



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

www.sciencejournals.ru

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



СОДЕРЖАНИЕ

Номер 11, 2023

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Геоархеологический анализ почв и земляных конструкций крупного кургана бронзового века, Краснодарский край

*А. Э. Сверщикова, О. С. Хохлова, А. О. Макеев, Е. Н. Асеева, П. Г. Куст,
Т. Н. Мякина, Т. Ф. Трегуб, И. А. Козмирчук* 1303

Сфагновый очес — важнейший генетический горизонт в профиле торфяных почв бореальных болот

Н. А. Аветов, Е. А. Шишконокова 1327

Распознавание каменистых, песчаных и карбонатных с поверхности почв на юге Приволжской возвышенности (Волгоградская область) по космическим снимкам

И. Н. Горохова, Н. Б. Хитров 1340

ХИМИЯ ПОЧВ

Vis-NIR спектроскопия для целей оценки содержания органического углерода почв (метаанализ)

А. В. Чинилин, Г. В. Виндекер, И. Ю. Савин 1357

Почвы и пулы углерода на шунгитовых породах южной Карелии при разных типах землепользования

*И. А. Дубровина, Е. В. Мошкина, А. В. Туонен, Н. В. Геникова,
А. Ю. Карпечко, М. В. Медведева* 1371

ФИЗИКА ПОЧВ

Анализ эмиссии CO₂ городскими почвами в условиях Крайнего Севера

*М. В. Корнейкова, В. И. Васенев, Н. В. Салтан, М. В. Слуковская,
А. С. Сошина, М. С. Заводских, Ю. Л. Сотникова, А. В. Долгих* 1385

Оценка отклика гетеротрофного почвенного дыхания на режим выпадения летних осадков и разную глубину снежного покрова в условиях умеренно-континентального климата

Д. А. Хорошаев, И. Н. Курганова, В. О. Лопес де Гереню 1400

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Изменение микробиологических и физико-химических свойств почв после пожаров в сосновых и березовых лесах центральных районов Забайкальского края

А. В. Богородская, Е. А. Кукавская, О. П. Каленская, Л. В. Буряк 1418

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Исследование неопределенности оценок запасов органического углерода в масштабах угодий

*В. П. Самсонова, Ю. Л. Мешалкина, В. А. Добровольская, М. И. Кондрашкина,
С. Е. Дядькина, О. И. Филиппова, Д. Г. Кротов, Т. М. Морозова, П. В. Красильников* 1437

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Почвообразование на отходах сахарной промышленности в Центральном Черноземье

*И. В. Замотаев, Р. Г. Грачева, Ю. В. Конопляникова, А. В. Долгих,
Д. В. Карелин, Е. А. Белоновская, А. С. Добрянский, П. В. Михеев*

1450

Тяжелые металлы в городских почвах Приволжского федерального округа:
сопряженный анализ официальных данных

Т. А. Парамонова, Г. М. Черногаева, Н. Н. Лукьянова, М. С. Парамонов

1472

Contents

No. 11, 2023

Genesis and Geography of Soils

Geoarchaeological Analysis of Soils and Structures of the Kurgan Shumny, Krasnodar Region

*A. E. Sverchkova, O. S. Khokhlova, A. O. Makeev, E. N. Aseeva, P. G. Kust,
T. N. Myakshina, T. F. Tregub, and I. A. Kozmirchuk* 1303

Sphagnum Litter as the Most Important Genetic Horizon in the Profile of Peat Soils of Boreal Bogs

N. A. Avetov, and E. A. Shishkonakova 1327

Recognition of Rocky, Sandy and Calcareous Soils from the Surface in the South of the Volga Upland (Volgograd Oblast) from Satellite Images

I. N. Gorokhova and N. B. Khitrov 1340

Soil Chemistry

Vis-NIR Spectroscopy for Soil Organic Carbon Assessment: Meta-Analysis

A. V. Chinilin, G. V. Vindeker, and I. Yu. Savin 1357

Soils and Carbon Pools on Shungite Rocks of South Karelia under Different Types of Land Use

*I. A. Dubrovina, E. V. Moshkina, A. V. Tuyunen, N. V. Genikova,
A. Yu. Karpechko, and M. V. Medvedeva* 1371

Soil Physics

Analysis of CO₂ Emission by Urban Soils under the Conditions of the Kola North

*M. V. Korneykova, V. I. Vasenev, N. V. Saltan, M. V. Slukovskaya, A. S. Soshina,
M. S. Zavodskikh, Y. L. Sotnikova, and A. V. Dolgikh* 1385

Estimation of Heterotrophic Soil Respiration Response to the Summer Precipitation Regime and Different Depths of Snow Cover in a Temperate Continental Climate

D. A. Khoroshaev, I. N. Kurganova, and V. O. Lopes de Gerenyu 1400

Soil Biology

Changes in the Microbiological and Physico-Chemical Properties of Soils after Fires in Pine and Birch Forests of Central Regions of the Zabaikal Krai

A. V. Bogorodskaya, E. A. Kukavskaya, O. P. Kalenskaya, and L. V. Buryak 1418

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

An Investigation of the Organic Carbon Stocks Estimates Uncertainty on a Fields Scale

*V. P. Samsonova, J. L. Meshalkina, V. A. Dobrovolskaya, M. I. Kondrashkina,
S. E. Dyadkina, O. I. Filippova, D. G. Krotov, T. M. Morozova, and P. V. Krasilnikov* 1437

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Soil Formation on Sugar Industry Waste in the Central Chernozem Zone

*I. V. Zamotaev, R. G. Gracheva, Yu. V. Konoplianikova, A. V. Dolgikh, D. V. Karelin,
E. A. Belonovskaya, A. S. Dobryansky, and P. V. Mikheev* 1450

Heavy Metals in Urban Soils of the Volga Federal District: a Conjugate Analysis of Official Data

T. A. Paramonova, G. M. Chernogaeva, N. N. Lukyanova, and M. S. Paramonov 1472

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.48

ГЕОАРХЕОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ПОЧВ И ЗЕМЛЯНЫХ КОНСТРУКЦИЙ КРУПНОГО КУРГАНА БРОНЗОВОГО ВЕКА, КРАСНОДАРСКИЙ КРАЙ

© 2023 г. А. Э. Сверчкова^a, *, О. С. Хохлова^b, А. О. Макеев^c, Е. Н. Асеева^c, П. Г. Куст^d,
Т. Н. Мякшина^b, Т. Ф. Трегуб^e, И. А. Козмирчук^f

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

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

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

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

^eВоронежский государственный университет, Университетская пл., 1, Воронеж, 394018 Россия

^fФонд научного краеведения, Липецкой области, ул. Зегеля, 23а, Липецк, 398002 Россия

*e-mail: acha3107@gmail.com

Поступила в редакцию 01.02.2023 г.

После доработки 27.06.2023 г.

Принята к публикации 28.06.2023 г.

Изучен хроноряд палеопочв, погребенных под разновозрастными конструкциями крупного (h — 3.5 м, d — 74 м) кургана Шумный в Краснодарском крае. Курган сооружен представителями катакомбной (4800–4200 л. н. или XXVIII–XXII вв. до н. э.) и срубной (3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э.) культур бронзового века. В кургане выявлено пять конструкций, сооруженных из местных почв и антропогенных примесей, при этом каждая из последующих перекрывала предыдущую и выходила за ее пределы, погребая все новое пространство; под каждой конструкцией изучена погребенная почва. За время строительства кургана (4800–3000 л. н. или XXVIII–X вв. до н. э.) в почвах увеличились содержание органического углерода и показатели магнитной восприимчивости, уменьшились степень нарушенности профиля землероями, сократилось содержание карбонатов и обменного натрия в составе обменных оснований. Такая же направленность изменений морфологических, а также основных физико-химических свойств обнаружена и в материалах курганных конструкций, от ранней к поздней. Почвы, использованные для возведения разновозрастных конструкций кургана, имели разные свойства на момент сооружения той или иной конструкции и собирались с существенно большей, чем занимает курган, площади, что повышает достоверность проведенных исследований. На основе анализа свойств погребенных почв и материалов конструкций предложена схема изменения климатических условий за период строительства кургана: от раннекатакомбного к срубному времени — увеличилось атмосферное увлажнение и снизилась среднегодовая температура. Для погребенных почв проведен палинологический анализ, который независимо от палеопочвенных данных подтверждает выводы об изменениях климата. На основе морфологических и аналитических исследований раннекатакомбное время дополнительно охарактеризовано как аридное. Такие климатические условия привели к растрескиванию, дегумификации и окарбоначиванию верхних горизонтов палеопочв в финале этого времени. Техно-технологические приемы, использованные при строительстве кургана, включали трамбовку земляного материала в сухом и влажном виде, грубое замешивание, добавление речного ила, углей и костей.

Ключевые слова: эволюция почв, реконструкция климата, погребенные почвы бронзового века, микроморфология почв, курганные конструкции, палинология

DOI: 10.31857/S0032180X23600129, **EDN:** WJNAVS

ВВЕДЕНИЕ

Геоархеологические исследования курганных сооружений представляют интерес для геологии, геоморфологии, археологии и географии. Изучаемые при этом погребенные почвы позволяют реконструировать историю формирования курган-

ных сооружений, культурную хронологию и изменения условий окружающей среды. Основным объектом палеопочвенных исследований курганных сооружений длительное время являлись лишь погребенные почвы, а перекрывающие их курганные конструкции часто не получали долж-

ного внимания [32, 45]. Однако знания о строении и вещественном составе самих земляных конструкций являются ценным дополнительным источником информации об исторических, археологических, природных и экологических изменениях.

Традиция возведения кургана над могилой возникла примерно 6000 лет назад среди племен эпохи неолита [13] и быстро распространилась практически по всей Евразии. Традиционно считается, что курганы возводились из земляного материала, в произвольном (хаотичном) порядке насыпанного над могилой умершего, при этом материал мог браться из рва, непосредственно примыкающего к кургану, либо с территории, расположенной вблизи кургана [30, 43]. Однако совсем немногие археологические культуры использовали такой прием при строительстве курганов [43], такие курганы имеют небольшие размеры. При возведении крупных монументальных курганов высотой более 2–3 м и диаметром от нескольких десятков до первых сотен метров, использовались более сложные строительные технологии с целью укрепления сооружения и придания им достаточной прочности для сохранности в течение тысячелетий. В таких курганах отмечаются различные конструкционные элементы: “кирпичи” из перемешанного земляного материала, дерновые блоки, вырезанные из верха гумусового горизонта целинной черноземной почвы, обмазки из речного ила, обкладки, включение антропогенного материала и другие [25, 30, 41]. Недавние исследования показывают, что свойства земляного материала курганных конструкций сопоставимы со свойствами погребенных почв и способны подтвердить и дополнить сведения об изменчивости свойств палеопочв, погребенных под курганами [37, 38, 46].

