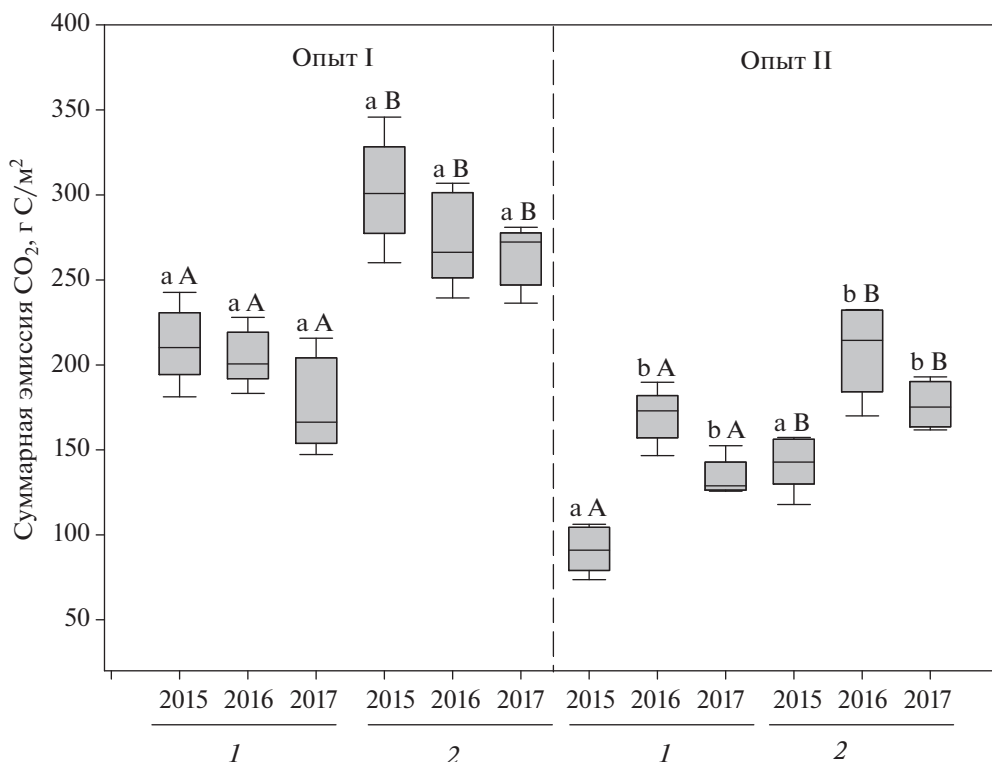


Рис. 2. Суммарная эмиссия CO₂ с поверхности серой лесной почвы в вариантах черного пара (1) и при краткосрочной сидерации в паровом поле (2). Средние значения представлены в виде медианы, контуром показан межквартильный размах между 25 и 75% процентилями, барами обозначены 10 и 90% процентиля. Разными буквами отмечены выборки данных, имеющие статистически значимые различия при $p \leq 0.05$, одинаковыми – в которых различия не обнаружены. Строчными буквами показаны различия внутри варианта по годам, прописными – сравнение вариантов в рамках одного года.

быстрым оборотом наиболее легко разлагаемых компонентов растительного сырья, таких как свободные аминокислоты, аминоксахара, углеводы и некоторые другие вещества клетки. Содержание их в молодых активно вегетирующих растениях обычно больше. Вступление в реакцию медленно разлагаемых составляющих (клеточных стенок и структурных компонентов) способствует замедлению скорости оборота биомассы [52]. Подобная динамика, связанная с замедлением интенсивности выделения CO₂ при отдалении от момента запашки растительной массы, наблюдалась и в наших экспериментах. Полученные данные подтверждают предположение об истощении легкодоступного субстрата для почвенных микроорганизмов. Возможно, имело место взаимодействие между параметрами минерализуемости растительных остатков и гидротермическими условиями, но для их выявления требуются дополнительные исследования.

Суммарный поток CO₂ из почвы при краткосрочной сидерации парового поля. Суммарный за период наблюдений (май–сентябрь) поток углекислоты из почвы в варианте с краткосрочной сидерацией во все годы оказался значимо ($p < 0.001$)

больше, чем черном пару (рис. 2). В опыте I пределы его колебаний за годы эксперимента составляли соответственно 266–301 и 166–210 г C/m². В опыте II эта закономерность сохранялась, но при меньшей величине суммарного потока CO₂ (143–214, против 91–173 г C/m²). Существенных отличий по годам по этому показателю внутри варианта для каждого из опытов не найдено ($p > 0.05$). Исключение составляла суммарная эмиссия CO₂ для опыта II в 2015 г. В обоих вариантах она оказалась наименьшей ($p < 0.01$). Причиной могли быть разные предшественники, поскольку в связи с началом освоения участка в 2015 г. опыт был заложен по черному пару, а в последующие годы – по яровому ячменю.

Увеличение суммарных потоков CO₂ с поверхности почвы происходило за счет периода вегетации сидеральной культуры и периода после запашки зеленой массы в почву. До посева редьки масличной показатели суммарной эмиссии CO₂ для исследуемых вариантов в каждом из опытов различались незначительно ($p > 0.05$), что подтверждает относительную выровненность опытных участков и корректность выбранных контролей.

Таблица 2. Эффект усиления процессов минерализации после поступления зеленой массы редьки масличной в почву и ее потери в полевых опытах

Год	Суммарная эмиссия CO ₂ за период после запашки, г С/м ²		ΔCO ₂ (СИД – ЧП), г С/м ²	Прирост С–CO ₂ , %	ЧПП редьки масличной, г/м ²	Потери РОВ, % С–CO ₂ от ЧПП
	сидерация (СИД)	черный пар (ЧП)				
Опыт I						
2015	102 (87; 112)*	49 (38; 61)	53	108	172 (144; 194)	59
2016	95 (80; 104)	46 (35; 57)	49	107	206 (109; 272)	46
2017	72 (70; 75)	52 (50; 52)	20	38	372 (317; 404)	19
<i>p</i>	0.061	0.210			0.03	
Опыт II						
2015	67 (56; 79)	29 (25; 31)**	38	131	158 (124; 183)	42
2016	72 (66; 91)	52 (43; 54)	20	38	91 (55; 95)**	79
2017	63 (60; 64)	42 (38; 45)	21	50	206 (184; 246)	31
<i>p</i>	0.160	0.005			0.01	

* Данные представлены в виде значения медианы (25 и 75%).

** Различия величин по годам статистически значимы ($p < 0.05$).

Суммарный поток CO₂ за период вегетации редьки масличной по отношению к контрольным вариантам возрастал во все годы (108–130, против 70–81 г С/м² в опыте I и 59–85, против 42–77 г С/м² в опыте II). Вклад дыхания корней и ризосферной микрофлоры в его формирование, оцененный на основе различий между вариантами с растениями и без них (разностный метод), колебался в пределах 40–63% от суммарной за вегетацию эмиссии CO₂. Данные сопоставимы с существующими оценками по дыханию корней (до 50% от общего потока) [9]. Необходимо отметить, что применение разностного метода давало близкие оценки только при равномерном посеве. В условиях изреженного посева (опыт II в 2016 г.) относительный прирост эмиссии CO₂ в варианте с сидерацией достигал всего 10% по отношению к черному пару.

После запашки сидерата в почву суммарный поток CO₂ с ее поверхности повышался в 1.4–2.3 раза по сравнению с контролем, причем различия во все годы оказались статистически значимыми ($p < 0.05$). Эффект усиления минерализационных потерь углерода при поступлении свежего органического вещества существенно варьировал в зависимости от опыта и года – 38–131% относительно черного пара (табл. 2). Представление о том, что добавление легкодоступного субстрата в почву способствует переключению микробного метаболизма на его использование [50], дало основание отнести эффект усиления газообразных потерь углерода после запашки редьки масличной за счет ее минерализации. В пользу этого предположения свидетельствуют исследования,

согласно которым вклад почвенного органического вещества в поток CO₂ с поверхности почвы при высоком содержании в ней легкодоступного субстрата является незначительным [31, 39]. На основе данных допущений провели оценку доли свежего РОВ, которое подвергалось процессам минерализации в течение текущего сезона. Согласно расчетам, минимальными (19 и 30% от ЧПП редьки масличной, соответственно в опытах I и II) относительные показатели потерь РОВ оказались в условиях недостатка тепла (2017 г.), что корреспондировало с низким эффектом усиления минерализационных потерь углерода из почвы. В более благоприятных условиях в процессы минерализации вовлекалось 42–59% от ЧПП редьки масличной. При запашке изреженного посева сидеральной культуры (опыт II в 2016 г.) эффект усиления эмиссии CO₂ оказался низким, что, вероятно, связано с меньшим поступлением органического вещества в почву. При этом потери РОВ достигали 79% от ЧПП.

В среднем за 3 года потери углерода свежего РОВ в течение текущего сезона составили 41 и 50% от ЧПП редьки масличной в опытах I и II соответственно. Следовательно, половина запасов углерода РОВ, аккумулированного в ходе краткосрочной сидерации, сохранялась в качестве резерва для процессов минерализации–иммобилизации, обеспечивающих эффективное плодородие почвы в последующие годы. В соответствии с данными, полученными в опытах с меченой ¹⁴C биомассой редьки масличной, ~40% углерода ее растительных остатков сохранялось через 18 мес. после внесения в песчаную почву в более теплых

Таблица 3. Коэффициенты корреляции Спирмена между величиной суммарной эмиссии CO₂ из почв и свойствами почвы и растительных остатков при краткосрочной сидерации парового поля

Параметр	C _{орг} в почве	N _{орг} в почве	C : N в почве	Возврат C с остатками ячменя	ЧПП РМ	C : N в тканях РМ	N в тканях РМ	Вода в тканях РМ, %	C–CO ₂ за весь сезон	CO ₂ за период вегетации РМ	CO ₂ за период после запашки
C _{орг} в почве	1										
N _{орг} в почве	0.06	1									
C : N в почве	0.68**	–0.61**	1								
Возврат C с остатками ячменя	0.74**	0.29	0.47	1							
ЧПП РМ	0.38	0.21	0.15	0.13	1						
C : N в тканях РМ	0.38	0.75**	–0.17	0.42	0.39	1					
N в тканях РМ	–0.39	–0.75**	0.19	–0.43	–0.32	–0.97**	1				
Вода в тканях РМ, %	–0.56**	–0.46*	–0.27	–0.72**	–0.61*	–0.65**	0.62**	1			
CO ₂ за весь сезон	0.55**	0.61**	0.06	0.46	0.30	0.92**	–0.91**	–0.63**	1		
CO ₂ за период вегетации РМ	0.59**	0.49	0.20	0.50*	0.50*	Не опр.	Не опр.	Не опр.	0.83**	1	
CO ₂ за период после запашки	0.07	0.52**	0.27	0.55*	0.11	0.68**	–0.64**	–0.42*	0.56**	0.34	1

Примечание. РМ – редька масличная; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.

и влажных условиях Дании [43]. Долгосрочный прогноз, выполненный этими авторами на основе модели CN-SIM carbon, предсказал сохранение 8–10% углерода из остатков РМ в песчаной почве и через 30 лет. Для более суровых погодных условий лесостепной зоны резкоконтинентального климата секвестрация углерода при краткосрочной сидерации редькой масличной, как и время его закрепления в суглинистых почвах должны быть значительно больше.

Взаимосвязь между показателями суммарной эмиссии CO₂ и свойствами почвы и растительных остатков. Корреляционный анализ, проведенный для всего ряда полученных в обоих опытах данных, позволил выявить наиболее значимые факторы, участвующие в формировании суммарного потока CO₂ при краткосрочной сидерации парового поля (табл. 3). Установлены статистически значимые связи умеренной плотности между

суммарным за сезон потоком CO₂ и содержанием C_{орг} и N_{общ} в почве ($r = 0.55$ и 0.61 ; $p < 0.005$). При этом уровень связи в варианте с сидерацией был слабее, чем в черном пару ($r = 0.70$ и 0.78 для показателей C_{орг} и N_{общ} в почве соответственно), по-видимому, за счет расширения спектра воздействующих факторов. Данные подтверждают важную роль элементов плодородия почвы в формировании эмиссии CO₂ с ее поверхности [11]. В период после запашки зеленой массы в варианте с сидерацией коэффициент корреляции между суммарной за данный отрезок времени эмиссией CO₂ и содержанием N_{общ} в почве сохранялся ($r = 0.59$; $p = 0.008$), тогда как с содержанием C_{орг} снизился до 0.07. Это можно рассматривать как косвенное подтверждение снижения вклада ПОВ в формирование потока CO₂ из почвы в период высокой доступности легкоминерализуемого субстрата. Сохранение тесной связи величины потока

CO₂ из почвы с содержанием азота доказывает роль последнего в процессах минерализации. Известно, что при разложении почвенного органического вещества микроорганизмы преимущественно иммобилизуют азот, а почвенный углерод подвергается потерям. То же, вероятно, наблюдается и на начальных этапах разложения свежего РОВ, вплоть до достижения динамического равновесия между наличием доступного углерода и потребностью микробного комплекса в азоте [21].

Анализ связи суммарной эмиссии CO₂ и величиной ЧПП редьки масличной выявил статистически значимую корреляцию только в период вегетации редьки масличной ($r = 0.50$; $p < 0.05$), что подтверждает роль корневого и ризомикробного дыхания растений в формировании суммарного потока CO₂ за этот период. Для периода после заделки зеленой массы коэффициент корреляции между показателями ЧПП и суммарной эмиссии CO₂ был значительно меньше ($r = 0.11$; $p > 0.05$). При этом связь суммарного потока CO₂ из почв с величиной C : N в тканях растений оказалась прямой и сильной ($r = 0.68$; $p < 0.01$). Близкий уровень плотности связи, но противоположный по направленности обнаружен между потоком CO₂ и содержанием азота в тканях растений ($r = -0.63$; $p < 0.01$). Найдены статистически значимые коэффициенты корреляции между эмиссией CO₂ и содержанием воды в тканях зеленой массы ($r = -0.42$; $p < 0.05$). Данные дают основание полагать, что формирование потока CO₂ при краткосрочной сидерации больше зависело не от количества, а от качества зеленой массы редьки масличной.

Как известно, параметры качества растительных остатков, в частности отношение C : N и содержание N в тканях, существенно влияют на активность их разложения в почве [22, 23, 29, 41]. Чаше указывают на отрицательную корреляцию между величиной C : N и количеством углерода, который теряется в результате минерализации. Однако существуют данные и о повышении минерализационных потерь C при внесении в почву РОВ с более широким отношением C : N [32]. Вероятно, неоднозначность обусловлена значительным усложнением углеродно-азотных взаимодействий в почве при внесении растительных остатков [21]. Выявленная в наших экспериментах отрицательная связь между величиной эмиссии CO₂ и содержанием азота в тканях редьки масличной могла быть следствием оптимизации процессов иммобилизации. Известно, что эндогенный азот растительных остатков иммобилизуется наиболее активно [7], а редька масличная является азотонакопителем. На менее плодородных участках данная культура способна мобилизовать азот из нижележащих горизонтов почвы [16], что, по-видимому, наблюдалось в наших эксперимен-

тах. Связь между содержанием азота в тканях редьки масличной и пахотном слое почвы оказалась плотной, но отрицательной ($r = -0.75$; $p < 0.001$). Соответственно в менее обогащенную азотом почву поступала растительная масса с более узким отношением C : N. По-видимому, это сглаживало дисбаланс между поступившим углеродом и потребностью микробного комплекса в азоте, и как следствие, показатели суммарной эмиссии CO₂ оставались низкими.