В частности, для степной зоны Восточной Европы их изучение имеет большое значение и является неотъемлемой частью геоархеологического анализа курганов, особенно крупных, представляющих собой монументальные сооружения своеобразной земляной архитектуры [15, 16], что убедительно показано в ряде работ [23, 42, 46, 37, 38]. В настоящей работе геоархеологический анализ подразумевает проведение междисциплинарных исследований, направленных на изучение археологических объектов методами естественных наук, в том числе геологии, географии, физики, химии, биологии и почвоведения.

Стоит отметить, что палеопочвенные исследования археологических памятников, как для бронзового, раннего железного веков, так и для средневековья в степных районах Приазовья и Нижнего Дона единичны и разрозненны во времени по всей второй половине голоцена [1, 17, 19–23, 44]. Опираясь на литературные данные,

нельзя сделать однозначных выводов о климатических флуктуациях в течение второй половины голоцена в связи с малым объемом данных и с некоторым противоречием характеристик климатических условий и временных границ. Можно лишь предположить, что эпоха бронзового века сопровождалась частыми климатическими колебаниями — на основе теоретического анализа выделяются фазы гумидного и аридного климата внутри 1000- и 2000-летнего ритмов [21]. Но для подтверждения этой теоретической схемы необходимо продолжать накопление фактического материала.

Цель работы — на основе геоархеологического анализа выявить изменения свойств погребенных почв и материалов земляных конструкций кургана Шумный, сооружавшегося в течение длительного времени в бронзовом веке (от раннекакомбинной к срубной культуре — 4800–3000 л. н. или XXVIII–X вв. до н. э.) и провести палеоклиматическую реконструкцию для указанного временного интервала.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Курган Шумный расположен в Усть-Лабинском районе, в центре степной части Краснодарского края, недалеко от ст. Тенгинская (рис. 1а). Координаты центральной точки кургана R — 45.156350° N 40.048550° E. Раскопки проводили под руководством И.А. Козмирчука в ходе охранно-спасательных работ. Объектами исследования послужили конструкции кургана и погребенные под ними почвы. Для выявления эволюционных трендов последние сравнивали с разрезами фоновых почв, заложенными вблизи кургана.

Район исследования находится на стыке двух структур Скифской плиты: Западно-Кубанского прогиба и Восточно-Кубанской впадины и относится к северо-восточной части Закубанской равнины, территория которой изрезана долинами рек Лаба, Чалмык и Фарс, пологими и глубокими балками и лощинами с преобладающим уклоном на север [23].

Климат района исследования умеренно континентальный. Среднегодовая температура воздуха составляет +10°C. Лето жаркое со средней температурой, июля +23°C, средняя температура января около –3°C. Осадки в большей части выпадают в виде дождей, их среднегодовое количество колеблется от 510 до 620 мм. Коэффициент увлажнения <1 (КУ = 0.3), район относится к зоне недостаточного увлажнения. Безморозный период составляет около 190–200 дней, зима длится 40–45 дней и отличается небольшой высотой снежного покрова (до 15 см). Почвы промерзают на глубину 20–25 см [23].

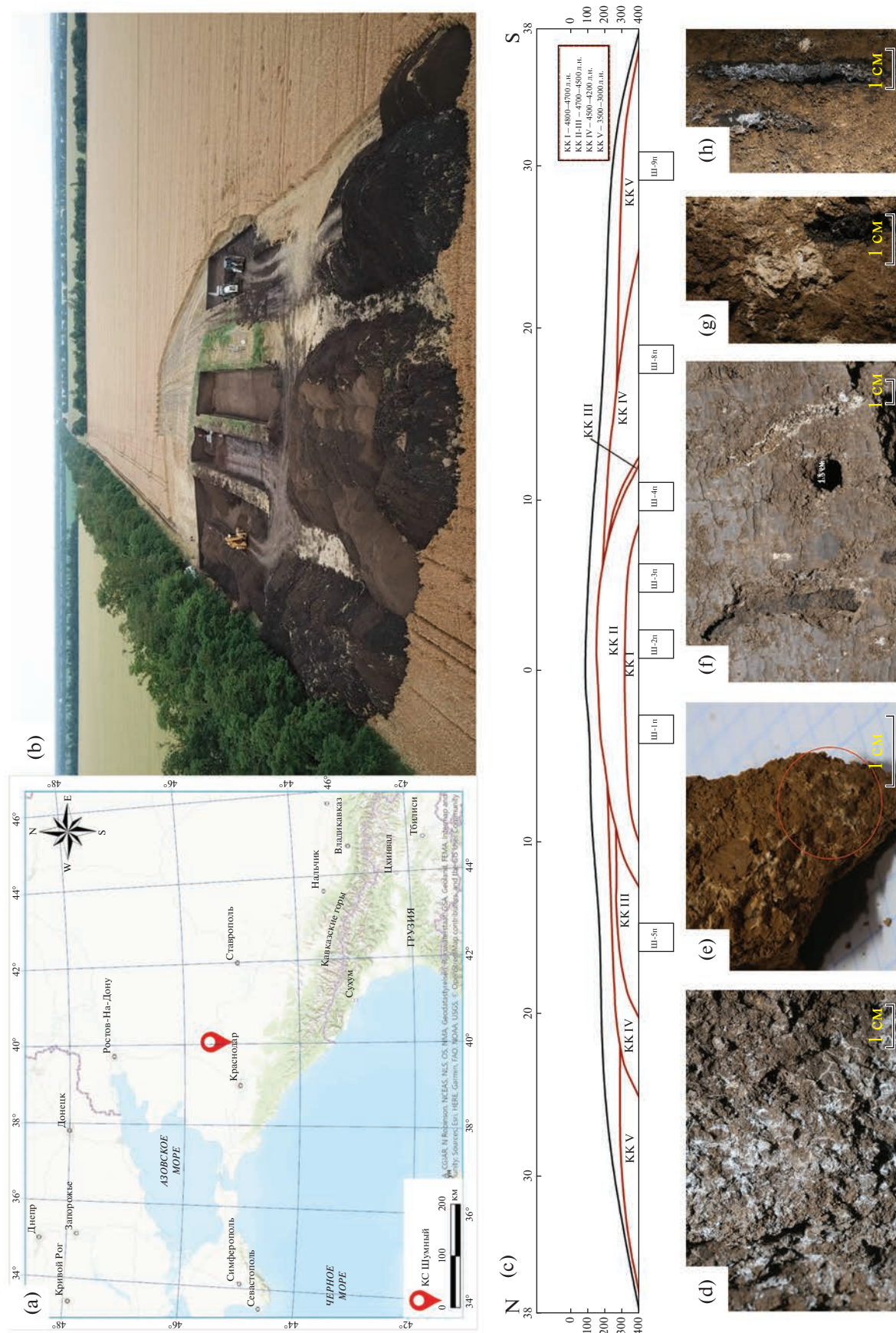


Рис. 1. Расположение куртана Шумный на карте (а), фото начала раскопок (б), условная схема куртана Шумный (с) (схема является условной в связи с тем, что многие разрезы были заложены на перпендикулярных бровках или на одной и той же бровке, но на разных стенках, и такое расположение невозможно показать на двухмерном рисунке), фото: карбонатный мичелий, разрез Ш-1п (90–100 см) (д), глинистые кутины по граням пелов в горизонте ВСКб, разрез Ш-1п (е), образование белоглаза, разрез Ш-1п (ф), уплотненная белоглазка, образующая скопления в горизонте Вкб, разрез Ш-9п, (г) карбонатный псевдомичелий корнехолов, разрез Ш-9п (н).

В почвенном покрове преобладают черноземы различной степени выщелоченности. Почвообразующими породами служат четвертичные тяжелые лёссовидные суглинки [23].

Курган находится на междуречье рек Малый Зеленчук и Средний Зеленчук (притоки р. Кубань) (рис. 1а), с абсолютными высотами 108.1–112 м. По данным топографической карты L-37-105 (М 1 : 100 000) вершина кургана находится на отметке 111.9 м (триангуляционная точка). Водораздельная поверхность ровная, со слабым уклоном $<1^\circ$ в сторону долины р. Малый Зеленчук, занята сельскохозяйственными угодьями с зерновыми культурами. Поля разделены лесополосами шириной около 10 м, распашка территории практически повсеместная. На бровках кургана четко выражена граница как глубокого пахотного горизонта (80 см), так, отмечается и граница пахотного горизонта более мелкой вспашки – около 25 см.

Диаметр кургана составлял 74 м, высота – 3.5 м. Курган характеризовался округлой формой, в сечении сегментовидный близкий к конусу с уплощенной вершиной (рис. 1б, 1с). На ней была расположена железная трехгранная триангуляционная вышка. Периферическая часть кургана распахивалась. Через юго-западную полу кургана проложен действующий газопровод. Очевидно, до его строительства курган был выше. Бровка кургана (стенки траншеи через курган) были ориентированы с С–С–В на Ю–Ю–З и с З–С–З на В–Ю–В. Центр кургана был смещен к северу из-за недавних строительных работ. В центре кургана на уровне поверхности сохранившейся погребенной почвы было найдено несколько разрушенных майкопских погребений (~6000–5000 л. н. или ~VI–V тыс. до н. э.), перекрывающая курганная конструкция, вероятно, была уничтожена в ходе сооружения более поздних конструкций и не сохранилась. Все датировки приведены на основе археологических данных. Наиболее ранним погребением, с сохранившейся над ним первой курганной конструкцией (**КК I**), являлось погребение 6. Оно принадлежало к северокавказской раннекатакомбной культуре (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.). Под **КК I** было заложено 3 почвенных разреза – Ш-1п, Ш-2п и Ш-3п (рис. 1с). Над **КК I** были расположены **КК II** и **III**, датированные раннекатакомбным временем (4700–4500 л. н. или XXVII–XXV вв. до н. э.), под каждой из которых изучен почвенный разрез, Ш-4п и Ш-5п соответственно. **КК IV** связана с позднекатакомбным временем (4500–4200 л. н. или XXV–XXII вв. до н. э.), под ней изучен разрез Ш-8п. **КК V** перекрывала **КК IV** и фиксировалась только по краям кургана, так как в центре была разрушена установкой триангуляционного знака и распашкой, под ней изучен разрез Ш-9п (рис. 1с). Возведение **КК V** относится к финалу бронзового века, срубной культуре, 3500–3000 л. н. или XV–

X вв. до н. э. Также в непосредственной близости от кургана изучены две фоновые почвы – разрез Ш-6ф и Ш-7ф.

В ходе раскопок было проведено полевое морфологическое описание почвенных профилей и земляных конструкций, цвет горизонтов определяли по шкале Манселла в полевых образцах, индексы почвенных горизонтов приведены по WRB-2022 [34], а почвы диагностированы по классификации и диагностике почв России [12] и по WRB-2022 [34]. Все погребенные почвы имели сходную влажность, так как были погребены долгое время под большой мощностью курганных конструкций. В каждом из изученных разрезов до глубины 100 см образцы отбирали с интервалом 10 см, глубже отбор проводили с интервалом 20 см. Образцы из земляных **КК** отбирали с интервалом 10 см, пробы из горизонта плантажной вспашки на поверхности кургана не исследовали.

В лаборатории образцы высушивали, растирали и пропускали через сито 1 мм для общих физико-химических анализов и 0.25 мм – для определения органического углерода и магнитной восприимчивости. Определяли 1) общее содержание углерода – методом Тюринга в модификации Антоновой с соавт. [2] с титриметрическим окончанием; 2) CO_2 карбонатов – манометрически по разнице давлений в контроле и образце в герметичных сосудах с резиновыми пробками, в которых образцы реагировали с 10%-ной HCl , результаты пересчитывали на C ($\text{C}_{\text{карб}}$) [6]. Содержание органического углерода ($\text{C}_{\text{орг}}$) вычисляли вычитанием $\text{C}_{\text{карб}}$ из содержания $\text{C}_{\text{общ}}$; 3) потери при прокаливании (**ППП**) – нагреванием образца до 900°C в течение 1 ч [3]. В **ППП**, т.е. в разницу веса почвы до и после нагревания при 900°C при свободном доступе воздуха, входят химически связанная вода, гумус, CO_2 карбонатов, адсорбированные газы и хлориды [3]; 4) обменные катионы Ca^{2+} и Mg^{2+} определяли по Шмуку [6], K^+ и Na^+ – методом Шолленбергера (вытеснение катионов раствором уксусной кислоты), с последующим определением K^+ и Na^+ пламенно-фотометрическим методом, а Ca^{2+} и Mg^{2+} – комплексонометрически [3]; 5) гранулометрический состав – методом пипетки с использованием пирофосфата натрия для диспергирования, фракции рассчитаны на абсолютно сухую навеску с учетом определения гигроскопической влаги [5]; 6) магнитную восприимчивость (**МВ**) – в лабораторных условиях с помощью прибора Carrbridge KLY-2 (Чехословакия) в Центре коллективного пользования ИФХиБПП РАН, Пушкино. Для обработки результатов исследований и построения графиков использовали программы Microsoft Excel, CorelDraw.

Микроморфологический анализ шлифов и фототрафирование проводили на микроскопе Axio-

Scope A1 Carl Zeiss (Германия) в ЦКП ИФХиБПП РАН. При исследовании материала курганных конструкций особое внимание уделяли наличию признаков антропогенного происхождения. Используемые термины соответствуют общепринятой терминологии [7].

Палинологический анализ был выполнен Т.Ф. Трегуб (Воронежский государственный университет) по модифицированной методике Гричука [8]. Эта методика позволяет в процессе обработки образцов избавиться как от пленки железисто-алюмосиликатного состава, которая может сокращать выход органической фракции при мацерации, так и от сильноразбухающих глинистых минералов, которые могут налипать на зерна спор и пыльцы, препятствуя разделению минеральной и органической фракций [24]. Принадлежность спор и пыльцы к определенным семействам, секциям, родам и видам определяли с помощью оптического микроскопа на основе различий в морфологическом строении микрофоссилий с учетом структурных и скульптурных особенностей строения экзины (верхнего слоя оболочки зерна). Для получения спорово-пыльцевых данных было изучено 8 проб из 7 погребенных и 1 современной почвы, отобранных из 0–5 см с поверхности. Все пробы после обогащения содержали спектры достаточной насыщенности для восстановления палеоландшафтной обстановки времени накопления отложений курганов.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Погребенные почвы

Морфологический анализ. Все несрезанные палеопочвы, погребенные под КК I–V (4800–3000 л. н. или XXVIII–X вв. до н. э.), характеризуются постоянной мощностью гумусовых горизонтов и относительным постоянством набора и мощностей основных генетических горизонтов: Ahkb1 (до глубины 50 см), Ahkb2 (до 110 см), ABkb (до 150 см), Bkb (до 210 см), BCkb (до 250 см). Основные морфологические характеристики почв изученного хроноряда представлены в табл. 1.

Для почв разрезов Ш-1п...Ш-3п, погребенных под КК I (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.), отмечается буровато-темно-серый цвет горизонта Ahkb1 (10YR 3/2), который становится чуть светлее в нижней части горизонта Ahkb2 (10YR 4/2). В этих горизонтах карбонатные новообразования вверху представлены еле видимыми выпотами и нитевидными формами, а в нижней части (с глубины примерно 70 см) четко выраженным псевдомицелием (рис. 1d). В горизонте ABkb и глубже диагностирована уплотненная прочная (затвердевшая) белоглазка. Характерный размер составляет не более 0.5 см в диаметре, с глубиной количество таких карбонатных новооб-

разований возрастает. Карбонатный мицелий достигает максимума по количеству и выраженности в горизонте Bkb; здесь начинают встречаться карбонатные трубочки, полагаем, что они унаследованы от лёссовидных суглинков и наиболее хорошо выраженные в горизонте BCkb, а также диагностирована единичная уплотненная белоглазка около 1 см в диаметре. Здесь отмечаются отчетливые глинистые кутаны по граням структурных отдельностей (рис. 1e). Хорошо заметна деятельность мезофауны в виде ходов землероев, как прямых, заполненных темным гумусовым материалом, так и обратных – с буровато-палевым карбонатным материалом горизонта BCkb, 8–12 см в диаметре (рис. 1f). Некоторые из этих ходов характеризуются диффузными границами и пробиты корнеходами, т.е. они уже были старыми на момент погребения почвы. Корнеходы проявляются в виде вертикальных каналов, заполненных темным гумусовым материалом с обилием копролитов, идущих практически до дна разреза. При этом наиболее обильные и наиболее темные корнеходы отмечаются в горизонтах Ahkb и ABkb, где они достигают 6–7 см в длину (отдельные до 40 см) и 8 мм в ширину; ниже длина и ширина корнеходов уменьшается, в горизонте Bkb они покрыты карбонатными выпотами. Высота КК I над местом заложения разрезов погребенных почв колеблется от 150 до 200 см.

Почвы, погребенные под КК II, III (разрезы Ш-4п и Ш-5п) – 4700–4500 л. н. или XXVII–XXV вв. до н. э., отличаются лучшей выраженностью и большим разнообразием карбонатных аккумуляций в горизонте Ahkb по сравнению с разрезами Ш-1п...Ш-3п: карбонатный налет отмечается на гранях крупных педов, псевдомицелиарные формы пронизывают всю массу горизонта от поверхности почвы до глубины 110 см. Практически с самого верха почвенного профиля встречается уплотненная белоглазка размером 0.3–0.4 см в диаметре. Ходы землероев также заполнены карбонатным материалом. Вертикальные корнеходы наполнены копролитами и гумусированным темным материалом на ~50% в нижней части гумусового горизонта Ahkb2, при этом здесь резко возрастает обилие и протяженность этих ходов. В горизонте Bkb корнеходы часто пустые, темный материал в них отсутствует, стенки корнеходов покрыты густой сетью карбонатного псевдомицелия. В этом горизонте уплотненная белоглазка достигает 1.5 см в диаметре. По степени изрытости эти два разреза похожи на разрезы Ш-1п...Ш-3п, здесь также много старых нор. Высота КК II в месте заложения разреза Ш-4п составляет 150 см, а разреза Ш-5п – 190 см.

В разрезе Ш-8п, изученном под КК IV (4500–4200 л. н. или XXV–XXII вв. до н. э.), в горизонтах Ahkb1 и Ahkb2 окраска чуть темнее, чем в разрезах под КК I–III: переходная от 10YR 3/2 к 3/1 и от 4/2

Таблица 1. Морфологические характеристики почв изученного хроноряд в кургане Шумный

Горизонт	Мощность	Цвет	Структура	Видимые формы КНО	Зоотурбированность
Современная почва, Разрез Ш-6ф, Ш-7ф Агрочернозем миграционно-сегрегационный сверхмощный легкоглинистый на лёссовидных карбонатных суглинках, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic, Aric)					
Ap	0–22	10YR2/1	Глыбистая	—	—
Ah(p)	22–45	10YR3/1	Копрогенная, комковато-зернистая	—	—
Ah(k)	45–70	10YR3/1-2/2	Мелкокомковато-зернистая	Слабовыраженный мицелий	—
ABk	70–150	10YR4/2	Угловато-комковатая с зернистостью	Псевдомицелий, трубочки и уплотненная белоглазка	Прямые норы, d 0.5–1 см
Bk	150–210	10YR6/4	Крупнокомковатая	Мелкая белоглазка, единично — d крупная до 1.5 см	Норы d до 2–3 см. С гор. ABk корнеходы промицелированы или пустые
BCk	190–230	10YR6/6-6/4	Глыбисто-комковатая	Скопления уплотненной белоглазки, псевдомицелий, карбонатные трубочки	
Погребенная почва, разрезы Ш-1п, Ш-2п, Ш-3п. Северо-кавказская раннекатакомбная культура (XXVIII–XVII вв. до н. э.) Миграционно-сегрегационный чернозем сверхмощный, легкоглинистый на лёссовидных суглинках, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)					
Ahkb1	0–50	10YR3/2	Комковато-зернистая	Карбонатные выпоты и нитевидные формы карбонатов	—
Ahkb2	50–110	10YR4/2	Крупнокомковато-зернистая	Псевдомицелий	—
ABkb	110–150	10YR5/3-5/4	Призматически-угловато-комковатая	Мицелий, белоглазка (d не более 0.5 см)	—
Bkb	150–210	10YR6/4-5/4/	Призматическая	Максимум мицелия и карбонатные трубочки	Прямые и обратные норы землероев (d 0.8–1.2 см), корнеходы с обилием капролитов, покрытые карбонатными выпотами
BCkb	210–250		Бесструктурный	Мицелий, карбонатные трубочки, белоглазка уплотненная (d 1 см)	
Погребенная почва, Разрез Ш-4п, Ш-5п. Раннекатакомбная культура (XXVIII–XXV до н. э.) Миграционно-сегрегационный чернозем сверхмощный, легкоглинистый на лёссовидных суглинках Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)					
Ahkb1	0–50	10YR3/2	Комковато-угловатая с зернистостью	Псевдомицелий, белоглазка (d 0.3–0.4 см)	—
Ahkb2	50–110	10YR3/2-3/3	Комковато-зернистая	Псевдомицелий, карбонатный налет на гранях крупных педов, белоглазка (d 0.3–0.4 см)	—
ABkb	110–150	10YR4/2	Комковато-зернистая	Псевдомицелий, единичная белоглазка	—
Bkb	150–210	10YR5/4–6/4	Непрочно-призматическая с ореховатостью и копролитами	Карбонатный псевдомицелий, белоглазка (d до 1.5 см)	Прямые и обратные норы землероев, промицелированные корнеходы
BCkb	210–250	10YR6/4	Глыбистая, неяснокомковатая	Белоглазка уплотненная	