Статистически значимая связь средней плотности ($r = 0.46-0.55$; $p < 0.01$) между суммарной эмиссией CO₂ и количеством углерода в пожнивных и корневых остатках ячменя в варианте с сидерацией позволила подтвердить, что пул углерода растительных остатков предшествующей культуры влияет на величину потерь углерода из почв с внесением свежего органического вещества. В качестве довода можно привести более слабый уровень связи между исследуемыми параметрами в варианте черного пара ($r = 0.33$; $p < 0.05$). Также в пользу этого предположения выступают выявленные различия величины эффекта усиления минерализационных потерь C при наличии предшествующей культуры и без нее. Влияние могло быть обусловлено тем, что углерод растительных остатков ячменя являлся самостоятельным дополнительным ресурсом для почвенной микрофлоры. При одновременном наличии растительных остатков ячменя и свежей биомассы редьки масличной процессы минерализации—иммобилизации углерода могли существенно усложняться за счет стимулирования или подавления различных групп почвенного микробиома, участвующего в их трансформации. К сожалению, понимание происходящих изменений невозможно без применения меченых субстратов. Решение вопроса усложняется тем, что растительные остатки ячменя и редьки масличной находились на разной стадии разложения.

Данные корреляционного анализа свидетельствуют, что величина газообразных потерь углерода при краткосрочной сидерации парового поля посевом редьки масличной в условиях лесостепной зоны Прибайкалья обусловлена комплексом факторов, складывающихся в конкретной системе почва—растения. Наиболее значимыми из них можно считать качество растительных остатков сидерата, а также исходный уровень плодородия почвы, особенно обеспеченность ее азотом, и количество углерода остатков предшествующей культуры.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Введение в паровое поле краткосрочной сидерации в летний период существенно изменяет динамику эмиссии CO₂ с поверхности серой лесной почвы в условиях лесостепной зоны Прибайкалья.

Усиление эмиссии CO₂ может наблюдаться на протяжении вегетации сидеральной культуры и в течение 3–4 недель после заделки зеленой массы в почву. На интенсивность выделения углекислого газа существенное влияние оказывают гидротермические условия конкретного сезона. Скорость эмиссии углерода из почвы в течение вегетации редьки масличной больше зависит от условий увлажнения, а в период после заделки зеленой массы в почву – от температуры. Для уточнения специфики разложения свежей биомассы капустных культур в почве, в том числе при изменении температуры, требуются дополнительные исследования в условиях лабораторного эксперимента.

Суммарный поток CO₂ с поверхности почвы при введении в севооборот сидеральной капустной культуры будет увеличиваться. Эффект усиления процессов минерализации за счет поступления свежего органического вещества может варьировать в широких пределах (38–131%). По усредненным оценкам примерно половина углерода, аккумулированного в ЧПП редьки масличной, может теряться в текущем сезоне. Величина газообразных потерь углерода определяется комплексом факторов, складывающихся в конкретной системе почва–растения. Наряду с гидротермическими факторами, важно влияние качества зеленой массы, исходного плодородия почвы, количества растительных остатков предшествующей паровому полю культуры.

В целом замена чистых паров на краткосрочные сидеральные в условиях лесостепной зоны Прибайкалья может иметь как положительное, так отрицательное влияние на формирование потоков углерода в агроэкосистемах региона. Отрицательное влияние связано с усилением эмиссии CO₂ из почвы, интенсивность которой будет зависеть от комплекса почвенно-климатических условий в конкретной агроэкосистеме. Положительным можно считать почвопокровную и фотосинтетическую роль сидеральной культуры. Исходя из того, что потерям подвергается лишь часть углерода, аккумулированного в фитомассе редьки масличной, судьба его остаточного количества представляет отдельный научный интерес.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975.
2. Атлас. Иркутская область. Экологические условия развития. М.–Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, Минтранс РФ, Федеральное агентство геодезии и картографии, 2004. 90 с.
3. Берзин А.М., Шпедт А.А. Использование зеленых удобрений в Красноярском крае // Агрохимия. 2001. № 5. С. 27–32.
4. Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В. Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: ООО Товарищество научных изданий КМК, 2016. 243 с.
5. Густокашина Н.Н. Многолетние изменения основных элементов климата на территории Предбайкалья. Иркутск: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2003. 107 с.
6. Евдокимов И.В. Динамика ризосферного эффекта в почве // Почвоведение. 2013. № 6. С. 715–724.
7. Квиткина А.К., Ларионова А.А., Быховец С.С. Влияние экзогенного и эндогенного азота на скорость минерализации растительных остатков кукурузы // Агрохимия. 2014. № 9. С. 48–57.
8. Колесниченко В.Т. Озимая пшеница Заларинка в Иркутской области (результаты полевых опытов). М.: Промэкобезопасность, 2003. 306 с.
9. Кузьяков Я.В., Ларионова А.А. Вклад ризомикробного и корневого дыхания в эмиссию CO₂ из почвы (обзор) // Почвоведение. 2006. № 7. С. 842–854.
10. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Галлардо Ланчо Х.Ф., Ем К.Т. Оценка скорости минерализации органического вещества почв в лесных экосистемах внутриконтинентального умеренного, среднеземноморского и тропического муссонного климата // Почвоведение. 2012. № 1. С. 82–94.
11. Курганова И.Н., Семенов В.М., Кудеяров В.Н. Климат и землепользование как ключевые факторы стабильности органического вещества в почвах // Доклады АН. 2019. № 489(6). С. 646–650.
12. Ларионова А.А., Квиткина А.К., Евдокимов И.В., Быховец С.С., Стулин А.Ф. Влияние температуры на интенсивность разложения лабильного и устойчивого органического вещества агрочернозема // Почвоведение. 2013. № 7. С. 803–812. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13070046>
13. Ларионова А.А., Мальцева А.Н., Лопес де Гереню В.О., Квиткина А.К., Быховец С.С., Золотарева Б.Н., Кудеяров В.Н. Влияние температуры и влажности на минерализацию и гумификацию листовного опада в инкубационном эксперименте // Почвоведение. 2017. № 4. С. 438–448.
14. Методические рекомендации по оценке качества и классификации земель по их пригодности для использования в сельском хозяйстве. М.: Госземкадастрземка – ВИСХАГИ, 2003. 170 с.
15. Методы изучения корневых систем растений в поле и лаборатории. М.: Изд-во Моск. гос. ун-та леса, 2004. 40 с.
16. Пешкова А.А., Дорофеев Н.В. Биологические особенности и технологии возделывания редьки масличной. Иркутск, 2008. 146 с.
17. Помазкина Л.В. Мониторинг эмиссии CO₂ и содержания микробной биомассы в агроэкосистемах на серой лесной почве Предбайкалья в условиях загрязнения фторидами // Почвоведение. 2015. № 8. С. 1003–1016.
18. Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В. Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязняемых почвах. Новосибирск: Наука, 1999. 209 с.

19. *Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В., Зорина С.Ю., Лаврентьева А.С.* Устойчивость агроэкосистем к загрязнению фторидами. Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, 2004. 225 с.
20. *Помазкина Л.В., Семенова Ю.В.* Воздействие климатических изменений и загрязнения тяжелыми металлами разных типов почв на трансформацию соединений углерода в агроэкосистемах лесостепи Прибайкалья // Почвоведение. 2018. № 5. С. 617–629.
21. *Семенов В.М.* Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почвах // Агрохимия. 2020. № 6. С. 78–96. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060101>
22. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А.* Роль растительной биомассы в формировании активного пула органического вещества почвы // Почвоведение. 2004. № 11. С. 1350–1359.
23. *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.
24. *Солодун В.И., Цвынтарная Л.А.* Влияние чистых и сидеральных паров на засоренность зерновых культур // Вестник ИрГСХА. 2016. Вып. 72. С. 22–27.
25. *Титлянова А.А., Булавко Г.И., Кудряшова С.Я., Намумов А.В., Смирнов В.В., Танасиенко А.А.* Запасы и потери органического углерода в почвах Сибири // Почвоведение. 1998. № 1. С. 51–59.
26. *Шарков И.Н.* Метод оценки потребности в органических удобрениях для создания бездефицитного баланса углерода в почве пара // Агрохимия. 1986. № 2. С. 109–118.
27. *Шарков И.Н., Шепелев А.Г., Мишина П.В.* Продукцирование CO₂ пашней на черноземе выщелоченном в условиях лесостепи Западной Сибири // Агрохимия. 2013. № 5. С. 51–57.
28. *Abdalla M., Hastings A., Helmy M., Prescher A., Osborne B., Lanigan G., Forristal D. et al.* Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem // Geoderma. 2014. V. 223. P. 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.030>
29. *Almagro M., Martínez-Mena M.* Litter decomposition rates of green manure as affected by soil erosion, transport and deposition processes, and the implications for the soil carbon balance of a rainfed olive grove under a dry Mediterranean climate // Agric. Ecosyst. Environ. 2014. V. 196. P. 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.027>
30. *Bhattacharya S.S., Kim K.-H., Das S., Uchimiya M., Jeon B.H., Kwon E., Szulejko J.E.* A review on the role of organic inputs in maintaining the soil carbon pool of the terrestrial ecosystem // J. Environ. Managem. 2016. V. 167. P. 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.042>
31. *Blagodatskaya E.V., Blagodatsky S.A., Anderson T.H., Kuz'yakov Y.* Priming effects in Chernozem induced by glucose and N in relation to microbial growth strategies // Appl. Soil Ecol. 2007. V. 37(1–2). P. 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.05.002>
32. *Dannehl T., Leithold G., Brock C.* The effect of C:N ratios on the fate of carbon from straw and green manure in soil // Eur. J. Soil Sci. 2017. V. 68. P. 988–998. <https://doi.org/10.1111/ejss.12497>
33. *Dhaliwal S.S., Naresh R.K., Gupta R.K., Panwar A.S., Mahajan N.C., Singh R., Mandal A.* Effect of tillage and straw return on carbon footprints, soil organic carbon fractions and soil microbial community in different textured soils under rice-wheat rotation: a review // Rev. Environ. Sci. Bio-Technol. 2020. V. 19(1). P. 103–115. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09520-1>
34. *Gómez J.A., Guzmán M.G., Giraldez J.V., Feres E.* The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil // Soil Till. Res. 2009. V. 106. P. 137–144. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>
35. Commission for Climatology (CCI) – Sixteenth session: Abridged final report with resolutions and recommendations (3–8 July 2014; Heidelberg, Germany). WMO, 2014 (WMO-№ 1137). 79 p.
36. *He L., Zhang A., Wang X., Li J., Hussain Q.* Effects of different tillage practices on the carbon footprint of wheat and maize production in the Loess Plateau of China // J. Cleaner Production. 2019. V. 234. P. 297–305. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.161>
37. IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.
38. IUSS Working Group WRB: World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015. World Soil Resources Reports 106. Rome: FAO, 2015.
39. *Kuz'yakov Y.* Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods // Soil Biol. Biochem. 2006. V. 38. P. 425–48. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020>
40. *Langeroodi A.R.S., Osipitan O.A., Radicetti E.* Benefits of sustainable management practices on mitigating greenhouse gas emissions in soybean crop (*Glycine max*) // Sci. Total Environ. 2019. V. 660. P. 1593–1601. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.074>
41. *Li F., Sorensen P., Li X., Olesen J.* Carbon and nitrogen mineralization differ between incorporated shoots and roots of legume versus non-legume based cover crops // Plant and Soil. 2020. V. 446. P. 243–257. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04358-6>
42. *Mitchell E., Scheer C., Rowlings D., Conant R., Cotrufo M.F., van Delden L., Grace P.* The influence of above-ground residue input and incorporation on GHG fluxes and stable SOM formation in a sandy soil // Soil Biol. Biochem. 2016. V. 101. P. 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.008>
43. *Mutegi J.K., Petersen B.M., Munkholm L.J.* Carbon turnover and sequestration potential of fodder radish cover crop // Soil Use Managem. 2013. V. 29. P. 191–198. <https://doi.org/10.1111/sum.12038>
44. *Mwafurirwa L., Baggs E.M., Morley N., Paterson E.* Ryegrass root and shoot residues differentially affect short-term priming of soil organic matter and net soil C-balance // Eur. J. Soil Biol. 2019. V. 93. P. 103096. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2019.103096>
45. *Sey B.K., Manceur A.M., Whalen J.K., Gregorich E.G., Rochette Ph.* Root-derived respiration and nitrous oxide

- production as affected by crop phenology and nitrogen fertilization // *Plant and Soil*. 2010. V. 326. P. 369–379. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0018-x>
46. Singh. H., Northup B.K., Baath G.S., Gowda P.P., Kakani V.G. Greenhouse gas mitigation strategies for agronomic and grazing lands of the US Southern Great Plains (October, <https://doi.org/10.1007/S11027-019-09894-1>, 2019) // *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 2020. V. 25. P. 855–855. <https://doi.org/10.1007/s11027-019-09902-4>
 47. Sokolova L.G., Zorina S.Y., Pomortsev A.V., Dorofeev N.V. Carbon balance in case of short-term green manure of a fallow in the conditions of the Baikal forest-steppe // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science: paper of International Conference on Agribusiness, Environmental Engineering and Biotechnologies – AGRITECH-2019 (Krasnoyarsk, June 20-22, 2019)*. 2019. V. 315. Art. 052050. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/315/5/052050>
 48. Sosa-Rodrigues A.B., Garcia-Vivas Y.S. Emission of greenhouse gases in the soil under the green manure effect // *Agronomia Mesoamericana*. 2019. V. 30. P. 767–782. <https://doi.org/10.15517/am.v30i3.36103>
 49. Soussana J.F., Lutfalla S., Ehrhardt F., Rosenstock T., Lamanna Ch., Havlik P., Richards M. et al. Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000-soils for food security and climate' initiative // *Soil Till. Res.* 2019. V. 188. P. 3–15. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>
 50. Sparling G.P., Fermor T.R., Wood D.A. Measurement of the microbial biomass in composted wheat straw, and the possible contribution of the biomass to the nutrition of *Agaricus bisporus* // *Soil Biol. Biochem.* 1982. V. 14. P. 609–611.
 51. Wanic M., Zuk-Golaszewska K., Orzech K. Catch crops and the soil environmental – a review of the literature // *J. Elementology*. 2018. V. 24. P. 31–45. <https://doi.org/10.5601/jelem.2018.23.3.1638>
 52. Watkins N., Barraclough D. Gross rates of N mineralization associated with the decomposition of plant residues // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. P. 169–175.
 53. Wollenberg E., Richards M., Smith P., Havlik P., Obersteiner M., Tubiello F., Herold M. et al. Reducing emissions from agriculture to meet the 2 degrees C target // *Global Change Biol.* 2016. V. 22. P. 3859–3864. <https://doi.org/10.1111/gcb.13340>
 54. Zhao X., Liu B.-Y., Liu S.-L., Qi J.-Y., Wang X., Pu Ch., Li S.-S. et al. Sustaining crop production in China's cropland by crop residue retention: A meta-analysis // *Land Degrad. Developm.* 2020. V. 31. P. 694–709. <https://doi.org/10.1002/ldr.3492>

CO₂ Emission from Soil in Case of the Short-Term Green Manure Crops into the Fallow Fields in the Conditions of the Cis-Baikal Forest-Steppe Zone

L. G. Sokolova¹, S. Yu. Zorina^{1, *}, E. N. Belousova¹, A. V. Pomortsev¹, and N. V. Dorofeev¹

¹*Siberian Institute of Plant Physiology and Biochemistry, Siberian Division, Russian Academy of Sciences, 132 Lermontov str., Irkutsk, 664033 Russia*

*e-mail: zorina@sifibr.irk.ru

The focus of modern agricultural production on reducing greenhouse gas emissions requires attention to newly introduced farming practices, in particular from the standpoint of their influence on the CO₂ fluxes. The peculiarities of CO₂ emission in case of short-term summer green manure in the fallow fields (35–40 days from sowing to plowing of *Raphanus sativus* var. *Oleifera* Metzg) were studied. Such greening was used as a non-standard agriculture practice for the forest-steppe zone of the Baikal region. In three-year (2015–2017) field experiments on the gray forest medium loamy soil, changes in the seasonal dynamics of the rate of CO₂ emission were revealed when using this practice compared to traditional black fallow. In two independent crop rotations, an increase in the intensity of CO₂ release from the soil surface in the period after plowing of green mass was shown. The total (May–September) CO₂ flux from the soil in the variant with green manure in all years turned out to be 1.3–1.6 times higher than in the case of traditional tillage. The effect of enhancing the mineralization processes due to the newly supplied organic matter was 38–131% in relation to black fallow. The 19–79% of carbon accumulated in net primary production was lost. The range of fluctuations in the total CO₂ flux from the soil was determined by a complex of factors: hydrothermal conditions; the content of C_{org} and N_{tot} in the soil; the ratio C : N, the content of N and % water in the tissues of the green manure, as well as the carbon reserves in the root and crop residues of the previous culture. The density of the relationship between the value of the CO₂ flux and the studied factors decreased in the following order: qualitative characteristics of the green mass of oil radish > initial soil fertility > carbon pool in plant residues of the previous crop. The data obtained showed that the introduction of short-term green manure into the fallow field increases the CO₂ emission from the gray forest soil during the warm season.