Таблица 1. Продолжение

Горизонт	Мощность	Цвет	Структура	Видимые формы КНО	Зоотурбированность
Погребенная почва, Разрез Ш-8п. Позднекатакомбная культура (XXV–XXII вв. до н. э.) Миграционно-сегрегационные черноземы сверхмощные, легкоглинистые на лёссовидных суглинках, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)					
Ahkb1	0–50	10YR3/2-3/1	Комковато-угловатая с зернистостью	Мицелий	—
Ahkb2	50–110	10YR4/2-3/2	Мелкопризматическая, комковато-зернистая	Мицелий	—
ABkb	110–150	10YR4/3	Призматически крупно-комковатая	Мицелий	—
Bkb	150–210	10YR5/4	Призматическая	Максимальная выраженность карбонатных трубочек и уплотненной белоглазки (<i>d</i> до 2 см) — около 5% от среза горизонта	Преобладание “старых” нор землероев, слабо промицелированные корнеходы
BCkb	210–250	10YR6/4-5/4	Глыбистая, неяснокомковатая	Уплотненная белоглазка <i>d</i> до 4–5 см — около 7% от среза горизонта	
Погребенная почва, Разрез Ш-9п. Срубная культура (XV–X вв. до н. э.) Миграционно-сегрегационный чернозем сверхмощный, легкоглинистый на лёссовидных суглинках, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)					
Ahkb1	0–50	10YR2/2	Комковато-зернистая	—	—
Ahkb2	50–110	10YR3/3	Крупнокомковатая	—	—
ABkb	110–150	10YR4/3	Призматически крупно-комковатая	Мицелий	—
Bkb	150–210	10YR5/3	Призматическая	Скопления уплотненной белоглазки, псевдомицелий, карбонатные трубочки	Единичные норы землероев, промицелированные корнеходы
BCkb	210–250	10YR6/4	Глыбистая	Скопление уплотненной белоглазки	

к 3/2 соответственно; слабее выражен карбонатный псевдомицелий почвенной массы и корнеходов, чем в разрезах Ш-4п и Ш-5п. В горизонте Bkb максимальная выраженность карбонатных трубочек и уплотненной белоглазки, диаметр белоглазки достигает 2 см, она занимает около 5% от среза горизонта. Визуально уменьшается количество нор землероев, преобладают старые норы. Высота КК IV над разрезом Ш-8п достигает 150 см.

В разрезе Ш-9п под КК V (3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э.), цвет горизонтов Ahb1 и Ahkb2 10YR 2/2 и 3/3 соответственно, т.е. наиболее темный среди всех палеопочв хроноряд; в горизонте Ahkb2 выделяются контрастные по цвету свежие корнеходы (10YR 3/1-3/2). Еще более заметным, чем в разрезе Ш-8п, становится уменьшение числа свежих нор землероев, как в этих горизонтах, так и ниже — в горизонтах ABkb и Bkb. До глубины 40 см, т.е. во всем горизонте Ahb1, почвенная масса практически не вскипает, вскипание отмечается здесь лишь в редких “старых” норах с обилием

карбонатного псевдомицелия. Глубина аккумуляции карбонатов смещается вниз по профилю. Карбонатные новообразования в горизонте Bkb представлены преимущественно в виде уплотненной белоглазки, образующей скопления, что не наблюдается больше ни в одной из рассмотренных палеопочв (рис. 1г). Здесь обнаружены корнеходы с наибольшим (по сравнению с остальными палеопочвами) количеством псевдомицелия, некоторые из них заняты псевдомицелием полностью (рис. 1h). Мощность КК V над разрезом Ш-9п составляет 115 см.

Видимых аккумуляций гипса в профилях изученных палеопочв не обнаружено.

Погребенные почвы классифицированы как миграционно-сегрегационные черноземы сверхмощные, легкоглинистые на лёссовидных суглинках [12] или Haplic Chernozem (Loamic, Pachic) [34].

Фоновые почвы, представленные разрезами Ш-6ф и Ш-7ф, имеют следующее строение

профиля: Ap (до 22 см)—Ah(p) (до 45 см)—Ah (до 70 см)—ABk (до 150 см)—Bk (до 210 см)—BCk (до 230 см). Горизонты Ap и Ah(p) характеризуются более темной по сравнению с погребенными почвами окраской, 10YR 2/1, не вскипают от HCl и не содержат карбонатных новообразований до глубины 70 см. В горизонтах ABk, Bk так же, как в погребенных почвах, карбонатные новообразования представлены псевдомицелием, трубочками и уплотненной белоглазкой. Деятельность роющих животных заметна, начиная с горизонта ABk, норы заполнены темным материалом, имеют не более 0.5–1 см в диаметре, лишь в горизонтах Bk и BCk встречаются норы до 2–3 см в диаметре. Корнеходы в основном промицелированы или пустые, т.е. в них не отмечается темного материала, они встречаются, начиная с горизонта ABk.

Фоновые почвы классифицированы как агро-черноземы миграционно-сегрегационные сверхмощные легкоглинистые на лёссовидных карбонатных суглинках [12] и Haplic Chernozem (Loamic, Pachic, Aric) [34].

Микроморфологический анализ, в связи со схожестью набора и мощности почвенных горизонтов, включает в себя сравнение основных микроморфологических характеристик поочередно для каждого горизонта всех почв, двигаясь каждый раз от центра к периферии кургана (т.е. от меньших номеров разрезов погребенных почв к большим) (рис. 2).

Горизонт Ahkb1/Ah1(p)(kb)

В горизонте Ahkb1 в разрезах Ш-1п и Ш-4п диагностирован точечный гумус, рассеянный в тонкодисперсном материале (ТДМ), размеры точек не превышают 100 мкм. Зернистые копрогенные агрегаты встречаются в обособленных микроразонах, имеются и угловатые агрегаты либо микроразоны с консолидированной почвенной массой (рис. 2а, 2б Ah1(p)(kb)). В разрезе Ш-8п нарастают, а в разрезе Ш-9п достигают максимума размеры точечных включений гумуса (до 100–200 мкм). В указанных разрезах помимо точечного, гумус представлен сгустковыми формами и пропиткой (рис. 2с, 2д, Ah1(p)(kb)). Даже в слежавшемся под давлением КК почвенном материале в микроразонах воздействия почвенной мезофауны отчетливо прослеживается зернистая структура. В целом, проработка почвенной массы горизонта мезофауной в разрезах Ш-8п и Ш-9п больше, чем в Ш-1п, Ш-4п.

В разрезах Ш-1п и Ш-4п в горизонте Ahkb1 карбонатные аккумуляции представлены микритовыми кутанами (coatings) и инфилингами (рис. 2ф, Ah1(p)(kb)); в разрезе Ш-4п карбонатных аккумуляций в порах в целом больше, дополнительно в них широко распространены окарбоначенные

корневые клетки (ОКК) (calcified root cells), vyplненные спаритом (рис. 2г, Ah1(p)(kb), внизу снимка). В разрезе Ш-8п карбонатные натеки фрагментарны, видны растворяющиеся зерна кальцита в центре пор, а также отмечен процесс дробления карбонатных аккумуляций мезофауной (рис. 2ж, Ah1(p)(kb)). В почвенной массе горизонта Ahkb1 разреза Ш-8п много осветленных микроразов, указывающих на процесс интенсивной обработки почвы атмосферной влагой, ее временного застоя. В разрезе Ш-9п в горизонте Ahb1 общая масса бескарбонатна, ТДМ имеет гумусово-железисто-глинистый состав, чешуйчатую, изредка вокругпоровую ориентировку (рис. 2и, Ah1(p)(kb)).

Горизонт Ap современной почвы (разрез Ш-6ф) в целом похож на Ahb1 разреза Ш-9п по формам гумуса и отсутствию карбонатов (рис. 2е, 2ж Ah1(p)(kb) соответственно). Но в результате распада микроструктура этого горизонта современной почвы преобразована: почвенная масса консолидирована, разбита трещинами усыхания на угловатые блоки, признаки деятельности мезофауны отсутствуют (рис. 2е, Ah1(p)(kb)).

Горизонт Ah(k)b2

В нижней части гумусово-аккумулятивного горизонта Ah(k)b2, в разрезах Ш-1п и Ш-4п видны как зернистые, так и комковатые агрегаты, активная деятельность мезофауны отмечается по наличию микроагрегатов копрогенной структуры, гумус точечный и сгустковый, равномерно распределен в ТДМ (рис. 2а, 2б, Ah(k)b2). В разрезах Ш-8п и Ш-9п гумус точечный и пропиточный, структура не отличается от разрезов Ш-1п и Ш-4п (рис. 2с, 2д, Ah(k)b2).