Keywords: soil respiration, carbon loss, green fertilizer, *Raphanus sativus*

АГРОХИМИЯ
И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.445.2:631.417

ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ И СТРУКТУРА ГУМИНОВЫХ КИСЛОТ
ЦЕЛИННОЙ И ПАХОТНОЙ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ
ПОЧВЫ ПРЕДУРАЛЬЯ

© 2021 г. Н. Е. Завьялова^а, *, М. Т. Васбиева^а

^аПермский федеральный исследовательский центр УрО РАН,
ул. Культуры, 12, с. Лобаново, Пермский край, 614532 Россия

*e-mail: nezavyalova@gmail.com

Поступила в редакцию 08.02.2021 г.

После доработки 11.05.2021 г.

Принята к публикации 14.05.2021 г.

Изучен элементный состав и структура гуминовых кислот целинной и пахотной дерново-подзолистой почвы (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)). Исследования проведены в Пермском крае на стационарных участках под смешанным лесом и в длительном опыте, заложенном в 1978 г. Содержание углерода в гуминовых кислотах дерново-подзолистой почвы варьировало от 30.7 до 34.6, водорода – 43.3–47.3, кислорода – 18.0–19.7 и азота – 2.1–2.6 ат. %. Установлено, что гуминовые кислоты целинной дерново-подзолистой почвы имели максимальное отношение Н : С (1.54), которое свидетельствует о преобладании алифатических структур. Внесение в почву возрастающих доз минеральных удобрений привело к увеличению доли ароматических структур с наибольшим содержанием углерода в составе гуминовых кислот, в варианте N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀ отношение Н : С составило 1.25. Здесь отмечена максимальная степень окисленности гуминовых кислот (–0.15). ИК-Фурье-спектры гуминовых кислот, выделенных из почвы длительного стационарного опыта, имели полосы поглощения карбоксильных, гидроксильных, метильных, метиленовых, метоксильных и других групп в широком диапазоне длин волн, но отличались от спектра гуминовых кислот целинной почвы интенсивностью валентных колебаний группировок. Значительно интенсивнее проявились колебания группы С=О ароматических колец в области 1605–1670 см⁻¹, что подтверждает данные элементного состава о большем содержании ароматических фрагментов в гуминовых кислотах пахотной, чем целинной почвы.

Ключевые слова: элементный анализ, атомные отношения, степень окисленности гуминовых кислот, ИК-спектроскопия, минеральные удобрения

DOI: 10.31857/S0032180X21100142

ВВЕДЕНИЕ

Ранее считалось, что органическое вещество почвы состоит из стабильных и уникальных в химическом отношении соединений. Органическое вещество почвы подвергается непрерывному разрушению, создавая континуум более или менее разложившихся материалов разного размера, состава и структуры [19, 20].

Гуминовые кислоты (ГК) являются агрономически ценной фракцией органического вещества, так как проявляют высокую функциональную активность, определяют специфику водных, физических, химических и тепловых свойств почвы. Их состав и структура зависят от условий почвообразования и изменяются при антропогенном воздействии на почву [10, 16].

Использование современных методов спектроскопического анализа, в частности методов

ядерного магнитного резонанса, позволило более детально охарактеризовать химический состав гуминовых веществ в почвах. Ученые пришли к выводу, что гуминовые вещества и ГК, в частности, не являются гетерополимерами, а представляют собой “супрамолекулярные ассоциации самособирающихся гетерогенных и относительно небольших молекул, образующихся в результате деградаци и разложения мертвого биологического материала” [22]. Формирование супрамолекулярных агрегатов обеспечивается невалентными взаимодействиями (ароматические π-π и гидрофобные взаимодействия, силы Ван-дер-Ваальса, электростатические и водородные связи) [7, 14, 15, 21–23].

Основным критерием определения гуминовых веществ по мнению Международного общества по гуминовым веществам (IHSS) и Американского общества почвоведов на сегодняшний день яв-

ляется растворимость в щелочах [17]. Разная растворимость гуминовых веществ в кислотных средах положена в основу их деления на ГК, фульвокислоты и неэкстрагируемый остаток (гумин).

Цель исследований — выявить влияние длительного применения минеральных удобрений на элементный состав и структуру ГК пахотной почвы и провести сравнение с целинным аналогом.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследовали дерново-подзолистую тяжелосуглинистую почву (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)) полевого стационарного опыта, заложенного в 1978 г. на опытном поле Пермского НИИСХ ПФИЦ УрО РАН, и естественной экосистемы — под смешанным лесом. В стационарном опыте выбрали варианты: контроль (без удобрений), $N_{60}P_{60}K_{60}$, $N_{90}P_{90}K_{90}$, $N_{150}P_{150}K_{150}$.

Севооборот полевой восьмипольный с чередованием культур: чистый пар, озимая рожь, картофель, пшеница, клевер первого года пользования, клевер второго года пользования, ячмень, овес. Минеральные удобрения вносили под зерновые культуры и картофель, на клевере изучали последствие. За время проведения опыта внесено удобрений при дозе $N_{60}P_{60}K_{60}$ — по 1560 кг д. в., $N_{90}P_{90}K_{90}$ — по 2340 кг д. в. и $N_{150}P_{150}K_{150}$ — по 3900 кг д. в. НРК. Общая площадь делянки 120 м², учетная 76.4 м². Размещение вариантов рендомизированное.

Почвенные образцы отбирали в конце пятой ротации севооборота после уборки овса в слое 0–20 см с двух повторений в пяти точках на каждой делянке, под смешанным лесом — в слое 3–20 см. Смешанный почвенный образец составляли квартованием из индивидуальных проб. Препараты ГК выделяли по классической методике российской школы почвоведов, которая отличается от рекомендаций Международного гуминового общества (IHSS) [25] тем, что почву экстрагируют щелочью не менее трех раз на обычном воздухе, анализируют объединенный экстракт. Элементный состав ГК определяли на СНН-элементном анализаторе Perkin-Elmer (США) в шестикратной повторности. Количество кислорода вычисляли по разности (все расчеты приведены на обеззоленные препараты); ИК-спектры поглощения регистрировали на Фурье-спектрометре Vertex-80v (Bruker, Германия) в диапазоне 4000–400 см⁻¹ при спектральном разрешении 2 см⁻¹. Обработку спектров проводили с помощью пакета прикладных программ OPUS.

Характерной особенностью исследуемых почв является низкое содержание углерода в верхних слоях — под смешанным лесом — 1.57%, в пахотной почве — 1.04–1.25% (в зависимости от вари-

анта опыта), кислая реакция среды (рН 4.2 и 4.5–5.1 соответственно). Обогащенность почвы азотом под опытом средняя и высокая. Отношение валовых количеств С : N составляет 7.1–9.3, под смешанным лесом — 5.9. Изучаемые почвы по ориентировочной шкале обогащенности почвы микрофлорой соответствуют грациям “очень бедные” и “бедные” [6]. Целинная почва характеризовалась минимальным содержанием всех видов микроорганизмов. Оценка состояния микробного сообщества целинной и пахотной дерново-подзолистых почв позволила установить, что в условиях достаточной обеспеченности элементами минерального питания сохранность органического вещества почвы улучшается, так как процессы микробного разложения стойких соединений углерода подавлены [4]. Содержание углерода микробной биомассы варьировало в вариантах опыта от 290 на контроле до 366 мкг/г почвы при $N_{150}P_{150}K_{150}$. Интенсивность субстрат-индуцированного дыхания (СИД) увеличивалась при внесении минеральных удобрений в возрастающих дозах. Максимальную величину СИД (9.12) зафиксировали при применении $N_{150}P_{150}K_{150}$, что превышало СИД в контроле в 1.3 раза [5].

Исследования проводили в IV агроклиматическом районе Пермского края. В физико-географическом отношении район находится в подзоне южной тайги и хвойно-широколиственных лесов [1]. В соответствии с почвенно-экологическим районированием территория Пермского края относится к Вятско-Камской почвенной провинции [3]. Климат умеренно-континентальный с холодной, продолжительной, снежной зимой и теплым коротким летом. Сумма средних суточных температур >10°C составляет 1700–1900°C. Длительность периода активной вегетации с температурой >10°C в среднем 115 дней, с температурой >15°C — 60 дней. Район относится к зоне достаточного увлажнения: ГТК 1.4, осадков за год выпадает 470–500 мм, испаряемость с поверхности почвы составляет около 340 мм. Число дней со снежным покровом в среднем составляет 176 [1, 8].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследуемые ГК по содержанию конституционных элементов (С, Н, N, O) соответствуют средним показателям [10] для класса дерново-подзолистых почв (табл. 1). Формирование ГК в целинной почве под смешанным лесом проходит со значительным участием алифатических структур меньшей степени гумификации органического вещества, чем в пахотной почве длительного опыта. В ГК почвы под смешанным лесом наблюдали наименьшее количество атомов углерода и наибольшее — атомов водорода соот-

Таблица 1. Элементный состав, атомные отношения и степень окисленности (*W*) гуминовых кислот пахотной и целинной дерново-подзолистой почвы

Вариант	Содержание, %				Атомные отношения			<i>W</i>
	С	Н	О	Н	Н : С	О : С	С : N	
Без удобрений	<u>37.44</u>	<u>4.39</u>	<u>28.36</u>	<u>3.28</u>	1.41	0.57	13.29	-0.27
	32.70	46.07	18.59	2.46				
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀	<u>35.17</u>	<u>4.11</u>	<u>25.63</u>	<u>3.06</u>	1.40	0.55	13.41	-0.31
	33.00	46.26	18.05	2.46				
N ₉₀ P ₉₀ K ₉₀	<u>40.62</u>	<u>4.64</u>	<u>29.49</u>	<u>3.71</u>	1.37	0.54	12.77	-0.28
	33.34	45.74	18.14	2.61				
N ₁₅₀ P ₁₅₀ K ₁₅₀	<u>39.31</u>	<u>4.10</u>	<u>28.92</u>	<u>3.05</u>	1.25	0.55	15.03	-0.15
	34.56	43.26	19.08	2.30				
Лес смешанный	<u>23.28</u>	<u>3.02</u>	<u>20.08</u>	<u>1.84</u>	1.54	0.64	14.92	-0.26
	30.73	47.33	19.70	2.06				
HCP ₀₅	2.1	0.2	1.7	0.3				

Примечание. Над чертой — массовая доля, под чертой — атомная доля (все расчеты приведены на обеззоленные препараты). HCP₀₅ представлена для массовой доли.

ветственно. Здесь отмечено максимальное отношение Н : С (1.54).

В пахотной почве исследуемые ГК имели свои особенности, их состав зависел от применяемых доз удобрений. Отмечено достоверное увеличение содержания углерода в супрамолекулярных агрегатах ГК с увеличением дозы минерального удобрения от 32.70 на контроле до 34.56 ат. % при максимальной дозе NPK. Изменения в содержании водорода и азота имели обратную тенденцию. Процесс трансформации органического вещества при внесении минеральных удобрений сопровождался окислением ГК, содержание в них кислорода увеличивалось от 18.59 в варианте без удобрений до 19.08 ат. % при N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀. Во всех вариантах отношение Н : С > 1, что свидетельствует о преобладании алифатических фрагментов в структуре ГК. Отмечена тенденция уменьшения отношения Н : С в составе ГК с увеличением дозы NPK. ГК почвы в варианте N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀ имели наибольшее содержание углерода среди исследуемых вариантов опыта и наименьшее водорода. Полученное соотношение Н : С в ГК этого варианта указывает на большую долю ароматических фрагментов в их структуре по сравнению с другими вариантами длительного стационарного опыта (рис. 1).

Количество азота в составе ГК целинной почвы и почвы длительного стационарного опыта варьировало от 2.06 до 2.61 ат. %. Наименьшее содержание азота наблюдали в ГК целинной почвы. В почве длительного стационарного опыта ГК в варианте N₉₀P₉₀K₉₀ более насыщены азотом, чем в других вариантах, и характеризовались самым узким отношением С : N 12.77.

Процесс гумификации сопровождается повышением степени окисленности ГК. ГК изучаемых

дерново-подзолистых почв имели восстановленный характер (-0.15...-0.31). Степень окисленности ГК целинной почвы и пахотной почвы контрольного варианта длительного опыта была на одном уровне. Отмечено увеличение степени окисленности при длительном внесении минеральных удобрений в дозе N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀.

Трансформация органического вещества в варианте без удобрений протекала в направлении образования ГК с преобладанием алифатических структур, что свидетельствует о слабой степени гумификации растительных остатков.

Таким образом, в почвенно-климатических условиях Предуралья формируются ГК с преобладанием в их составе алифатических структур. Внесение в почву возрастающих доз минеральных удобрений увеличивает интенсивность процессов минерализации гуминовых веществ и способствует накоплению в составе супрамолекулярных агрегатов ГК ароматических структур с наибольшим содержанием углерода. В этом же ряду нарастает обогащенность ГК кислородом, повышается относительная степень окисленности [2, 9, 10].

Метод инфракрасной спектроскопии дает возможность идентифицировать атомные группировки, дает информацию о типе связей и элементах структуры “молекулярных ансамблей” ГК. Совокупность и интенсивность полос поглощения позволяют судить о роли ароматических и алифатических фрагментов в структуре ГК [11–13, 18, 24].