Карбонатные аккумуляции в горизонте Ah(k)b2 в разрезах Ш-1п и Ш-4п представлены микритовыми натеками и игольчатым кальцитом в порах и вокруг зернистых агрегатов в копролитах. Отмечены микроразоны с карбонатной пропиткой общей массы (рис. 2ф, 2г, Ah(k)b2). Поверх карбонатных аккумуляций и среди копролитов — небольшие пятна оксидов железа (рис. 2г, Ah(k)b2). В темном прогумусированном почвенном материале диагностируются осветленные микроразоны. Вероятно, их осветление связано с наличием в ТДМ карбонатного материала, а иногда такие микроразоны возникают в результате снятия железисто-гумусовых пленок при прохождении избыточной влаги, ее сезонном застое. В разрезе Ш-8п наблюдаются тончайшие карбонатные микритовые пленки в порах-каналах, четко проявляются признаки деструкции карбонатных новообразований деятельностью мезофауны (рис. 2ж, Ah(k)b2). В разрезе Ш-9п горизонт Ahb2 не содержит карбонатов. В нем более ясно, чем в вышележащем горизонте, прослеживается околопоровая

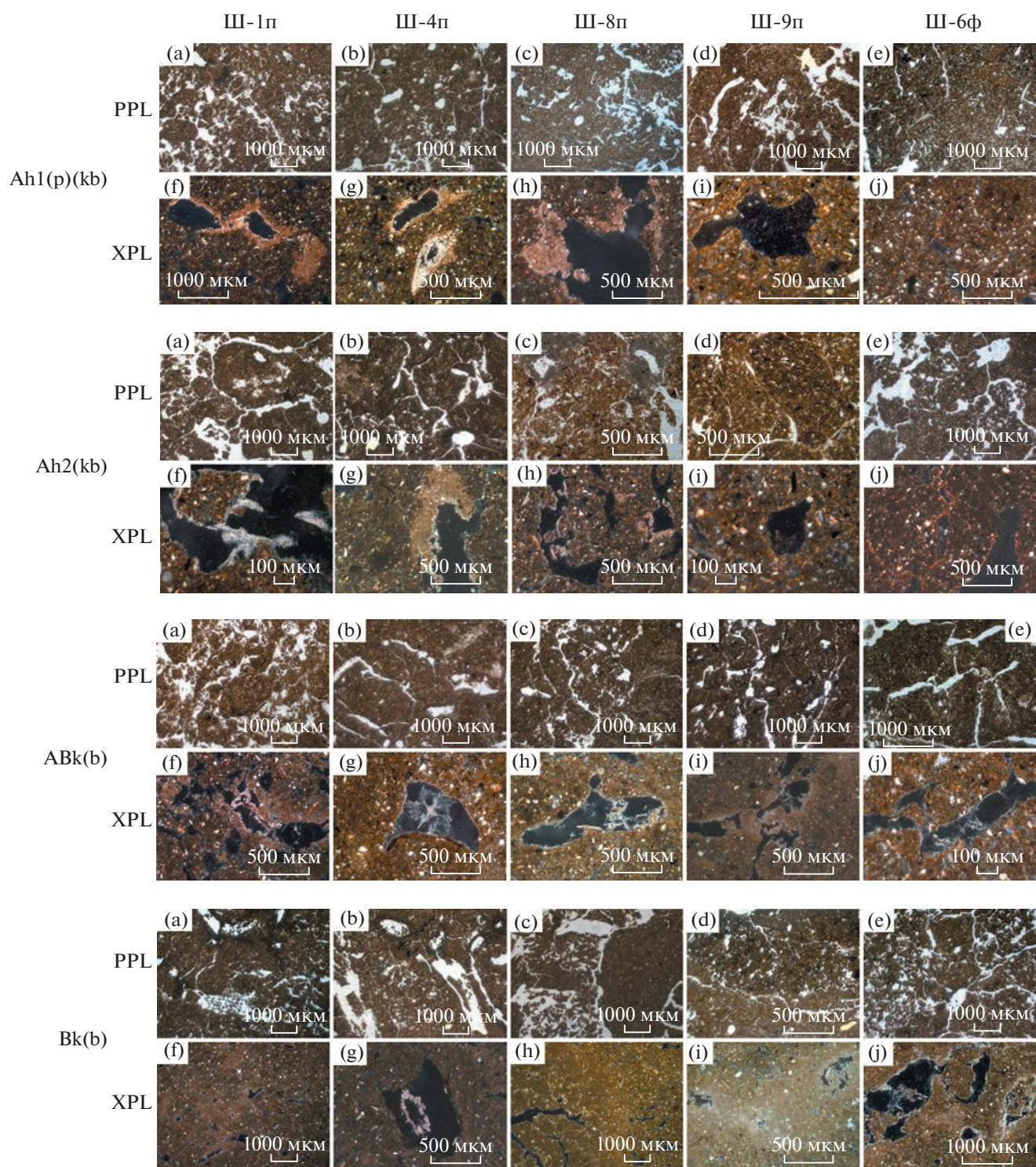


Рис. 2. Микроморфологическое строение генетических горизонтов погребенных и современной почв хроноряд кургана Шумный. Вверху даны номера разрезов, слева – индексы горизонтов, наличие или отсутствие анализатора. Пояснения в тексте.

ориентировка гумусово-железисто-глинистой ТДМ, но по-прежнему преобладает чешуйчатая (рис. 2i, Ah(k)b2). Зоны осветления ТДМ в этом образце повсеместны.

Современная почва и палеопочва разреза Ш-9п в горизонте Ahb2 уже практически не отличаются, только гумусовая пропитка в первой имеет более темный цвет, так как гумус в современной

почве не подвергался диагенетической биоминерализации в результате погребения (рис. 2d, 2с, 2е и 2i, 2j, Ah(k)b2).

Горизонт ABkb

В горизонте ABkb разрезов Ш-1п и Ш-4п сохраняются практически все признаки аккумуляции гумуса, что и для лежащего выше горизонта. Хорошо выражена деятельность мезофауны (рис. 2а, 2b, ABk(b)). Вместе с тем в разрезе Ш-4п появляются очень тонкие и непротяженные поры-трещины, расположенные друг к другу под острыми углами. Такие поры характерны для почв с признаками слитости либо контрастного и интенсивного иссушения. Отмечаются микрозоны осветления ТДМ (рис. 2b, ABk(b)). В разрезах Ш-8п и Ш-9п не выявлено отличий по формам гумуса от разрезов Ш-1п и Ш-4п (рис. 2с, 2d, ABk(b)).

Карбонатные аккумуляции в горизонте ABkb в разрезах Ш-1п и Ш-4п представлены игольчатыми короткими кристаллами в отдельных порах, окруженных островными или прерывистыми Fe-глинистыми пленками, появляются пропиточные карбонаты с кристаллитовым микростроением в микрозонах их концентрации (рис. 2f, 2g, ABk(b)). Вместе с тем в разрезе Ш-8п, но особенно в Ш-9п, фиксируется гораздо более сильное окарбонативание рассматриваемого горизонта ABkb: пропиточные формы практически повсеместны (рис. 2h, 2i, ABk(b)). Примечательно, что сквозь кристаллитовое микростроение пропиточных карбонатов в разрезе Ш-9п видны микрозоны с чешуйчатой ориентировкой железисто-глинистой ТДМ (рис. 2i, ABk(b)).

Горизонт ABk современной почвы заметно проработан мезофауной, диагностируются копролиты, обогащенные органическим веществом, поскольку они более темного цвета, чем окружающая окарбонатная почвенная масса. Почвенная масса агрегирована, выявлены комковатые агрегаты (рис. 2е, ABk(b)). По степени окарбонатности схож с разрезами Ш-8п и Ш-9п (рис. 2j, ABk(b)).

Горизонт Bkb

В горизонте Bkb разреза Ш-1п и особенно Ш-4п отмечается угловато-блоковая микроструктура. Агрегаты разделены порами-трещинами, расположенными под острыми углами друг к другу (рис. 2а, 2b, Bk(b)), тогда как в разрезах Ш-8п и Ш-9п микроструктура массивная, и сеть трещин не прослеживается. Тем не менее, в отдельных микрозонах в описываемом горизонте в разрезах Ш-8п и Ш-9п диагностирована сравнительно активная деятельность мезофауны (рис. 2с, 2d, Bk(b)).

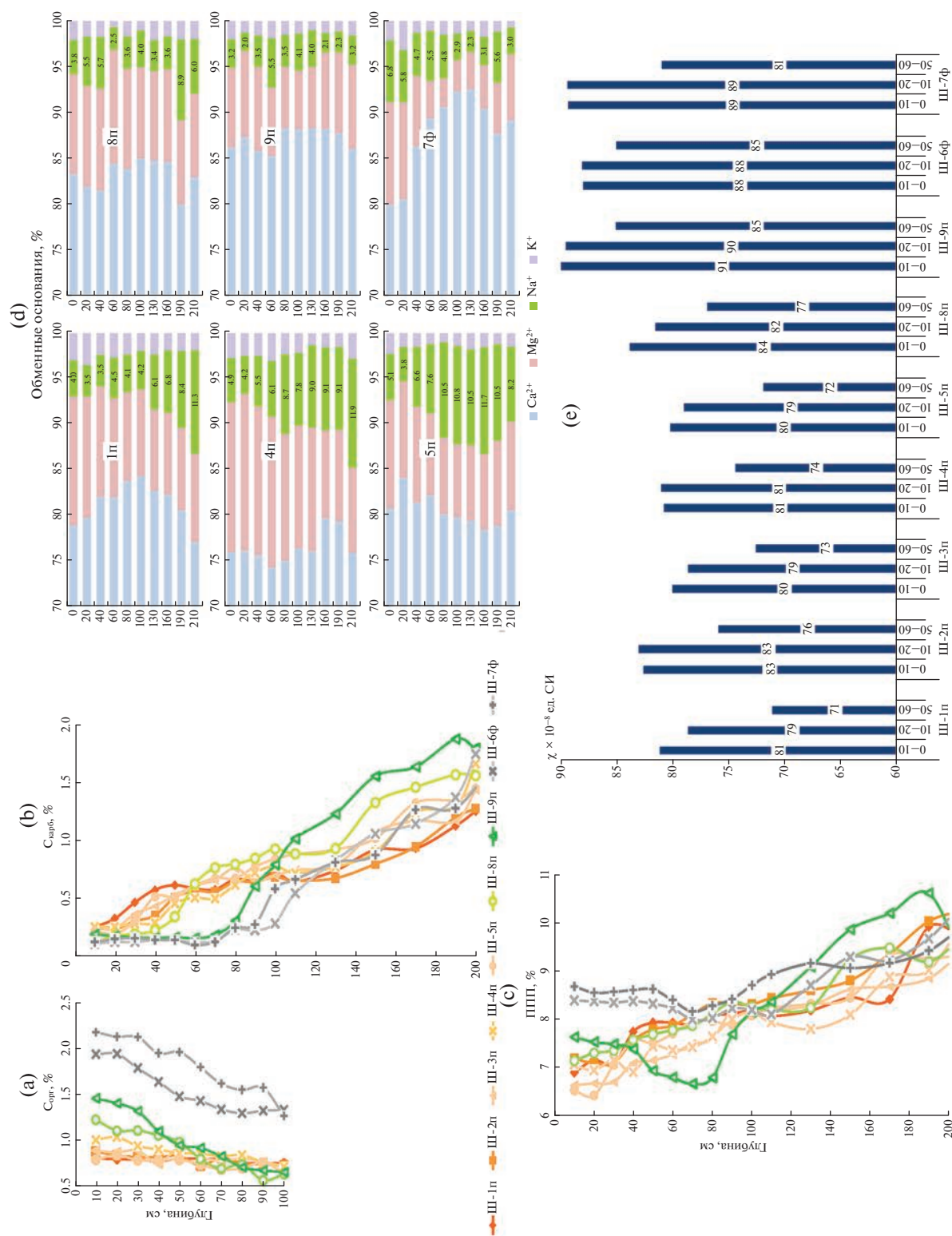
Горизонты Bkb погребенных почв различаются по степени окарбонатности. Для разрезов Ш-1п и Ш-4п характерна неравномерная окарбонатность: пропиточные микрозоны (кристаллитовое микростроение) с микритовыми пленками и инфилингами в порах сменяются менее карбонатными микрозонами (рис. 2f, 2g, Bk(b)), в разрезе Ш-4п встречаются ОКК; поверх карбонатных аккумуляций появляются в заметном количестве пятна оксидов железа. Окарбонатность этого горизонта в разрезе Ш-8п и особенно в Ш-9п значительно больше, разнообразие карбонатных аккумуляций достигает максимума, встречаются ОКК, игольчатый кальцит, микритовые пленки в порах, пропиточные микрозоны в ТДМ, нодули со скрытокристаллическим строением (рис. 2h, 2i, Bk(b)).