Анализ ИК-Фурье спектров показал, что исследуемые ГК имели полосы поглощения в широком диапазоне длины волн от 400 до 4000 см⁻¹. Целинная почва под лесом характеризовалась на-

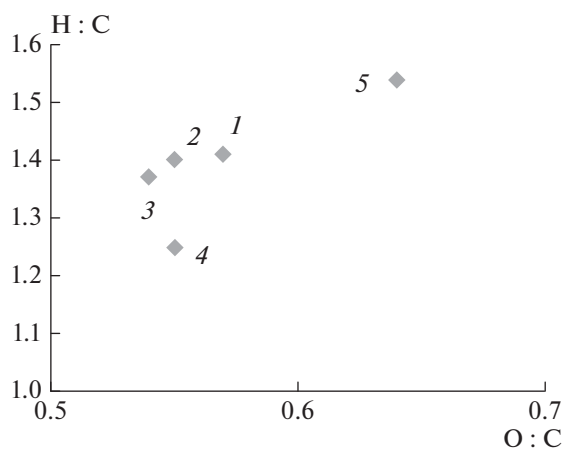


Рис. 1. Диаграмма атомных отношений ГК дерново-подзолистой почвы длительного опыта и смешанного леса: 1 – без удобрений, 2 – $N_{60}P_{60}K_{60}$, 3 – $N_{90}P_{90}K_{90}$, 4 – $N_{150}P_{150}K_{150}$, 5 – лес смешанный.

личием слабых полос поглощения при 2960, 2925, 2874 и 2861 cm^{-1} , которые обусловлены валентными колебаниями С–Н метильных (CH_3) и метиленовых (CH_2) группировок (рис. 2). Спектры ГК целинной почвы имели среднюю интенсивность поглощения в области 3380–3390 cm^{-1} , что свидетельствует о наличии в составе исследуемого вещества гидроксильных групп ОН, связанных межмолекулярными водородными связями. Полосу средней интенсивности в области 1630–1650 cm^{-1} можно отнести к колебаниям амидной группы. Валентные колебания в области 1716 и 1286 cm^{-1} связаны с наличием кислородсодержащих функциональных групп – карбоксильных групп ($>C=O$ карбоновых кислот). Интенсивная полоса поглощения в области 1030 cm^{-1} обусловлена валентными колебаниями гидроксильных групп, связанных с первичными атомами углерода. На незначительное присутствие ароматических колец в молекулах ГК указывают полосы поглощения при 1605–1670 cm^{-1} , которые обусловлены валентными колебаниями сопряженных двойных связей углеродных атомов. Полоса слабой интенсивности в области 1642 cm^{-1} свидетельствует о наличии ароматических связей в составе молекулы ГК. О высокой степени замещения бензольных колец можно судить по отсутствию выраженной полосы в области 3030 cm^{-1} . Полученные результаты ИК-Фурье спектров говорят о том, что супрамолекулярные агрегаты ГК целинной дерново-подзолистой почвы характеризуются небольшим количеством ароматических фрагментов и значительно большим участием в их молекулах алифатических структур, что свидетельствует о низкой степени гумификации органического вещества.

ИК-Фурье-спектры ГК, выделенные из почвы длительного стационарного опыта, характеризовались аналогичным набором полос с ГК целинной почвы, но отличались интенсивностью валентных колебаний группировок и зависели от дозы вносимых удобрений (рис. 3). Следует отметить более интенсивное поглощение $>C=O$ -группы карбоновых кислот в области поглощения 1700–1720 cm^{-1} на всех спектрах ГК пахотной почвы опыта. Максимальное поглощение отмечено для ГК варианта $N_{150}P_{150}K_{150}$. В спектрах почвы различных вариантов длительного стационарного опыта значительно интенсивнее проявились колебания группы $C=O$ ароматических колец в области 1605–1670 cm^{-1} , что указывает на большую степень гумификации органического вещества в пахотной почве, чем в целинной. Наличие интенсивных полос поглощения при 3394 и 2927 cm^{-1} обусловлено ассиметричными валентными колебаниями С–Н метильных (CH_3) и метиленовых (CH_2) группировок. Наличие этих групп подтверждается полосой поглощения в области 1382–1450 cm^{-1} . Полоса поглощения при 1400–1470 cm^{-1} может быть отнесена к деформационным колебаниям связи С–Н в группах CH_2 . Полосы поглощения с максимумом при 1200–1280 cm^{-1} обусловлены колебаниями связи С–О простых эфиров и им подобных соединений. Возможно, это вызвано ассиметричными валентными колебаниями в группах С–О–С. Симметричным валентным колебаниям в этой группе соответствуют полосы 1030 cm^{-1} . Судя по интенсивности полос поглощения, ГК варианта $N_{150}P_{150}K_{150}$ характеризуется большим количеством ароматических компонентов в составе супрамолекулярных агрегатов по сравнению с ГК целинной почвы и почвы контрольного варианта опыта.

Таким образом, чем больше доза минеральных удобрений (NPK), тем интенсивнее идут процессы минерализации свежего органического вещества, в составе ГК увеличивается доля ароматических структур, это подтверждают данные элементного анализа (отношение Н : С в ГК варианта $N_{150}P_{150}K_{150}$ составило 1.25) и ИК-спектроскопии (более интенсивные колебания группы $C=O$ ароматических колец в области 1605–1670 cm^{-1}).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

ГК целинной дерново-подзолистой почвы имели максимальное отношение Н : С (1.54), что свидетельствует о формировании супрамолекулярных агрегатов со значительным участием в их строении алифатических структур низкой степени гумификации органического вещества. Это подтверждается данными ИК-Фурье спектроскопии. Возделывание сельскохозяйственных куль-

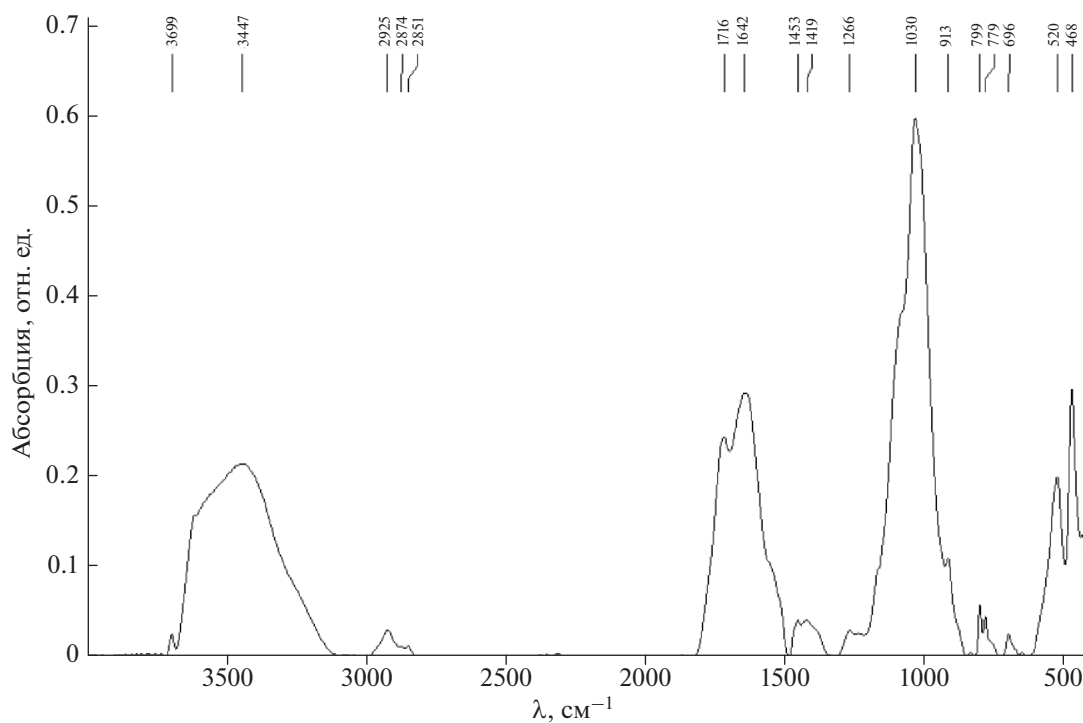


Рис. 2. ИК-спектры ГК дерново-подзолистой почвы под смешанным лесом.

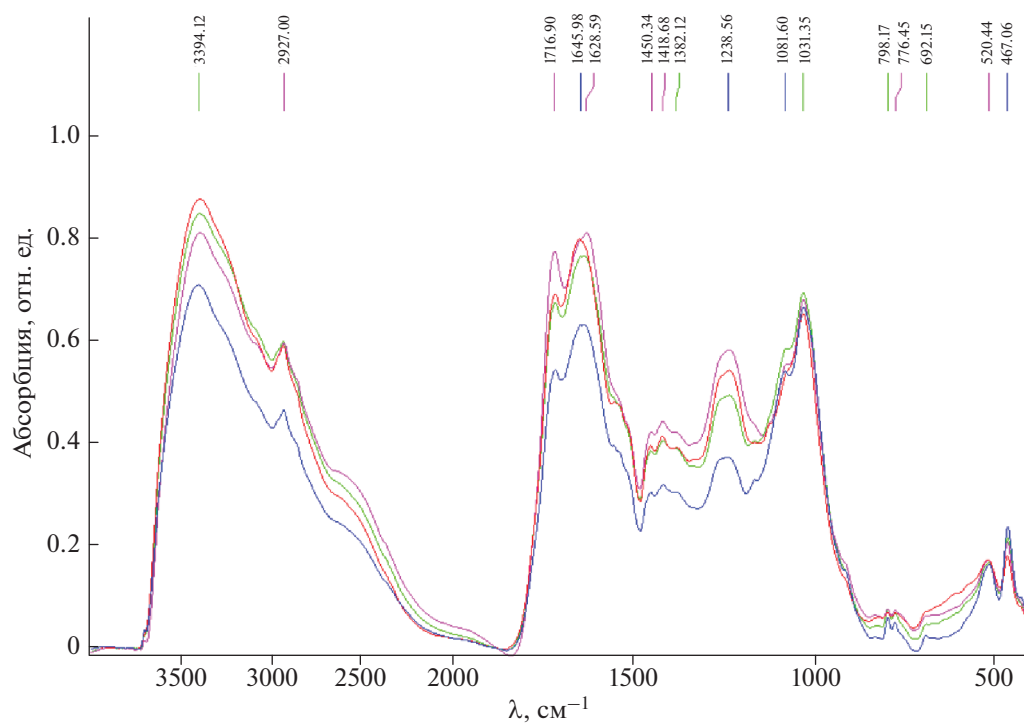


Рис. 3. ИК-спектры ГК дерново-подзолистой почвы длительного опыта: 1 – без удобрений (зеленый), 2 – N₆₀P₆₀K₆₀ (синий), 3 – N₉₀P₉₀K₉₀ (красный), 4 – N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀ (розовый).

тур в полевом восьмипольном севообороте в сочетании с длительным внесением минеральных удобрений $N_{150}P_{150}K_{150}$ привело к усложнению структуры ГК почвы. ГК характеризовались наименьшим отношением $N : C$ (1.25), что указывает на большую долю ароматических фрагментов в их составе. Отмечена максимальная степень окисленности ГК (-0.15) при внесении НРК по 150 кг д. в./га. В ИК-Фурье-спектрах почвы различных вариантов длительного стационарного опыта значительно интенсивнее проявились колебания группы $C=O$ ароматических колец в области 1605–1670 cm^{-1} , что подтверждает данные элементного состава о более высоком содержании ароматических фрагментов в ГК пахотной, чем целинной почвы.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроклиматические ресурсы Пермской области / Под ред. Е.В. Григорчук. Л.: Гидрометеоздат, 1979. 156 с.
2. Гасанова Е.С., Мязин Н.Г., Стекольников К.Е. Изменение элементного состава гуминовых кислот чернозема, выщелоченного под влиянием удобрений и мелиоранта на примере культур топинамбура и озимой пшеницы // *Агрехимия*. 2018. № 11. С. 27–32. <https://doi.org/10.1134/S0002188118110042>
3. Еремченко О.З., Шестаков И.Е., Москвина Н.В. Почвы и техногенные поверхностные образования урбанизированных территорий Пермского Прикамья. Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2016. 252 с.
4. Завьялова Н.Е., Ковалевская Н.П., Шаравин Д.Ю. Влияние длительного применения минеральных удобрений на экофизиологические показатели микробоценозов дерново-подзолистой почвы Предуралья // *Агрехимия*. 2020. № 1. С. 3–8. <https://doi.org/10.31857/S0002188120010147>
5. Завьялова Н.Е., Широких И.Г., Косолапова А.И., Широких А.А. Микробная трансформация органического вещества дерново-подзолистой почвы Предуралья при различном использовании и внесении минеральных удобрений // *Теоретическая и прикладная экология*. 2019. № 1. С. 100–111. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2019-1-102-110>
6. Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // *Почвоведение*. 1978. № 6. С. 48–54.
7. Иванов А.Л., Когут Б.М., Семенов В.М., Тюрина Оберландер М., Ваксман Шанбахер Н. // *Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева*. 2017. Вып. 90. С. 3–38. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-3-38>
8. Кортаев Н.Я. Почвы Пермской области. Пермь: Кн. изд-во, 1962. 278 с.
9. Мильхеев Е.Ю., Цыбенков Ю.Б. Элементный состав гуминовых кислот дерновых лесных и луговых почв Селенгигского дельтового района (Западное Забайкалье) // *Вестник СВФУ*. 2018. № 1. С. 13–19. <https://doi.org/10.25587/SVFU.2018.63.10532>
10. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск ун-та, 1990. 325 с.
11. Панкратов К.Г., Щелоков В.И., Сазонов Ю.Г. Обзор современных методов исследования гуминовых кислот // *Плодородие*. 2005. № 4. С. 19–24.
12. Старых С.Э., Куприянов А.Н., Белопухов С.Л., Мазиров М.А. Изучение влияния длительного применения удобрений на органическое вещество дерново-подзолистой почвы методом ИК-спектроскопии // *Агрехимический вестник*. 2019. № 2. С. 17–22. <https://doi.org/10.24411/0235-2516-2019-109999021>
13. Шевицова Л.К., Черников В.А., Сычев В.Г., Беличенко М.В., Рухович О.В., Иванова О.И. Влияние длительного применения удобрений на состав, свойства и структурные характеристики гумусовых кислот основных типов почв. Сообщение 1 // *Агрехимия*. 2019. № 10. С. 3–15. <https://doi.org/10.1134/S0002188119100120>
14. Baveye P.C., Wander M. The (bio) chemistry of soil humus and humic substances: why is the “new view” still considered novel after more than 80 years? // *Front. in Environ. Sci*. 2019. V. 7. P. 1–6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00027>
15. Kholodov V.A., Farkhodov Yu.R., Yaroslavtseva N.V., Aydiev A.Yu., Lazarev V.I., Ilyin B.S., Ivanov A.L., Kulikova N.A. Thermolabile and thermostable organic matter of chernozems under different land uses // *Eurasian Soil Science*. 2020. V. 53. P. 1066–1078. <https://doi.org/10.1134/S1064229320080086>
16. Kholodov V.A., Konstantinov A.I., Kudryavtsev A.V., Perminova I.V. Structure of humic acids in zonal soils from ^{13}C -NMR data // *Eurasian Soil Science*. 2011. V. 44. P. 976–983. <https://doi.org/10.1134/S1064229311090043>
17. Kleber M., Lehmann J. Humic substances extracted by alkali are invalid proxies for the dynamics and functions of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems // *J. Environ. Qual*. 2019. V. 48. P. 207–216. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.01.0036>
18. Larionova A.A., Zolotareva B.N., Kvitkina A.K., Kudryarov V.N., Kolyagin Y.G., Kaganov V.V. Composition of structural fragments and the mineralization rate of organic matter in zonal soils // *Eurasian Soil Science*. 2015. V. 48. P. 1110–1119. <https://doi.org/10.1134/S1064229315100063>
19. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter // *Nature*. 2015. V. 528. P. 60–68.
20. Mohinuzzaman M., Yuan J., Yang X., Senesi N., Li S.-L., Ellam R.M., Mostofa K.M.G., Liu C.-Q. Insights into solubility of soil humic substances and their fluorescence characterisation in three characteristic soils // *Sci. Total Environ*. 2020. V. 720. № 137395. P. 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137395>
21. Oik D.C., Bloom P.R., Perdue E.M., McKnight D.M., Chen Y., Fahrenhorst A., Senesi N., Chin Y.P., Schmitt-Kopplin P., Hertkorn N., Harir M. Environmental and agricultural relevance of humic fractions extracted by

- alkali from soils and natural waters // *J. Environ. Qual.* 2019. V. 48. P. 217–232.
<https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0041>
22. *Piccolo A.* The supramolecular structure of humus substances: A novel understanding of humus chemistry and implications soil science // *Adv. Agronomy.* 2002. V. 75. P. 57–134.
[https://doi.org/10.1016/s0065-2113\(02\)75003-7](https://doi.org/10.1016/s0065-2113(02)75003-7)
23. *Semenov V.M., Tulina A.S., Semenova N.A., Ivanikova L.A.* Humification and nonhumification pathways of the organic matter stabilization in soil: a review // *Eurasian Soil Science.* 2013. V. 46. № 4. P. 355–368.
<https://doi.org/10.1134/S106422931304011X>
24. *Stepanov A.A.* Specificity of humic substances extracted from fissures and genetic horizons of peat-podzolic soil // *Eurasian Soil Science.* 2008. V. 41. P. 837–843.
<https://doi.org/10.1134/S106422930808005X>
25. *Swift R.S.* Organic matter characterization (chap 35) // *Methods of soil analysis.* Madison, 1996. Part 3. P. 1018–1020.

Elemental Composition and Structure of Humic Acids of Integral and Arable Sod-Podzolic Soils of the Pre-Urals

N. E. Zavyalova^{1, *} and M. T. Vasbieva¹

¹*Perm Research Institute of Agriculture of the Perm Federal Research Center of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Lobanovo, 614532 Russia*

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

We studied the elemental composition and structure of humic acids isolated from virgin and arable sod-podzolic soil (Eutric Albic Retisols (Abruptic, Loamic, Cutanic)). The studies were carried out in the Perm Krai on stationary sites under mixed forest and in the long-term experiment started in 1978. The content of carbon in the humic acids of the sod-podzolic soil varied from 30.7 to 34.6 of hydrogen – from 43.3 to 47.3, of oxygen – from 18.0 to 19.7, and of nitrogen – from 2.1 to 2.6%. It was found that humic acids of virgin sod-podzolic soil had a maximum H : C ratio (1.54), which indicates the predominance of aliphatic structures in their composition. The soil amendment by mineral fertilizers into the soil led to an increase in aromatic structures with the highest carbon content in the composition of humic acids; in the N₁₅₀P₁₅₀K₁₅₀ variant, the H : C ratio was 1.25. This variant shows the maximum oxidation state of humic acids (–0.15). The FTIR spectra of humic acids isolated from the soil of a long-term stationary experiment had absorption bands of carboxyl, hydroxyl, methyl, methylene, methoxyl, and other groups in a wide wavelength range, but differed from the spectrum of humic acids in virgin soil in the intensity of stretching vibrations of the groups. The vibrations of the C=O group of aromatic rings in the range of 1605–1670 cm^{–1} was significantly more intense, which confirms the data on the elemental composition of a higher content of aromatic fragments in humic acids of arable soil than in virgin soil.

Keywords: elemental analysis, atomic relations, the degree of oxidation of humic acids, IR spectroscopy, mineral fertilizers

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.433.3:630.114./53+58/

ИЗМЕНЕНИЯ ПОТОКА ДИОКСИДА УГЛЕРОДА ИЗ ПОЧВ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В КОЛЬСКОЙ СУБАРКТИКЕ

© 2021 г. М. С. Кадулин^а, Г. Н. Копцик^{а, *}

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

*e-mail: koptsik@mail.ru

Поступила в редакцию 30.12.2020 г.

После доработки 12.04.2021 г.

Принята к публикации 28.04.2021 г.

Анализировали поток CO_2 из почв и структуру его продуцирования по градиентам загрязнения лесных экосистем выбросами предприятий цветной металлургии в Кольской Субарктике. Эмиссию CO_2 с поверхности почв измеряли с помощью закрытых камер, его летние потоки рассчитывали на основании регрессионных зависимостей эмиссии CO_2 от температуры воздуха. Корневое и микробное дыхание разделяли полевым методом субстрат-индуцированного дыхания. Поток CO_2 из почв достигает сравнительно высоких величин в фоновых сосновых (200 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ лето})$), березовых (460 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ лето})$) и еловых (420 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ лето})$) лесах. Основная часть CO_2 из почв этих лесов выделяется за счет дыхания корней растений (45–70%). С приближением к источникам загрязнения в почвах наблюдаются сокращение микробной и растительной биомассы, обеднение элементами минерального питания и накопление тяжелых металлов. В результате происходит существенное уменьшение потока CO_2 из лесных почв в зонах дефолиации (до 1.5 раз), техногенных редколесий (до 10 раз) и пустошей (до 20 раз). Дефолиация лесов может сопровождаться активизацией микробного дыхания в результате поступления в почву дополнительного субстрата для питания микроорганизмов. Угнетение и гибель растительности приводят к закономерному уменьшению интенсивности корневого дыхания вплоть до его полного исчезновения на техногенных пустошах. Сделан вывод о том, что мониторинг эмиссии CO_2 почвами способствует выявлению особенностей функционирования лесных экосистем в ходе техногенной дигрессии и разработке эффективных методов их ремедиации в условиях промышленного загрязнения в арктической зоне.

Ключевые слова: эмиссия CO_2 почвами, дыхание корней и микроорганизмов, Q_{10} , тяжелые металлы, загрязнение, сосновые, березовые и еловые леса, Albic Podzol, подзол, Entic Podzol, абразем альфегумусовый

DOI: 10.31857/S0032180X21100075

ВВЕДЕНИЕ

Диоксид углерода (CO_2) является одним из основных парниковых газов, накопление которых в атмосфере может приводить к изменению климата нашей планеты. Основной объем CO_2 образуется в наземных экосистемах за счет дыхания почв [14, 40]. Хозяйственная деятельность человека вызывает деградацию наземных экосистем, что сопровождается газообразными потерями CO_2 из почв и его поступлением в атмосферу [19].

В настоящее время детально изучено влияние сельскохозяйственного использования почв на выделение CO_2 на пашне [15, 18, 31], рисовых чеках [27] и при выпасе скота [28]. Проанализировано влияние различных видов землепользования на эмиссию CO_2 почвами в российской Арктике [33]. В то же время эмиссия CO_2 почвами в условиях

промышленного загрязнения остается практически неизученной и слабо представлена в мировых базах данных [31]. Как правило, в качестве характеристики дыхательной активности используют базальное дыхание образцов почв *ex-situ* [1, 3, 4, 41], на основании которого невозможно оценить абсолютные значения газообразных потерь углерода в виде CO_2 из почв.

Кроме того, эти данные имеют противоречивый характер. В зависимости от типа и степени загрязнения отмечают как уменьшение [9, 13, 22, 34, 38], так и отсутствие отклика или рост [22, 34] интенсивности выделения CO_2 из почвы. Причиной неоднозначного отклика выделения CO_2 является специфика биохимического ответа его основных продуцентов в почве – корней растений и микроорганизмов – на техногенный стресс. Поэтому изменение биомассы или активности одно-

го из этих компонентов влечет за собой изменение как общего потока CO_2 из почвы, так и соотношения корневого и микробного дыхания. В этой связи эмиссию CO_2 с поверхности почвы рассматривают как интегральный показатель биологической активности почв [20, 22].

Подразделения Кольской горно-металлургической компании (КГМК), бывшие комбинаты “Североникель” и “Печенганикель”, являются мощными источниками SO_2 и тяжелых металлов (ТМ) в Кольской Субарктике. Их многолетнее воздействие привело к техногенной дигрессии лесных экосистем в результате загрязнения и деградации почв, угнетения растительности и микроорганизмов, сокращения их биомассы и видовой разнообразия [6, 7, 12, 13, 17]. Таким образом, изменение эмиссии CO_2 из почв в зоне влияния промышленных предприятий во многом определяется устойчивостью растений и микроорганизмов к техногенному воздействию.

Цель исследования заключалась в оценке потока CO_2 из почв и структуры его продуцирования по градиентам загрязнения лесных экосистем в зоне атмосферных выбросов предприятий КГМК в Кольской Субарктике.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования являлись автоморфные подзолы иллювиально-гумусовые (железистые) (Folic Albic Podzol (Arenic)) лесных экосистем последовательных стадий техногенной дигрессии на различном удалении от промышленных площадок КГМК (табл. 1). Работы проводили в сосновых и березовых лесах в зонах влияния площадок “Никель” и “Заполярный” и в еловых лесах в зоне влияния площадки “Мончегорск” (в окрестностях одноименных населенных пунктов). Изучали также абраземы альфегумусовые (Entic Podzol) техногенных пустошей, практически лишенных растительности, с сильнонарушенным почвенным покровом на удалении 1–5 км от промышленных площадок. Поскольку основная часть CO_2 в почве продуцируется в верхнем, наиболее биологически активном слое, в лесных экосистемах образцы отбирали из подстилки, а на техногенных пустошах — из слоя 0–5 см.

Методы исследования. Эмиссию CO_2 с поверхности почвы и температуру приземного слоя воздуха измеряли ежегодно в июле 2010–2013 гг., а также в мае и сентябре 2012 г. (всего 5 раз). Исследования проводили методом закрытых камер с помощью инфракрасного CO_2 -газоанализатора AZ 7752 в 8–16 точках на каждом участке размером 20 × 20 м. Измеряемую эмиссию CO_2 считали тождественной дыханию почвы, поскольку влиянием фактора задержки в результате внутрипочвенного газо-

переноса в автоморфных почвах легкого гранулометрического состава можно пренебречь [20].

Разделение корневого и микробного дыхания проводили полевым методом субстрат-индуцированного дыхания [5]. Зависимость эмиссии CO_2 от температуры воздуха аппроксимировали уравнением Аррениуса в модификации Ллойда и Тейлора [35]. Летние потоки CO_2 из почв (за календарное лето — с 1 июня по 31 августа) рассчитывали на основании этой зависимости как сумму трех месячных потоков, оцененных с использованием среднемесячных температур. Температурный коэффициент (Q_{10}), показывающий во сколько раз изменяется эмиссия CO_2 с поверхности почвы при изменении температуры воздуха на 10°C , рассчитывали по уравнению Вант-Гоффа. Подробнее использованные методы описаны ранее [9, 10, 13].

В свежих образцах почв определяли содержание $\text{C}_{\text{микр}}$ методом фумигации–экстракции [44], концентрации углерода и азота — в водных вытяжках (1 : 40) на анализаторе Shimadzu TOC(N), концентрацию водорастворимых форм биогенных элементов (Ca, Mg, K и P) и ТМ (Ni и Cu) — с помощью масс-спектропии с индуктивно-связанной плазмой, pH потенциометрически.

Расчет средних значений и стандартных отклонений, корреляционный анализ, построение регрессионных моделей, а также проверку значимости различий средних значений по непараметрическому U-тесту Манна–Уитни проводили с помощью программы Statistica 8.0 (Statsoft, USA).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Потоки CO_2 из почв условно фоновых лесов. Фоновые леса Кольской Субарктики на северной границе их распространения характеризуются мощными подстилками (3–19 см), пронизанными корнями растений (0.52 – 2.67 г/дм³), богатыми углеродом микробной биомассы (1300–2300 мг С/кг), а также лабильными формами углерода (500–1400 мг С/кг), азота (50–230 мг/кг), фосфора (2–22 мг/кг), калия (60–290 мг/кг) и кальция (35–180 мг/кг) (табл. 2). Кроме этого, лесные экосистемы Кольского полуострова функционируют в условиях полярного дня и дополнительного подогрева со стороны Гольфстрима, что обеспечивает сравнительно высокий уровень биологической активности местных почв (рис. 1, А).

Дыхание почвы зависит от температуры среды обитания продуцентов CO_2 : растений и микроорганизмов [19, 40]. Для корректной характеристики и сравнения различных почвенных объектов требуется привести измеренные значения эмиссии CO_2 к стандартным условиям. Для этого провели ориентировочную оценку летних потоков CO_2 из

Таблица 1. Характеристика участков мониторинга экосистем сосновых и березовых лесов в окрестностях Никеля-Заполярного и еловых лесов в окрестностях Мончегорска

Сообщество	Стадия техногенной сукцессии	Расстояние*, км
Сосняк беломошный с брусничкой и вороничкой	Условно фоновый тип состояния	41
Сосняк с березой воронично-бруснично-беломошный с подростом сосны и березы	Условно фоновый тип состояния	34
Сосняк с березой бруснично-воронично-лерхенфельдиевый с лишайниками, подростом березы и сосны	Стадия дефолиации	16
Сосняк с березой воронично-брусничный	Стадия дефолиации	11
Сосняк с березой воронично-мертвопокровный с брусничкой, багульников, подростом сосны и березы	Техногенное редколесье	8
Березняк лерхенфельдиево-воронично-дерновый, зеленомошный, с подростом березы	Условно фоновый тип состояния	31
Березняк с сосной бруснично-вороничный с подростом сосны и березы	Стадия дефолиации	12
Березняк вороничный с брусничкой и черничкой	Техногенное редколесье	5
Березняк лерхенфельдиевый с подростом березы	Стадия дефолиации	9
Березняк кустарничково-лерхенфельдиевый с подростом березы	Техногенное редколесье	6 (20)
Ельник с березой кустарничково-зеленомошный с подростом ели и березы	Условно фоновый тип состояния	64
Ельник с березой зеленомошно-черничный с подростом ели и березы	Стадия начальной дефолиации	28
Ельник с березой воронично-черничный с подростом ели и березы	Стадия дефолиации	24
Ельник с березой воронично-дерново-черничный с подростом ели и березы	Стадия интенсивной дефолиации	21
Ельник с березой воронично-чернично-брусничный с подростом ели и березы	Стадия интенсивной дефолиации	20
Ельник бруснично-воронично-черничный с подростом ели	Стадия интенсивной дефолиации	18
Елово-березовое воронично-мертвопокровное редколесье	Техногенное редколесье	7
Техногенные пустоши с погибшей растительностью или единичными угнетенными экземплярами березы пушистой и/или ивы козьей	Техногенные пустоши	1–5

* Расстояние от ближайшего источника загрязнения (6 (20) – 6 км от промплощадки “Заполярный” и 20 км от промплощадки “Никель”).

Таблица 2. Характеристика почв лесных экосистем последовательных стадий техногенной депрессии (лето 2012 г.)