Современная почва в этом горизонте очень похожа на разрезы Ш-8п и Ш-9п (рис. 2d, 2с, 2е). Горизонт Bk в разрезе Ш-6ф сильно окарбонатен, есть как пропиточные, так и игольчатые формы, скрытокристаллические нодули. Сплошь окарбонатены копролиты мезофауны, но при этом карбонаты в краевой части копролитов имеют признаки растворения (рис. 2j, Bk(b)). По микроморфологическому строению профиля (за исключением признаков, связанных с распахкой) современная почва наиболее близка к почве разреза Ш-9п.

Исследования *гранулометрического состава* показали, что в исследуемых почвах содержание частиц <0.01 мм составляет от 64 до 73%, а содержание илистой фракции (<0.001 мм) в некоторых случаях достигает 45% (среднем около 35%). Распределение этих фракций по профилям изученных почв позволяет сделать вывод о том, что рассмотренные профили однородны по гранулометрическому составу, который можно охарактеризовать по классификации Н.А. Качинского как легкая глина.

По *содержанию* $C_{орг}$ все палеопочвы характеризуются в 1.5–2 раза меньшим его количеством по сравнению с фоновыми разрезами (рис. 3а). Максимальные значения в современной почве приурочены к верхнему пахотному горизонту Ap и составляют 2.0–2.2%, тогда как в верхнем горизонте погребенных почв значения варьируют от 0.7–0.9% в разрезах Ш-1п...Ш-5п до 1.5% в разрезе Ш-9п. На глубине около 70–80 см во всех погребенных почвах значения $C_{орг}$ схожи и не превышают 0.6–0.7%.

В связи с длительностью погребения около 4000–5000 лет в верхних горизонтах погребенных почв остается от 30 до 50% от исходного содержания органического вещества [11]. Пересчет полученных данных с учетом убыли органического углерода в процессе диагенеза показывает, что в верхнем горизонте погребенных почв с наименьшим актуальным содержанием $C_{орг}$ (разрезы Ш-1п

Рис. 3. Профильное распределение $S_{орг}$ (а), $S_{карб}$ (б), ППП (с), обменных оснований (д), МВ (е) в почвах изученного хроноряда кургана Шумный.

и Ш-5п — раннекатакомбное время) реконструированные значения составляют 1.8%, а с большим актуальным содержанием (разрез Ш-9п — срубное время) — 3.8%.

В *распределении* $S_{\text{карб}}$ по профилям изученных погребенных и современных почв отмечается ясная тенденция увеличения его содержания с глубиной: от 0.1% вверху до 1.9% внизу (рис. 3б). Наибольшее содержание $S_{\text{карб}}$ в верхней части профиля обнаружено в раннекатакомбных погребенных почвах (разрезы Ш-1п...Ш-5п), максимальные значения на глубине 40 см составляют 0.6%, тогда как в срубной почве разреза Ш-9п и в современных почвах (разрезы Ш-6ф и Ш-7ф), эти значения не превышают 0.15%. Содержание $S_{\text{карб}}$ возрастает с глубиной и достигает максимума в нижней части профиля, для палеопочв в разрезах Ш-1п...Ш-5п эти значения в среднем составляют 1.5%, а для разрезов Ш-8п и Ш-9п — 1.9%. Все палеопочвы, кроме разреза Ш-9п, имеют схожий характер распределения $S_{\text{карб}}$: постепенное увеличение значений к нижней части профиля, без выраженных максимумов аккумуляции, тогда как разрез Ш-9п отличается резким скачком возрастания содержания $S_{\text{карб}}$ на глубине 90–100 см. В фоновых почвах содержание $S_{\text{карб}}$ увеличивается с 0.1% в верхней части профиля до 0.8% в средней, максимум приурочен к 200 см и составляет 1.8%.

Кривая распределения ППП в изученных почвах практически повторяет таковую для $S_{\text{карб}}$ в карбонатных горизонтах, показывая, что именно карбонаты вносят наиболее существенный вклад в величину ППП, а также подтверждая достоверность измерения $S_{\text{карб}}$, так как данные получены принципиально разными методами (термическим — ППП и химическим — $S_{\text{карб}}$) (рис. 3с).

По величине *магнитной восприимчивости*, измеренной в первом полуметре профилей погребенных и фоновых почв, можно проследить снижение содержания с глубиной и увеличение значений от начала к концу строительства кургана (рис. 3д). Наименьшими значениями χ ((79–81) $\times 10^{-8}$ ед. СИ) в верхних 20 см характеризуются раннекатакомбные почвы разрезов Ш-4п...Ш-5п, а наибольшие приурочены к срубной почве разреза Ш-9п (91 $\times 10^{-8}$ ед. СИ) и современным почвам ((88–89) $\times 10^{-8}$ ед. СИ).

По данным содержания *обменных оснований* видно, что во всех изученных почвах преобладает обменный кальций, составляя >70% от суммы катионов (рис. 3е). Содержание обменного натрия и магния заметно различается в почвах хроноряд. Наибольшие величины обменного натрия приурочены к нижней части профилей раннекатакомбных палеопочв разрезов Ш-4п, Ш-5п и достигают 11.9%, а в среднем по профилю значения не опускаются ниже 5–6%. В срубной палеопочве

разреза Ш-9п содержание обменного натрия колеблется от 2 до 5.5% по всему профилю. Содержание обменного магния достигает максимума в раннекатакомбной почве разреза Ш-4п — 16.5%, в палеопочве срубного времени разрез Ш-9п значения не превышают 9.4%. Процентное содержание обменного натрия и магния в составе обменных оснований в современной почве ближе к содержанию в почве срубного времени (разрез Ш-9п).

Курганные конструкции

Морфологический анализ курганных конструкций. КК I–IV сооружались одна за другой достаточно быстро, поэтому в процессе полевых работ на них не отмечено горизонтов даже инициальных почв.

КК I сооружена из сильногумусированного, практически черного материала. Ее поверхность четко диагностирована по иссиня-черным пятнам и вкраплениям углистых частиц. В поле предполагали, что КК I могла быть сооружена из вырезанных с близлежащей территории дерновых блоков с высоким содержанием органического вещества. Над разрезом Ш-1п КК I и погребенная под нею почва разделяются прерывистым и тонким (не более 1 см толщиной) выкидом из палево-желтого материала, по которому в поле четко идентифицирована поверхность погребенной почвы.

КК II слабо отличается от КК I, сложена также однородно черным сильногумусированным материалом. Здесь встречаются мелкие кусочки прокала красно-бурого цвета, которые, в частности, были замечены в месте заложения разреза Ш-4п.

КК III выделена по специфичному залеганию — ее склоны характеризуются большей крутизной по сравнению с КК I и II. Для создания более крутого склона КК III, очевидно, использовали особые приемы приготовления материала. Цвет основной массы материала КК I, II и III по шкале Манселла определен как 10YR 3/2.

КК IV характеризуется более светлым цветом, 10YR 4/2, что вероятно связано с большим содержанием карбонатов. Так, материал КК IV интенсивнее вскипал от HCl, чем в КК I–III. Светлый цвет и активное вскипание позволяют заключить, что КК IV сложена материалом с примесью горизонта Bk.

Материал КК V немного темнее КК IV по цвету и менее интенсивно вскипал от HCl: отмечено фрагментарное очень слабое вскипание или его полное отсутствие, тогда как для остальных КК фиксировалось сплошное вскипание.