Показатель	Никель-Заполярный						Мончегорск					
	сосновые леса			березовые леса			пустошь			еловые леса		
	П	Р	Д	Ф	Р	Д	Ф	П	Р	Д	Ф	
¹ CO ₂ почвы	12	160	172	198	н.о.	278	456	26	43	382	417	
² CO ₂ корней, %	0	52	51	45	н.о.	32	65	0	23	33	70	
³ Подстилка, см	0	4–7	4–6	3–15	0–8	7–11	8–10	0–2	3–10	3–16	10–19	
⁴ Корни, г/дм ³	0.34 ± 0.25 ^{aA}	0.29 ± 0.13 ^a	0.38 ± 0.08 ^a	1.80 ± 0.68 ^b	0.19 ± 0.10 ^{aA}	0.42 ± 0.14 ^{aB}	1.36 ± 0.57 ^C	0.01 ± 0.02 ^a	0.39 ± 0.10 ^b	0.32 ± 0.19 ^b	0.52 ± 0.29 ^b	
C _{микр} , мг/кг	46 ± 28 ^{aA}	254 ± 82 ^b	1014 ± 336 ^c	1345 ± 893 ^c	1047 ± 234 ^B	817 ± 167 ^B	2099 ± 595 ^C	66 ± 42 ^a	351 ± 91 ^b	1667 ± 474 ^c	2305 ± 1333 ^c	
C _{N₂O} , мг/кг	38 ± 1 ^{aA}	124 ± 65 ^a	506 ± 125 ^b	495 ± 272 ^b	240 ± 125 ^B	440 ± 169 ^C	1357 ± 298 ^D	17 ± 13 ^a	276 ± 109 ^b	706 ± 224 ^c	1420 ± 679 ^c	
N _{N₂O} , мг/кг	13 ± 2 ^{aA}	65 ± 51 ^b	50 ± 17 ^b	52 ± 33 ^b	108 ± 36 ^B	81 ± 10 ^B	145 ± 16 ^D	3 ± 1 ^a	53 ± 27 ^b	80 ± 40 ^b	159 ± 72 ^c	
C : N _{N₂O}	3.0 ± 0.6 ^{aA}	2.2 ± 0.5 ^b	10.9 ± 3.5 ^c	9.8 ± 1.5 ^c	2.2 ± 0.8 ^B	5.4 ± 1.7 ^C	9.3 ± 1.7 ^D	4.9 ± 1.5 ^a	5.5 ± 1.1 ^a	9.5 ± 2.7 ^b	9.0 ± 1.7 ^b	
C _{общ} , %	3.1 ± 0.7 ^{aA}	31.7 ± 5.0 ^b	42.9 ± 6.7 ^c	36.2 ± 5.5 ^c	42.0 ± 9.0 ^B	42.8 ± 6.0 ^B	43.9 ± 2.7 ^B	2.6	39.4	44.5	46.5	
N _{общ} , %	0.12 ± 0.08 ^{aA}	0.67 ± 0.12 ^b	1.24 ± 0.17 ^c	0.6 ± 0.1 ^b	1.4 ± 0.3 ^B	1.1 ± 0.1 ^C	1.6 ± 0.2 ^B	0.11	1.2	1.5	1.1	
C : N _{общ}	25.2 ± 2.0 ^{aA}	47.3 ± 3.6 ^b	34.7 ± 4.1 ^c	58.5 ± 10.2 ^d	29.9 ± 6.5 ^{BC}	38.0 ± 8.8 ^{BC}	28.1 ± 3.6 ^B	23.6	33.1	30.6	42.4	
P _{N₂O} , мг/кг	0 ± 0 ^{aA}	0.4 ± 0.2 ^b	0.6 ± 0.3 ^b	4.5 ± 7.4 ^c	4.4 ± 1.8 ^B	12.2 ± 7.3 ^C	10.8 ± 2.3 ^C	0 ± 0 ^a	1.7 ± 0.5 ^a	6.6 ± 3.6 ^b	6.8 ± 1.3 ^b	
K _{N₂O} , мг/кг	4 ± 3 ^{aA}	36 ± 14 ^b	41 ± 8 ^b	63 ± 44 ^c	102 ± 29 ^B	78 ± 17 ^B	213 ± 123 ^B	4 ± 1 ^a	14 ± 6 ^a	131 ± 23 ^b	276 ± 48 ^c	
Ca _{N₂O} , мг/кг	18 ± 15 ^{aA}	125 ± 66 ^b	55 ± 26 ^{ab}	35 ± 23 ^a	598 ± 617 ^B	94 ± 14 ^B	77 ± 31 ^B	19 ± 17 ^a	27 ± 11 ^{ab}	34 ± 13 ^b	105 ± 23 ^c	
Ni _{N₂O} , мг/кг	10.2 ± 4.3 ^{aA}	6.1 ± 2.4 ^b	1.3 ± 0.3 ^c	0.3 ± 0.2 ^d	15.5 ± 3.1 ^B	5.0 ± 1.7 ^C	0.7 ± 0.4 ^D	7.0 ± 3.0 ^a	4.3 ± 0.6 ^b	1.2 ± 0.5 ^c	0.7 ± 0.3 ^d	
Cu _{N₂O} , мг/кг	8.6 ± 2.6 ^{aA}	2.6 ± 0.7 ^b	1.7 ± 0.4 ^c	0.8 ± 0.4 ^d	4.9 ± 1.2 ^B	3.4 ± 1.1 ^B	1.1 ± 0.4 ^C	18.5 ± 5.0 ^a	4.4 ± 1.5 ^b	4.0 ± 1.9 ^c	3.2 ± 0.9 ^d	
H ₂ O, %	7 ± 2 ^{aA}	125 ± 55 ^b	124 ± 93 ^b	169 ± 120 ^b	186 ± 58 ^B	155 ± 44 ^B	320 ± 38 ^C	16 ± 3 ^a	82 ± 21 ^b	230 ± 74 ^c	368 ± 103 ^d	
pH _{N₂O}	4.1 ± 0.2 ^{aA}	4.8 ± 0.3 ^b	4.7 ± 0.2 ^b	4.8 ± 0.1 ^b	4.5 ± 0.1 ^B	4.8 ± 0.1 ^C	4.8 ± 0.3 ^C	4.2 ± 0.1 ^a	4.6 ± 0.1 ^b	4.6 ± 0.1 ^b	4.5 ± 0.5 ^b	

Примечание. 1 – поток CO₂ из почв, г C/(м² лето); 2 – вклад корней в летний поток CO₂; 3 – мощность подстилки; 4 – биомасса тонких корней. Приведены средние ± стандартные отклонения; разные буквы показывают значимые различия депрессии в каждом из трех типов леса при *p* < 0.05 (заглавными буквами показаны различия для березовых лесов).

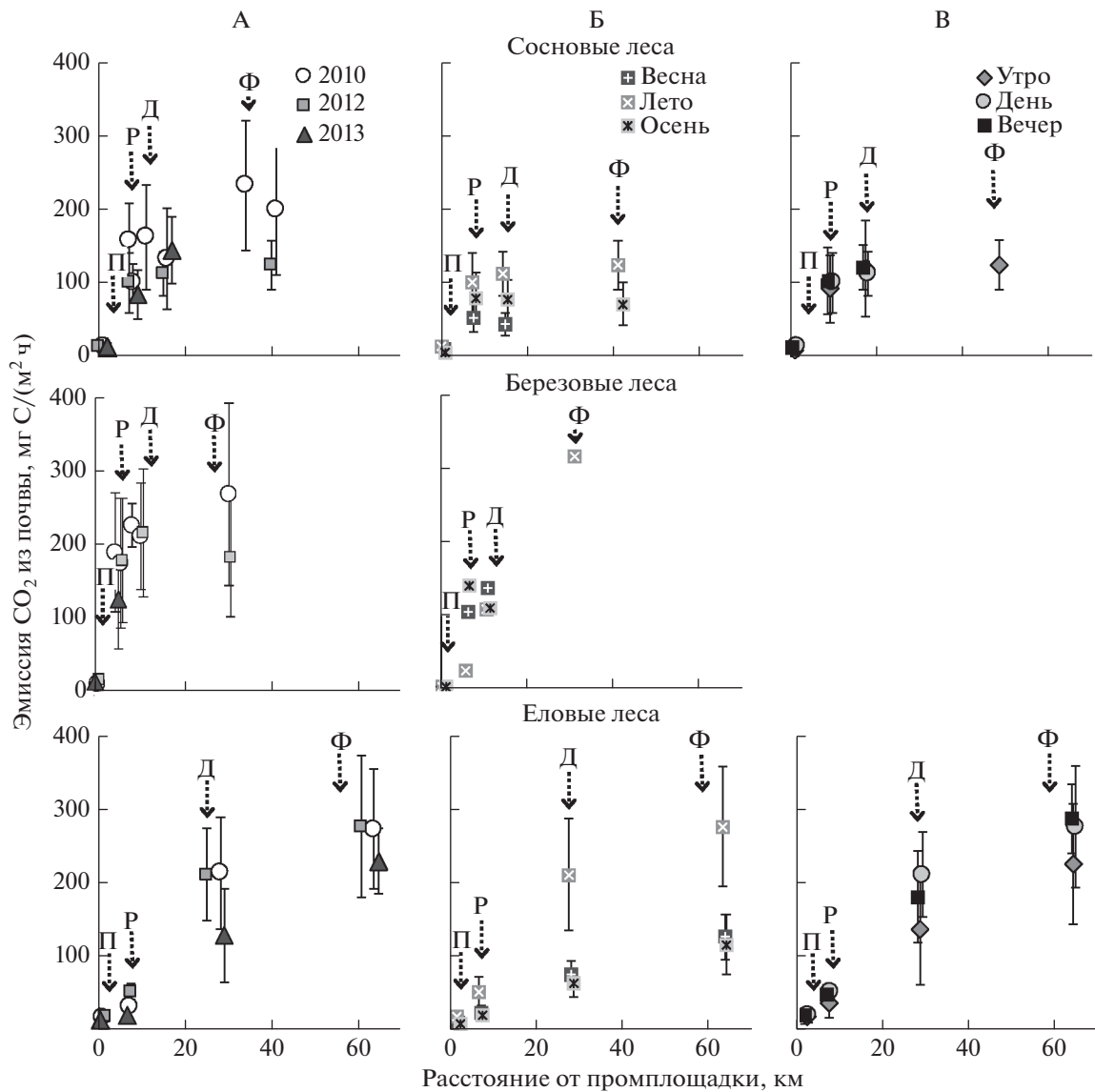


Рис. 1. Эмиссия CO₂ из почв лесных экосистем разных стадий техногенной дигрессии в окрестностях Никеля-Заполярного и Мончегорска. Здесь и далее: А – летние периоды 2010–2013 гг.; Б – 2012 г.; В – лето 2012 г. Заглавные буквы указывают стрелками стадии техногенной дигрессии: Ф – фон, Д – зона дефолиации, Р – редколесье, П – пустошь. Показаны средние и стандартные отклонения.

исследуемых почв в диапазоне 5–25°C. В результате получено, что для фоновых лесных экосистем модель Ллойда и Тейлора [35] удовлетворительно описывает зависимость почвенной эмиссии CO₂ от температуры воздуха ($R^2 = 0.41–0.61$) (рис. 2).

Эмиссия CO₂ подзолами лесных экосистем в летний период 2010–2013 гг. достигала сравнительно больших величин в фоновых сосновых кустарничково-лишайниковых (105–220 мг C/(м² ч) или 198 г C/(м² лето)), березовых кустарничково-зеленомошных (180–410 мг C/м²/ч или 456 г C/(м² лето)) и еловых кустарничково-зеленомошных (230–270 мг C/(м² ч) или 417 г C/(м² лето)) лесах. Полу-

ченные величины эмиссии CO₂ из почв в целом согласуются с литературными данными для фоновых таежных лесов [22, 34, 43], в том числе заповедных лесов Кольской Субарктики [10].

Минимальный уровень выделения CO₂ приурочен к бедным почвам под кустарничково-лишайниковыми сосновыми лесами. Схожие результаты получены при изучении лесов Тугуланской котловины в долине р. Енисей [23]. При этом слабая дыхательная активность почв обусловлена не столько эдификаторной ролью сосны, сколько преобладанием лишайников в наземном ярусе. Об этом свидетельствует полученные ранее результаты по изучению почв заповедных лесов региона [10].

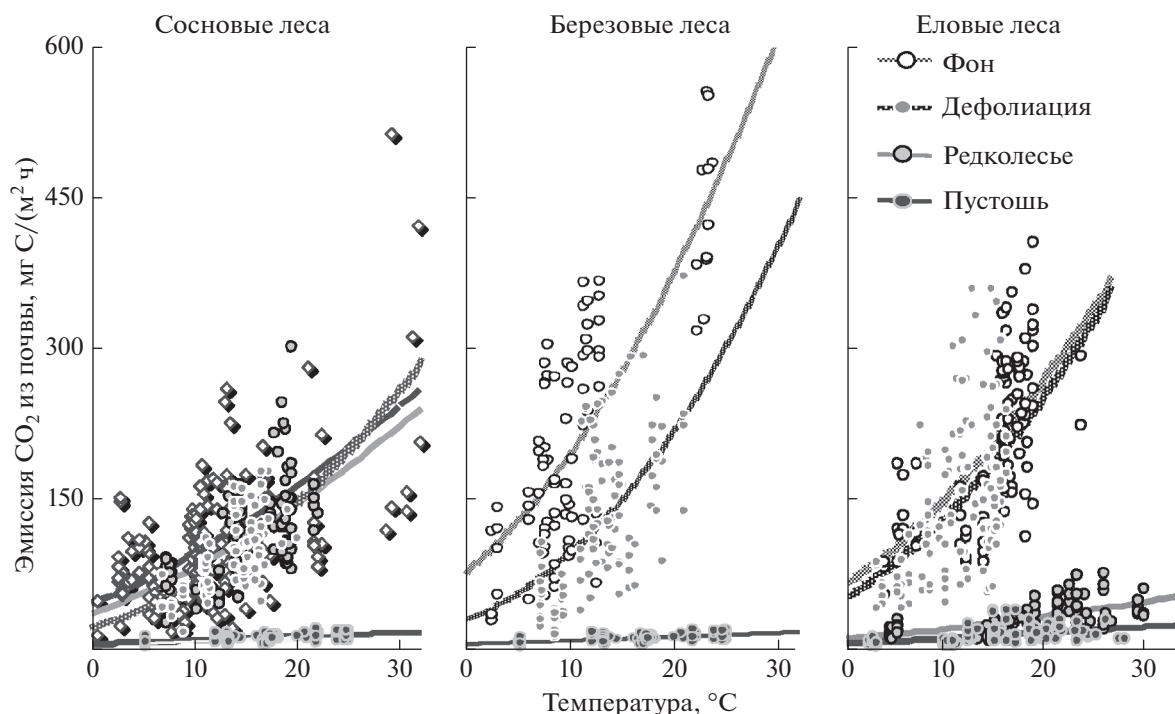


Рис. 2. Зависимость эмиссии CO_2 из почв лесных экосистем разных стадий техногенной дигрессии от температуры воздуха в окрестностях Никеля-Заполярного и Мончегорска. Линии регрессии соответствуют уравнению Аррениуса в модификации Ллойда и Тейлора [35].

Низкая биологическая активность почв сосновых лесов с доминированием лишайников в наземном ярусе обусловлена наименьшим содержанием углерода микробной биомассы (1345 мг С/кг) и лабильных элементов минерального питания (52 мг N/кг, 4.4 мг P/кг, 63 мг K/кг). Низкий уровень дыхания сосняков этого типа отчасти можно объяснить рефиксацией CO_2 внутри их талломов.

Максимальный уровень выделения CO_2 почвами свойственен фоновому березовому лесу, характеризующемуся наибольшим содержанием углерода микробной биомассы (2100 мг С/кг) и лабильного P (10.8 мг/кг). Подобная закономерность обнаружена ранее в лесах Бельгии, где дыхание почвы под березовым лесом было вдвое больше по сравнению с сосновым за счет интенсивного микробного разложения листовенного опада, отличающегося большей зольностью и лучшим качеством органического вещества (узким соотношением C : N) по сравнению с хвойным [36].

В течение вегетационного сезона 2012 г. летняя эмиссия CO_2 почвами вдвое превышала эмиссию весной и осенью (рис. 1, Б), что отражает характерные сезонные изменения. Максимальный уровень освещения и прогрева, а также оптимальное увлажнение почв в летний период обеспечивают наиболее благоприятные условия для активного развития основных продуцентов CO_2 в почве — корней растений и микроорганизмов [19].

Летняя внутрисуточная динамика эмиссии CO_2 была слабо выражена (рис. 1, В), что объясняется незначительными изменениями освещенности и температуры в течение полярного дня. Лишь в утренние часы наблюдался слабовыраженный минимум выделения CO_2 в связи с ночным понижением температуры.

Вклад корней в эмиссию CO_2 почвами фоновых лесов в течение летнего периода 2010–2013 гг. варьировал от 38 до 79% (41–57% или 45% в среднем за лето в сосновых кустарничково-лишайниковых, 38–79% или 65% в среднем за лето в березовых кустарничково-зеленомошных и 58–70% или 70% в среднем за лето в еловых кустарничково-зеленомошных лесах, рис. 3, А). Полученные величины участия корневого дыхания соответствуют диапазону, характерному для почв северной тайги и тундры (30–90% [19]).

Максимум корневого дыхания приурочен к летнему и осеннему периодам (рис. 3, Б). Высокий вклад корней в поток CO_2 из почв летом обусловлен их активным ростом и общим высоким уровнем метаболической активности за счет поступления большого количества продуктов фотосинтеза [24]. Высокий относительный уровень корневого дыхания в осенний период может быть связан с неполным завершением вегетации растений во время проведения наблюдений. В весенний период вклад корней в поток CO_2 из почв был в 2–3 раза меньше, чем летом.

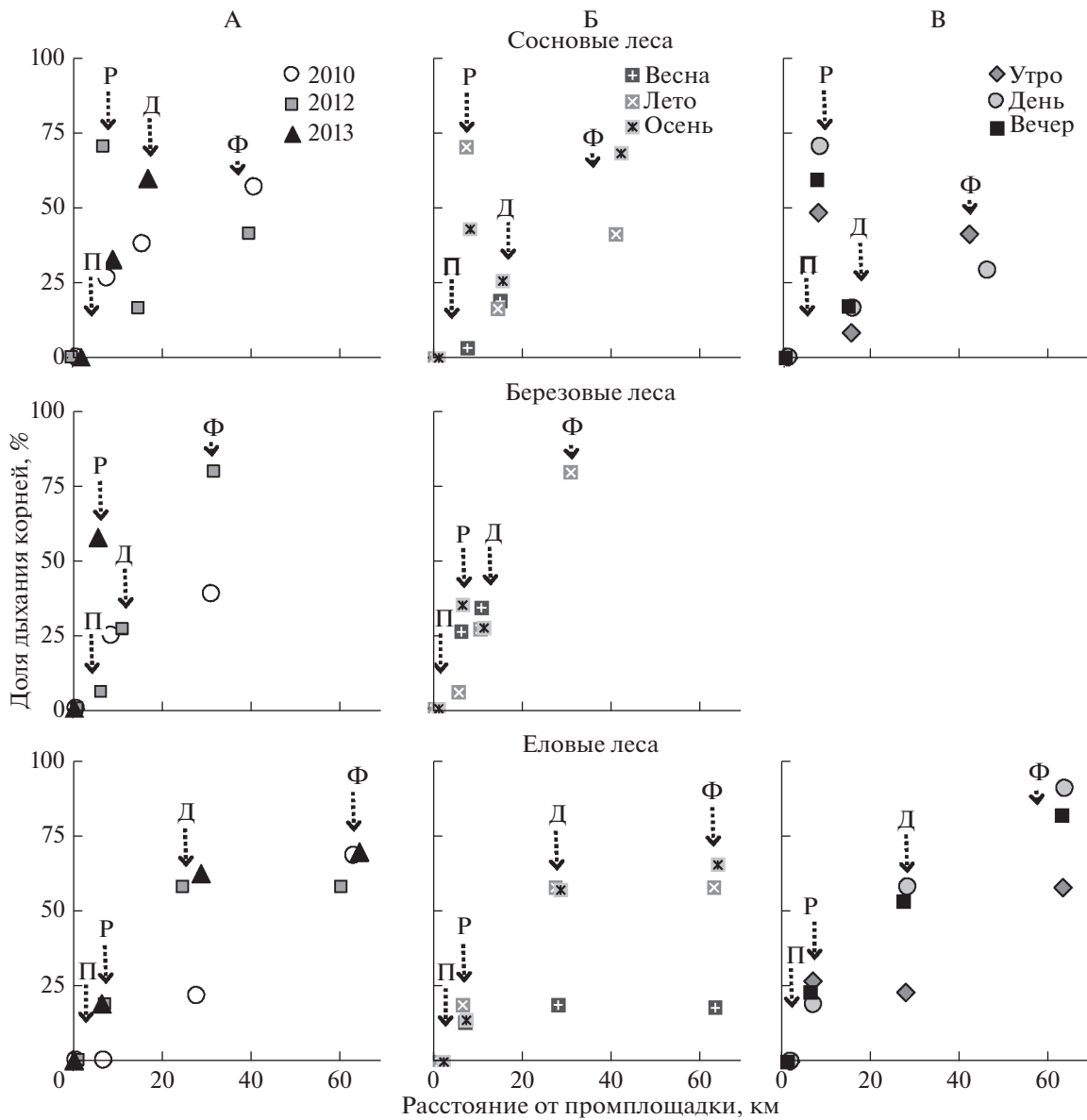


Рис. 3. Вклад корней в поток CO₂ из почв лесных экосистем разных стадий техногенной дигрессии в окрестностях Никеля-Заполярного и Мончегорска.

Суточная динамика доли дыхания корней в целом повторяла изменение эмиссии CO₂ почвами, но была выражена в большей степени. Участие корней в продуцировании CO₂ в утренние часы было до 1.5 раз меньше, чем днем и вечером (рис. 3, В). Это может быть вызвано сокращением запасов сахаров в корнях после ночной паузы в фотосинтезе.

Потоки CO₂ из почв лесных экосистем последовательных стадий техногенной дигрессии. При техногенном атмосферном загрязнении, приводящем к дефолиации древесного яруса, наблюдается тенденция к уменьшению мощности подстилки (3–16 см) и 1.5–4-кратное сокращение биомассы тонких корней (0.32–0.42 г/дм³). Это со-

провождается значимым, в 1.5–2 раза, обеднением подстилки углеродом микробной биомассы (1300–2300 мг С/кг), фосфором (2–22 мг/кг) и калием (60–290 мг/кг). Одновременно заметно увеличивается содержание мобильных никеля (от 0.3–0.7 до 1.2–5.0 мг/кг) и меди (от 1.7 до 4.0 мг/кг) в подстилках. Сокращение микробной и растительной биомассы и запасов биофильных элементов на фоне накопления ТМ приводит к ослаблению почвенного дыхания.

В зоне дефолиации наблюдается тенденция к уменьшению эмиссии CO₂ в летние периоды 2010–2013 гг. на 10–15% из почв сосновых (113–145 мг С/(м² ч) или 172 г С/(м² лето), $p = 0.34–0.54$) и еловых (126–216 мг С/(м² ч) или 382 г С/(м² лето),

$p = 0.046-0.55$) лесов. Дыхание почв березовых лесов неожиданно оказалось более чувствительным к действию техногенного загрязнения, в результате чего эмиссия CO_2 снизилась на 40% ($210-225 \text{ мг С}/(\text{м}^2 \text{ ч})$ или $278 \text{ г С}/(\text{м}^2 \text{ лето})$). Это не находит пока объяснения, поскольку лиственные леса известны своей большей устойчивостью к техногенной нагрузке по сравнению с хвойными [16].

Несмотря на относительно небольшие изменения уровня дыхания лесных почв в зоне дефолиации, структура продуцирования CO_2 в почве заметно трансформируется (рис. 3, табл. 2). Вклад корней в общий поток CO_2 оказался в этой зоне вдвое меньше в почвах еловых (13–62% или 33% в среднем за лето) и березовых (24–26% или 32% в среднем за лето) лесов по сравнению с фоновыми экосистемами. Таким образом, угнетение растительности приводит к уменьшению корневого дыхания и возрастанию вклада микроорганизмов. В то же время наблюдается не только относительный, но и абсолютный рост уровня микробного дыхания. В результате общий уровень дыхания почв остается высоким. Активизация дыхания микроорганизмов в условиях умеренного техногенного загрязнения лесных экосистем может происходить за счет: 1) поступления дополнительной растительной массы при дефолиации – субстрата для питания микроорганизмов [21]; 2) роста энергетических затрат растений на поддержание симбиотических отношений с микроорганизмами, обеспечивающими минеральное питание и защиту корней растений от поллютантов [30, 32]; 3) изменения структуры микробного сообщества почв – снижения доли грибов и увеличения доли бактерий [6, 7], для которых характерен более высокий уровень метаболической активности [2]; 4) роста удельной метаболической активности как общей реакции на стресс, вызванный накоплением поллютантов в почвах [1, 41].

Реакция основных компонентов почвенной биоты на техногенное загрязнение в сосновых лесах зоны дефолиации выглядит иначе. Относительный вклад корней (51% в среднем за лето) не только не снижается, но даже возрастает на 6% по сравнению с фоновыми биотопами. Возможной причиной является происходящая при этом в результате смена характера растительности наземного яруса. Фоновый сосняк относится к кустарничково-лишайниковому типу, однако в рассматриваемой зоне загрязнения в наземном ярусе сосняков лишайники погибают. В результате освобождается ниша для развития кустарничков и некоторых злаков. Таким образом, начальный уровень загрязнения создает в этих лесах условия для развития сосудистых растений в нижнем ярусе, что может увеличивать долю корневого дыхания. Кроме этого, если отправной точкой дигрессии

сосновых лесов выбрать не кустарничково-лишайниковый, а кустарничково-зеленомошный вариант, то изменение доли корневого дыхания почв будет соответствовать еловым и березовым лесам. Так, высокий уровень корневого дыхания сосняков кустарничково-зеленомошных в запovedнике “Пасвик” достигает 80% от общего потока CO_2 из почвы за лето [10].

При усилении загрязнения, приводящем к формированию техногенного редколесья, происходит сильное угнетение автотрофной составляющей лесной экосистемы, сопровождающееся замедлением круговорота ведущих биофильных элементов. В результате мощность подстилки снижается вплоть до ее полного исчезновения (0–10 см). Количество тонких корней уменьшается в 1.5–6 раз ($0.19-0.39 \text{ г}/\text{дм}^3$). Содержание углерода микробной биомассы сокращается в 2–7 раз ($250-1500 \text{ мг С}/\text{кг}$), фосфора – в 2–10 раз ($0.4-4.4 \text{ мг}/\text{кг}$), калия – в 3–14 раз ($14-102 \text{ мг}/\text{кг}$). Одновременно происходит значительное накопление (до 30 раз по сравнению с условным фоном) никеля ($4.3-15.5 \text{ мг}/\text{кг}$) и меди ($2.6-4.9 \text{ мг}/\text{кг}$) в почвах.

Таким образом, ухудшение условий среды и последующее сокращение растительной и микробной биомассы в почве привело к существенному (до 10 раз) уменьшению потока CO_2 из почвы березово-евого техногенного редколесья ($17-49 \text{ мг С}/(\text{м}^2 \text{ ч})$ или $43 \text{ г С}/(\text{м}^2 \text{ лето})$) вблизи Мончегорска. При этом вклад корней в поток CO_2 из почвы (0–19% или 23% в среднем за лето) снизился втрое по сравнению с условным фоном и в 1.5 раза по сравнению со стадией дефолиации. В то же время общий и корневой потоки CO_2 из почв березово-соснового ($85-100 \text{ мг С}/\text{м}^2/\text{ч}$ или $160 \text{ г С}/(\text{м}^2 \text{ лето})$; $p = 0.15-0.33$) и березового ($124-176 \text{ мг С}/(\text{м}^2 \text{ ч})$; $p = 0.34-0.60$) техногенных редколесий в районе Никель-Заполярный не отличались от зоны дефолиации. В целом уровень выделения CO_2 из почв дефолирующих лесов и техногенных редколесий в летний период укладывается в диапазон значений, характерных для наземных экосистем бореального пояса, находящихся в зонах влияния предприятий цветной металлургии [22, 34].

Максимальное поступление SO_2 и ТМ в наземные экосистемы происходит в непосредственной близости от горно-металлургических комбинатов, где формируются лишённые растительности техногенные пустоши. Почвы пустошей чрезвычайно бедны элементами питания ($\text{N}_{\text{H}_2\text{O}} 7-30$, $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}} 0.0-0.1$, $\text{K}_{\text{H}_2\text{O}} 4 \text{ мг}/\text{кг}$), характеризуются опасным высоким содержанием водорастворимых ТМ ($7.0-10.2 \text{ мг Ni}/\text{кг}$ и $8.6-18.5 \text{ мг Cu}/\text{кг}$) и поэтому крайне неблагоприятны для развития биоты. Согласно нашим данным, биомасса тонких корней

составляет здесь 0–0.34 г/дм³, а биомасса микроорганизмов – 45–65 мг/кг.

Летний поток CO₂ с поверхности почв техногенных пустошей (12–26 г С/(м² лето)) на порядок меньше, чем в фоновых лесных экосистемах, а уровень корневого дыхания – ниже порога чувствительности метода его определения. Таким образом, под действием загрязнения растительная составляющая экосистем погибает в первую очередь, после чего CO₂ в почвах продуцируется в основном за счет разложения микроорганизмами растительной мортмассы и почвенного органического вещества [9, 15].

Почвы в зоне интенсивных газо-пылевых выбросов характеризуются большой пространственной неоднородностью, обусловленной эрозионными процессами на открытых безлесных пространствах техногенных пустошей [12]. Поэтому коэффициенты вариации эмиссии CO₂ почвами техногенных пустошей (40–70%) и редколесий (25–100%) заметно больше по сравнению с дефолированными (25–55%) и условно фоновыми (20–45%) лесами. Помимо почвенных свойств в зонах техногенных редколесий и пустошей существенное влияние на пространственную неоднородность выделения CO₂ оказывают фрагменты растительности, сохранившейся в наиболее защищенных элементах рельефа.

Высокая пространственная неоднородность почв наземных экосистем в зоне техногенеза затрудняет выявление влияния отдельных факторов почвенного дыхания. В частности, из-за высокой дисперсии потоков CO₂ из почв техногенных редколесий и пустошей эмиссия CO₂ слабо зависела от главного фактора динамики почвенного дыхания – температуры среды ($R^2 = 0.22–0.39$). При этом сезонная и суточная динамика эмиссии CO₂ почвами хотя и повторяла закономерности, характерные для фоновых и дефолированных лесов, но была выражена в гораздо меньшей степени.

Динамика выделения CO₂ почвами определяется его **чувствительностью к изменению температуры окружающей среды (Q_{10})**. В течение летнего сезона фоновые сосновые ($Q_{10} = 1.6$), березовые (1.9) и еловые (1.8) леса характеризуются меньшим откликом выделения CO₂ на изменение температуры воздуха по сравнению со среднегодовым значением Q_{10} для почв мира (2.4) [37].