Микроморфологический анализ курганных конструкций показал, что материал КК I сильно уплотнен, консолидирован. Поровое пространство характеризуется наличием пор-ваг с сильно

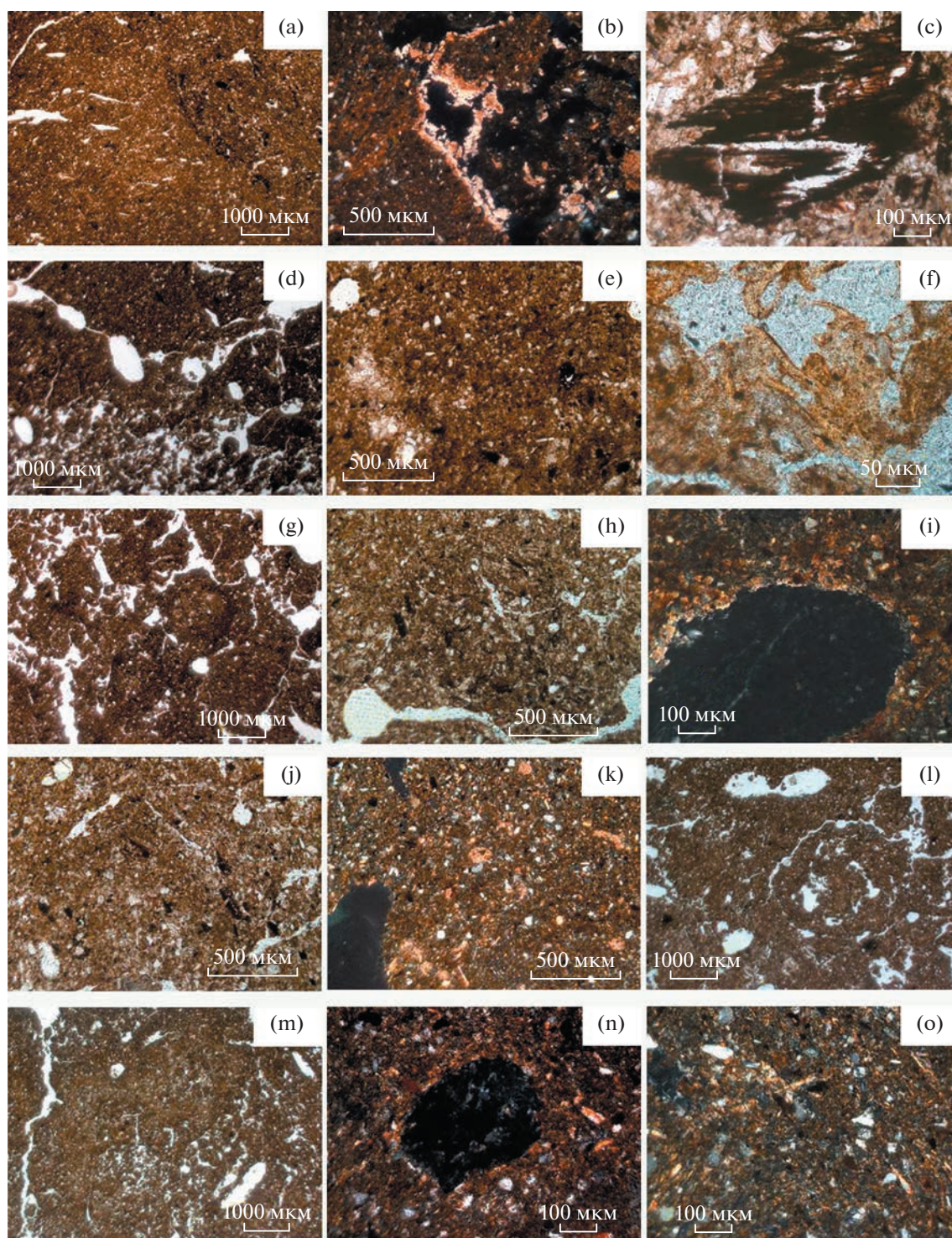


Рис. 4. Микроморфологическое строение конструкций кургана Шумный: КК I (a–c), КК II (d–f), КК III (g–i), КК IV (j–l), КК V (m–o). Фото b, i, k, n, o сняты с анализатором (XPL), остальные – без анализатора (PPL). Пояснения в тексте.

изрезанной конфигурацией и редкими параллельными трещинами усыхания (рис. 4a). Материал общей массы обогащен органическим веществом, что диагностировано по темно-серой пропитке. Карбонатные стяжения приурочены к

порам и расположены в них упорядоченно, как и в исходной почве, хотя отмечаются признаки начала их растворения в центре пор (рис. 4b). К антропогенным добавкам можно отнести углистые включения, местами имеющие четкое клеточное

строение, что характерно для древесного угля; таких включений много (рис. 4с). Диагностированы признаки замешивания, выраженные в равномерном распределении угольной пыли в ТДМ (рис. 4а), также имеются микрозоны, контрастно окрашенные оксидами железа, но при этом не отмечено комочков замешанного материала.

КК II имеет зональное по пористости микростроение: выделяются как уплотненные (рис. 4д, верхняя часть снимка), так и разбитые сетью неупорядоченных трещин и пор сильно дезинтегрированные микрозоны (рис. 4д, нижняя часть снимка). Уплотненные микрозоны характеризуются контрастным строением: при наличии полностью обезжелезненных микроучастков (рис. 4е, слева по краю снимка) выделяются интенсивно окрашенные оксидами железа (рис. 4е, справа основная часть снимка). КК II характеризуется самым темным цветом общей массы, что выражено в сплошной пропитке аморфным органическим веществом (рис. 4д, 4е) и связано с высокой гумусированностью материала. Карбонатные стяжения приурочены к порам и расположены в них упорядоченно. Отмечаются включения материала антропогенного происхождения: обломок речной раковины, сильноминерализованный обломок кости (рис. 4ф, в центре снимка), а также углефицированное органическое вещество, не имеющая клеточного строения.

Материал КК III характеризуется обильными трещинами усыхания (рис. 4г, 4h). Карбонатные стяжения в порах перекристаллизованы, иногда сильно истончены и покрыты пленками оксидов железа (рис. 4и). Диагностированы включения углефицированной органики, как имеющей, так и не имеющей клеточного строения. Важно отметить, что, в отличие от нижележащих КК I и II, КК III демонстрирует признаки значительного изменения исходного материала горизонта Ah погребенной почвы: выделяются комковидные микроагрегаты замешанного материала, подчеркнутые полосами оксидов Fe (рис. 4г, центр) или угольной пыли (рис. 4h, центр);

КК IV характеризуется отчетливыми признаками растрескивания материала (рис. 4j), узкие трещины расположены друг к другу под острыми углами, как и в горизонте ABkb поздnekатакомной почвы. Материал КК IV заметно отличается от материала первых трех насыпей более светлым цветом основной массы, т.е. меньшей степенью пропитки материала аморфным гумусом. Только здесь в основной массе разбросаны мелкие (<100 мкм) карбонатные аккумуляции, сложенные микритом и не приуроченные к порам (рис. 4к). Как и в КК III, здесь отмечаются комковидные микроагрегаты замешанного материала (рис. 4l), углистые включения, расположенные по кругу (рис. 4j).

Материал КК V характеризуется микрозональностью по степени уплотнения: наряду с сильноконсолированными микроучастками отмечается множество пор-ваг, встречаются крупные протяженные трещины (рис. 4m). Основная масса практически бескарбонатная, ТДМ имеет гумусово-глинисто-железистый состав (рис. 4m) с околпоровой ориентацией железисто-глинистого ТДМ (рис. 4n). Включений углефицированного органического вещества немного, они отмечаются лишь в отдельных микрозонах (рис. 4o). Встречаются остатки сильнофосфатизированных костей. Комковидные агрегаты здесь, если и можно выделить, то только предположительно (рис. 4m, центр).

В материале всех изученных КК обнаруживаются специфические скопления гумусово-железистых округлых пятен в ТДМ, похожие на колонии микроорганизмов (рис. 5la–1e). Иногда такие скопления сопровождаются обломками речных раковин (рис. 5la–1c, 2e, указано стрелками). Максимальное количество мелких колоний представлено в КК II и III. Они обильно встречаются и в КК IV, но более крупные и четко выраженные (рис. 5ld). В КК V видны единичные колонии, они более сильно окрашены оксидами железа, чем гумусом (рис. 5le). Колонии практически везде сопровождаются мелкими осколками раковин и обломками карбонатных пород. Подобных, похожих на колонии, пятен не зафиксировано ни в одном из горизонтов погребенных под курганом почв.

Физико-химические свойства. Гранулометрический состав всех КК характеризуется как легкая глина. Содержание $C_{\text{орг}}$ (рис. 5а) в КК I–IV не превышает 1% и колеблется в диапазоне 0.1–1.0%; при этом оно минимально для материала КК II и составляет 0.8%. В КК V отмечается наибольшее содержание $C_{\text{орг}}$ – 1.6%. Распределение процентного содержания $C_{\text{карб}}$ (рис. 5b) в КК отражает обратную картину – максимальные значения здесь приурочены к материалу КК II и составляют 0.3%, а минимальные к КК V – 0.1%. ППП колеблются от 7–7.5 в КК I–IV до 8% в КК V (рис. 5с).

МВ характеризуется минимальной величиной в материале КК II (80.2×10^{-8} ед. СИ), хотя КК I, III и IV имеют лишь немного большие величины (80.4 – 84.9×10^{-8} ед. СИ). Отмечается тренд увеличения магнитной восприимчивости от ранней (КК I) к поздней (КК V) конструкциям в кургане, в последней она достигает максимума – 92.6×10^{-8} ед. СИ (рис. 5d).

В составе обменных оснований во всех изученных КК безусловно преобладает кальций, составляя более 75–80% от суммы катионов (рис. 5е). Содержание магния колеблется в пределах 9–13%, калия во всех КК около 2%. Вместе с тем доля обменного натрия в составе обменных оснований

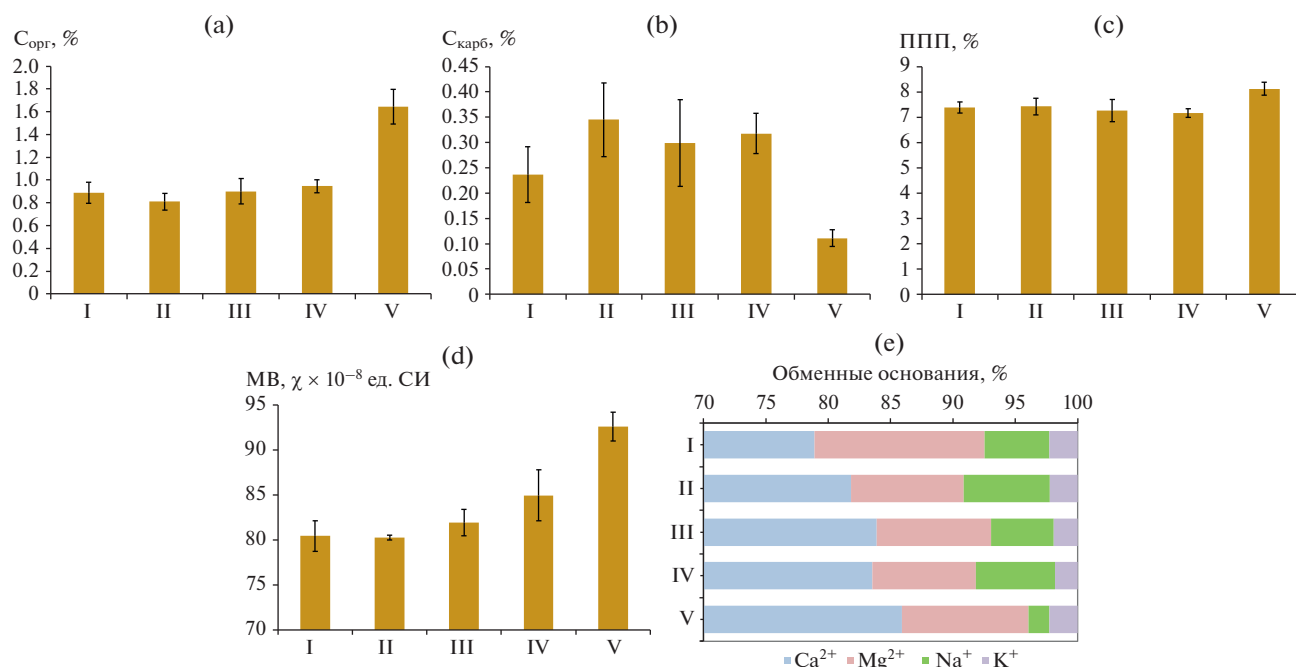


Рис. 5. Физико-химические свойства материала курганных конструкций кургана Шумный. Содержание $C_{\text{орг}}$ (a), $C_{\text{карб}}$ (b), ППП (c), МВ (d), обменных оснований (e). I–V на горизонтальной оси (a–d) и горизонтальной оси e – номер курганный конструкции кургана Шумный.