При умеренном уровне техногенного загрязнения, приводящем к дефолиации сосновых (1.8), березовых (2.3) и еловых (2.2) лесов, чувствительность дыхательной активности почв к изменению температуры возрастает на 10–15%. Наблюдаемый рост Q_{10} дыхания почв, видимо, является биохимической реакцией почвенных организмов на техногенный стресс. Такой ответ может быть обусловлен необходимостью дополнительных энергетических

затрат [1, 26, 29], направленных на связывание токсичных веществ, репарацию и очистку поврежденных клеток.

При повышенном уровне техногенного загрязнения, приводящем к формированию редколесий, Q_{10} дыхания почв сосновых лесов (2.2) возрастает более чем на 25%. По всей видимости, это обусловлено сравнительно небольшим повреждением растительности редколесий в районе Никеля. В то же время Q_{10} дыхания почв еловых лесов (1.6) в зоне влияния более мощного источника загрязнения в Мончегорске меньше на 10% по сравнению с условным фоном. В зоне максимального загрязнения (техногенные пустоши) отмечается наименьший уровень чувствительности почвенного дыхания к изменению температуры воздуха (1.5).

Высокий уровень загрязнения приводит к ингибированию активности ферментов микробных [29] и растительных [42] клеток, что снижает Q_{10} почвенного дыхания. Кроме того, из-за высокой разреженности растительности в зонах техногенного редколесья и пустошей поступление новых органических веществ существенно уменьшается. При дефиците органического субстрата активность микроорганизмов будет зависеть, в первую очередь, от наличия источника энергии и только затем – от температуры [39]. С другой стороны, с ростом температуры увеличивается растворимость и биологическая доступность ТМ в результате поглощения корнями и листьями. При высоком уровне освещенности открываются устья растений, через которые могут активно проникать ТМ и SO₂ [16]. Поэтому рост температуры может увеличивать токсичное воздействие поллютантов, что в свою очередь ингибируют дыхание почвы.

Отдельного рассмотрения заслуживает чувствительность дыхания корней растений к изменению температуры. Фоновые значения Q_{10} дыхания корней и почв (1.6) в бедных элементами минерального питания кустарничково-лишайниковых сосновых лесах равны. Однако в более богатых кустарничково-зеленомошных березовых (2.4) и еловых (1.9) лесах чувствительность дыхания корней к изменению температуры на 5–25% превышает значения Q_{10} для почв в целом. Повышенная температурная чувствительность дыхания корней по сравнению с почвами в целом хорошо согласуется с выводами [25] и нашими ранее опубликованными результатами [10]. Подобная закономерность была обнаружена в еловом лесу на Валдайской возвышенности летом, когда с ростом температуры почвы при дефиците влаги увеличивалась доля дыхания корней за счет уменьшения активности микроорганизмов [11].

В зоне дефолиации чувствительность дыхания корней растений сосновых (3.0), березовых (2.6) и еловых (4.3) лесов к изменению температуры воз-

растает на 10–100% по сравнению с фоном. При нарастании загрязнения биологическая устойчивость растений оказывается недостаточной для противодействия техногенному стрессу. Поэтому чувствительность дыхательной активности корней к изменению температуры в техногенном елово-березовом редколесье вблизи Мончегорска (1.7) уменьшается по сравнению с условным фоном на 10%. В то же время при умеренном загрязнении вблизи Никеля Q_{10} дыхания корней в сосновом редколесье (3.7) превышает фоновые значения более чем вдвое, что, по всей видимости, является физиологической реакцией растений на техногенный стресс. С другой стороны, изменение Q_{10} дыхания корней может быть следствием техногенной сукцессии растительности – сокращения участия видов с низкой физиологической активностью, таких как лишайники, и распространения более активных видов, таких как злаки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Деградация почв, сокращение мощности подстилки, обеднение биофильными элементами, загрязнение тяжелыми металлами в зоне распространения газо-пылевых выбросов предприятий цветной металлургии ингибирует развитие корней растений и почвенных микроорганизмов, что приводит к замедлению эмиссии CO_2 . Однако изменение биологической активности почв при нарастании техногенной нагрузки происходит нелинейно. Низкие дозы поллютантов могут усиливать дыхание почв. Рост поступления органического вещества в почву при дефолиации создает условия для интенсификации дыхания гетеротрофных микроорганизмов. Угнетение мхов и лишайников освобождает нишу для новых, физиологически активных и устойчивых видов с развитой корневой системой, что увеличивает вклад корней в поток CO_2 . С ростом техногенной нагрузки микроорганизмы оказываются более устойчивыми и остаются практически единственными источниками CO_2 в почвах техногенных пустошей. Регулярный мониторинг эмиссии CO_2 почвами в условиях промышленного загрязнения позволяет вскрыть механизмы функционирования лесных экосистем в ходе техногенной дигрессии и разработать эффективные подходы к их ремедиации.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-04-01028.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д.* Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 223 с.
2. *Ананьева Н.Д., Стольникова Е.В., Сусьян Е.А., Ходжаева А.К.* Грибная и бактериальная микробная биомасса (селективное ингибирование) и продуцирование CO_2 и N_2O дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов // Почвоведение. 2010. № 11. С. 1387–1393.
3. *Благodatская Е.В., Пампура Т.В., Богомолова И.Н., Копцик Г.Н., Лукина Н.В.* Влияние выбросов медно-никелевого комбината на микробное сообщество почв лесных биогеоценозов Кольского полуострова // Известия РАН. Сер. биологическая. 2008. № 2. С. 232–242.
4. *Богородская А.В., Пономарева Т.В., Шапченкова О.А., Шишкин А.С.* Оценка состояния микробных комплексов почв лесотундровой зоны в условиях аэротехногенного загрязнения // Почвоведение. 2012. № 5. С. 582–593.
5. *Евдокимов И.В., Ларионова А.А., Шмитт М., Лонес де Гереню В.О., Бан М.* Экспериментальная оценка вклада дыхания корней растений в эмиссию углекислого газа из почвы // Почвоведение. 2010. № 12. С. 1479–1488.
6. *Евдокимова Г.А., Калабин Г.В., Мозгова Н.П.* Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия воздушных выбросов комбината “Североникель” // Почвоведение. 2011. № 2. С. 261–268.
7. *Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Корнейкова М.В.* Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газовоздушных выбросов комбината “Печенганикель” // Почвоведение. 2014. № 5. С. 625–631.
8. *Кадулин М.С., Копцик Г.Н.* Эмиссия диоксида углерода почвами как критерий эффективности ремедиации техногенных пустошей вблизи медно-никелевых комбинатов в Кольской Субарктике // Экология. 2019. № 6. С. 429–437.
9. *Кадулин М.С., Копцик Г.Н.* Эмиссия CO_2 почвами в зоне влияния ГМК “Североникель” в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1387–1396.
10. *Кадулин М.С., Смирнова И.Е., Копцик Г.Н.* Эмиссия диоксида углерода почвами лесных экосистем заповедника “Пасвик” в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1098–1112.
11. *Карелин Д.В., Замолотчиков Д.Г., Каганов В.В., Почикалов А.В., Гитарский М.Л.* Микробная и корневая составляющие дыхания дерново-подзолистых почв южной тайги // Лесоведение. 2017. № 3. С. 183–195.
12. *Кашулина Г.М., Переверзев В.Н., Литвинова Т.И.* Трансформация органического вещества почв в условиях экстремального загрязнения выбросами комбината “Североникель” // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1265–1275.
13. *Копцик Г.Н., Кадулин М.С., Захарова А.И.* Влияние техногенного загрязнения на эмиссию диоксида углерода почвами в Кольской Субарктике // Журн. общ. биол. 2015. Т. 76. № 1. С. 48–62. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18060011>

14. Кудеяров В.Н. Дыхание почв и биогенный сток углекислого газа на территории России (аналитический обзор) // Почвоведение. 2018. № 6. С. 643–658.
15. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Жиенгалиев А.Т., Кудеяров В.Н. Углеродный бюджет степных экосистем России // Доклады АН. 2019. Т. 485. № 6. С. 732–735.
16. Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение / Под ред. В.А. Алексеева. Л.: Наука, 1990. 200 с.
17. Лянгузова И.В. Динамические тренды содержания тяжелых металлов в растениях и почвах при разном режиме аэротехногенной нагрузки // Экология. 2017. № 4. С. 250–260.
18. Некрич А.С., Люри Д.И. Изменения динамики аграрных угодий России в 1990–2014 гг. // Известия РАН. Сер. географическая. 2019. № 3. С. 64–77.
19. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах // Отв. ред. Г.А. Заварзин. М.: Наука, 2007. 315 с.
20. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 301 с.
21. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Механизм стабильности эмиссии CO₂ из лесной подстилки в условиях промышленного загрязнения // Лесоведение. 2016. № 1. С. 34–43.
22. Сморгалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами металлургических заводов // Экология. 2011. № 6. С. 429–435.
23. Трефилова О.В. Интенсивность гетеротрофного дыхания в сосняках средней тайги: сравнительный анализ методов оценки // Хвойные бореальной зоны. 2007. Т. 24. № 4–5. С. 467–473.
24. Bond-Lamberty B., Wang C., Gower S.T. Contribution of root respiration to soil surface CO₂ flux in a boreal black spruce chronosequence // Tree Physiol. 2004. V. 24. P. 1387–1395.
<https://doi.org/10.1093/treephys/24.12.1387>
25. Boone R.D., Nadelhoffer K.J., Canary J.D., Kaye J.P. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration // Nature. 1998. V. 396. P. 570–572.
<https://doi.org/10.1038/25119>
26. Brookes P.C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals // Biol. Fertil. Soils. 1995. V. 19. P. 269–279.
<https://doi.org/10.1007/BF00336094>
27. Cui J., Zhang R., Bu N., Zhang H., Tang B., Li Z., Jiang L., Chen J., Fang C. Changes in soil carbon sequestration and soil respiration following afforestation on paddy fields in north subtropical China // J. Plant Ecol. 2013. V. 6(3). P. 240–252.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rts023>
28. Eriksen J., Jensen L.S. Soil respiration, nitrogen mineralization and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands // Biol. Fertil. Soils. 2001. V. 33(2). P. 139–145.
<https://doi.org/10.1007/s003740000302>
29. Giller K.E., Witter E., McGrath S.P. Heavy metals and soil microbes // Soil Biol. Biochem. 2009. V. 41(10). P. 2031–2037.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.026>
30. Jentschke G., Godbold D.L. Metal toxicity and ectomycorrhizas // Physiol. Plant. V. 109(2). 2000. P. 107–116.
<https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2000.100201.x>
31. Jian J., Vargas R., Anderson-Teixeira K., Stell E., Herrmann V., Horn M., Kholod N., Manzon J., Marchesi R., Paredes D., and Bond-Lamberty B. A restructured and updated global soil respiration database (SRDB-V5) // Earth Syst. Sci. Data Discuss. 2020.
<https://doi.org/10.5194/essd-2020-136>
32. Jones D.L. Organic acids in the rhizosphere — a critical review // Plant Soil. V. 205. 1998. P. 25–44.
<https://doi.org/10.1023/A:1004356007312>
33. Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A. et al. Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural settings and under human impact: Controls on spatial variability // Geoderma Reg. 2020. V. 22. e00290.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00290>
34. Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. Soil Quality // Impacts of Point Polluters on Terrestrial Biota. Environmental Pollution. V. 15. Dordrecht: Springer, 2009. P. 107–131.
https://doi.org/10.1007/978-90-481-2467-1_3
35. Lloyd J., Taylor J.A. On the temperature dependence of soil respiration // Funct. Ecol. 1994. V. 8. P. 315–323.
<https://doi.org/10.2307/2389824>
36. Longdoz B., Yernaux M., Aumbinet M. Soil CO₂ efflux measurements in a mixed forest: impact of chamber disturbances, spatial variability and seasonal evolution // Glob. Chang. Biol. 2000. V. 6. P. 907–917.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00369.x>
37. Raich J.W., Schlesinger W.H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate // Tellus B. 1992. V. 44(2). P. 81–99.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>
38. Ramsey P.W., Rillig M. C., Feris K.P., Gordon N.S., Moore J.N., Holben W.E., Gannon J.E. Relationship between communities and processes; new insights from a field study of a contaminated ecosystem // Ecol. Lett. 2005. V. 8(11). P. 1201–1210.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00821.x>
39. Razavi B.S., Blagodatskaya E., Kuzyakov Y. Nonlinear temperature sensitivity of enzyme kinetics explains canceling effect — a case study on loamy haplic Luvisol // Front. Microbiol. 2015. V. 6(1126). P. 1–13.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01126>
40. Schlesinger W.H., Andrews J.A. Soil respiration and the global carbon cycle // Biogeochemistry. 2000. V. 48(1). P. 7–20.
<https://doi.org/10.1023/A:1006247623877>
41. Shukurov N., Pen-Mouratov S., Steinberger Y. The impact of the Almalyk Industrial Complex on soil chemical and biological properties // Environ. Pollut. 2005. V. 136(2). P. 331–340.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.007>
42. Smiri M., Chaoui A., El Ferjani E. Respiratory metabolism in the embryonic axis of germinating pea seed exposed to cadmium // J. Plant Physiol. 2009. V. 166(3). P. 259–269.
<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2008.05.006>
43. Subke J.A., Reichstein M., Tenhunen J.D. Explaining temporal variation in soil CO₂ efflux in a mature spruce forest in Southern Germany // Soil Biol. Biochem. 2003. V. 35. P. 1467–1483.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00241-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00241-4)
44. Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass // Soil Biol. Biochem. 1987. V. 19. P. 703–707.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

Changes in Carbon Dioxide Efflux from Soils of Forest Ecosystems under Technogenic Pollution in the Kola Subarctic

M. S. Kadulin¹ and G. N. Koptsik^{1, *}

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

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

The total CO₂ efflux from soils and the structure of its production were analyzed along the gradients of forest ecosystem pollution by emissions from nonferrous metallurgy enterprises in the Kola Subarctic. CO₂ emission from the soil surface was measured by the closed chambers method, its summer effluxes from the soil were calculated on the basis of regression dependences of CO₂ emission on air temperature. Root and microbial respiration was separated by the field method of substrate-induced respiration. The CO₂ flux from soils reaches relatively high values in background pine (200 g C/m²/summer), birch (460 g C/m²/summer) and spruce (420 g C/m²/summer) forests. The bulk of CO₂ in the soils of these forests is produced by the respiration of plant roots (45–70%). With the approach to the pollution sources, a decrease in microbial and plant biomass, depletion of mineral nutrients and accumulation of heavy metals are observed in soils. As a result, there is a significant decrease in the CO₂ efflux from the forest soils in the defoliating zones (up to 1.5 times), technogenic sparse forests (up to 10 times) and barrens (up to 20 times). Defoliation of forests can be accompanied by the activation of microbial respiration as a result of the input to the soil of an additional substrate for the nutrition of microorganisms. The degradation and death of vegetation leads to an expectable decrease in root respiration, up to its complete suppression in technogenic barrens. It was concluded that monitoring of CO₂ emission by soils helps to identify the features of the functioning of forest ecosystems during technogenic digression and to develop effective methods for their remediation under industrial pollution in the Arctic zone.

Keywords: CO₂ emissions from soils, respiration of roots and microorganisms, Q₁₀, heavy metals, pollution, pine, birch and spruce forests, Albic Podzol, Entic Podzol