заметно различается. Наиболее высокое содержание отмечается в КК II и составляет 6.9%, тогда как для КК V всего 1.7%. В других КК значения колеблются от 5.0 до 6.4%.

Спорово-пыльцевой анализ. В верхних горизонтах разрезов Ш-1п...Ш-3п – раннекатакомбное время (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.) – палиноспектры имеют близкий состав: преобладает пыльца покрытосеменных растений, пыльца хвойных растений имеет второстепенное значение. В данной подгруппе преобладает пыльца сосны, морфологические особенности которых позволяют отнести их к секции *Sula* и виду *Pinus kochiana*. Современный ареал сосны Коха приурочен к более южным областям и территории Крыма. Кроме этого, в группе голосеменных растений отмечены единичные зерна пихты (*Abies*), ели (*Picea*), можжевельника (*Juniperus*).

В подгруппе древесных покрытосеменных растений преобладает пыльца мелколиственных пород: берез (*Betula*), ольхи (*Alnus*), ивы (*Salix*). Широколиственные породы представлены пыльцой дуба (*Quercus*), вяза (*Ulmus*), а в палеопочве Ш-1п отмечены единичные зерна липы (*Tilia*) и граба (*Carpinus*).

Травянистая растительность складывается в основном из пыльцы злаков и разнотравья. Споры представлены многожизновыми (*Polypodiaceae*), уховниковыми (*Ophioglossaceae*) и плауновыми (*Lycopodiaceae*). Кроме этого, отмечены единичные зерна сфагновых мхов.

Вышеописанный состав палиноспектров может свидетельствовать о развитии на прилегающей территории в раннекатакомбное время (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.) разреженных сосняков по склонам водоразделов, с небольшими куртинами лесной растительности на самих водоразделах, где превалировали дубравы с участием, клена, липы, граба, вяза, с подлеском из представителей семейства *Rosaceae*: шиповника, малины, ежевики, облепихи (*Hippophae rhamnoides*) и орешника (*Corylus*). На опушках и полянах присутствовали земляничники. В долине были развиты в основном березняки и ольшаники.

Состав палиноспектров проб из палеопочв позднекатакомбного времени (4700–4200 л. н. или XXVII–XXII вв. до н. э.) разрезов Ш-4п, Ш-5п и Ш-8п близок. В пробах хвойные породы представлены пыльцой сосны, близкой по морфологии виду *Pinus kochiana*. Единично отмечена пыльца пихты (*Abies*), ели (*Picea*), лиственницы (*Larix*) и можжевельника (*Juniperus*).

Возрастает роль покрытосеменных древесных пород, становится богаче видовой состав пыльцы. На фоне преобладания пыльцы мелколиственных пород в составе широколиственной ассоциации появляется пыльца грецкого ореха (*Juglans*), максимальные значения которой отмечены в пробе из разреза Ш-4п. Единично в пробе из разреза Ш-5п обнаружена пыльца каркаса (*Celtis glabrata*). Наличие этих двух элементов флоры – грецкого ореха и каркаса, указывает на значи-

тельное потепление климата. На данном этапе на плакорах были развиты дубово-вязовые леса несомкнутого ряда, с участием клена, граба, каркаса, грецкого ореха. Подлесок формировали лещина и элементы семейства розоцветных (*Rosales*). Склоны водоразделов могли быть заняты сосновым редколесьем. Вдоль береговой линии водоемов доминировали ольшаники и ивняки.

Среди травянистых растений в пробе из разреза Ш-4п максимальную из всех сравниваемых проб долю составляла пыльца маревых (*Chenopodiaceae*), а в пробе из разреза Ш-5п обнаружены пыльцевые зерна полыни (*Artemisia*), что указывает на аридизацию климата. Поскольку больше ни в одной из проб, кроме современной почвы, такого количества пыльцы маревых не встречается, и полностью отсутствуют даже единично зерна полыни, можно заключить, что аридизация имела эпизодический характер, не была продолжительной. В современной почве высокая доля пыльцы маревых, помимо современной аридизации климата, может быть обусловлена тотальным нарушением растительного покрова за счет агрогенной деятельности

Проба срубной палеопочвы (3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э.) разреза Ш-9п характеризуется примерно равным содержанием пыльцы древесной и травянистой растительности. Здесь в составе проб среди хвойных пород появляется пыльца сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris*) наравне с сосной Коха, а также отмечено появление спор дифазии альпийского (*Diphazium alpinum* (L.) Rothm.). Резко беднеет видовой состав пыльцы покрытосеменных древесных пород. Березняки и ивняки произрастали вблизи водоемов, на водоразделах широко были развиты дубово-вязовые (*Querus-Ulmus*) леса, с участием липы (*Tilia*), бигричины (*Legustrum vulgare*) и жасмина (*Jasminum fruticans*). Состав пыльцы травянистой растительности отражает примерно те же экологические условия, что и для предыдущего этапа. Резкое сокращение участия пыльцы злаковых растений может указывать на увеличение количества осадков и появление сильнообводненных территорий к моменту заложения V КК (3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э.). На это указывает большое количество спор ликоподиеллы заливаемой (*Lycopodiella inundata*) и появление спор дифазии альпийского (*Diphazium complanatum*).

В целом палиноспектр разреза Ш-9п свидетельствует об увеличении увлажнения по сравнению с условиями для других разрезов и, возможно, похолодании в срубное время (табл. 2).

Пыльцевой спектр пробы из современной почвы отразил примерно равные соотношения пыльцы древесной и травянистой растительности. Состав пыльцы хвойных пород представлен сосной Коха, сосной обыкновенной и можже-

вельником. Эти группировки образуют заросли по склонам возвышенностей, где сосна Коха формирует низкорослые криволесья. На водоразделах развиты в основном вязовые леса с участием ясеня и единично дуба, липы, грецкого ореха. Березняки и ольшаники занимают переувлажненные участки и прибрежные линии водоемов, что соответствует растительности пойм близлежащих рек Малый Зеленчук и Средний Зеленчук (притоки р. Кубань). Состав пыльцы трав отражает существование на прилегающей территории луговых ассоциаций (пойменные луга), а также наличие пахотных угодий (злаков 10.8%). Значительное количество пыльцы маревых (*Chenopodiaceae* 24.4%) в данном случае указывает на расширение площадей, нарушенных при хозяйственной деятельности человека. В настоящее время на территории исследований на водоразделах развиты причерноморские дерновинно-злаковые сухие ковыльные степи, а в предгорьях Западного Кавказа — причерноморско-заволжские степи с локальными дубовыми лесами.

Описание палинологического спектра современной растительности характеризует растительный покров значительного региона усреднено, что неоднократно подчеркивалось палинологами при проведении спорово-пыльцевого анализа.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Курганные конструкции — свойства и технологии строительства. Комплекс проведенных исследований дает возможность предположить из чего и каким образом создавалась та или иная КК.

Для создания КК I (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.) использовали материал горизонта Ahb палеопочв, представленных в разрезах Ш-1п...Ш-3п. На это указывает темный цвет КК I, сопоставимое содержание органического вещества в ней и в указанном горизонте палеопочв и равномерное распределение гумусовой пропитки в ее материале, установленное на основе микроморфологического анализа. Для строительства КК I применяли грубый замес — наиболее примитивный способ строительства кургана, при котором почвенный и антропогенный материал совсем недолго и нетщательно перемешивали и в таком виде выкладывали в КК. При таком замешивании часть почвенного материала не разрушается, сохраняется его изначальная (почвенная) структура и сложение, что отмечалось при микроморфологическом изучении. Вместе с тем, на замешивание указывают относительно равномерное распределение в материале КК I углистых частиц и чередование разноокрашенных оксидов железа микрон; на трамбовку — уплотненность материала (рис. 4а) и наличие пор-ваг [30], а на использование воды — подвижность оксидов железа, обнаруженная в материале КК I и не вы-

Таблица 2. Спорово-пыльцевые данные педохроноряда в кургане Шумный

Состав спорово-пыльцевых спектров	Разрез							
	Ш-1п	Ш-2п	Ш-3п	Ш-4п	Ш-5п	Ш-8п	Ш-9п	Ш-6ф
Всего пыльцы древесной растительности, %	34.3	30.4	47.9	28.5	36.4	31.5	43.3	44.8
Всего пыльцы травянистой растительности, %	47.8	56.3	35.7	50.4	40.5	45.3	38.3	38.7
Всего спор, %	17.9	13.3	16.4	21.1	23.1	23.2	18.4	16.5
Всего насчитано зерен, шт	201	135	171	274	173	181	141	232
<i>Picea aff. abies</i> (L.) Karst.		2.4	3.6	1.3	—	—	—	—
<i>Pinus sect. Sula</i>	24.6	31.8	25.6	25.6	15.9	36.8	16.4	27.9
<i>P. sylvestris</i> L.	—	—	—	—	—	—	13.1	10.6
<i>Abies aff. alba</i> Mill.	2.9	—	—	—	1.6	—	—	—
<i>Larix aff. polonica</i> Racib.	—	—	—	—	1.6	—	—	—
<i>Juniperus communis</i> L.	4.3	7.3	18.4	6.4	6.3	—	6.6	5.8
Всего пыльцы голосеменных растений, % от суммы пыльцы древесных	31.8	41.5	47.6	66.7	25.4	36.8	36.1	44.2
<i>B. sect. Albae et Fruticosa</i>	20.3	19.5	9.8	12.8	11.1	10.5	13.1	18.3
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	18.8	12.2	6.1	11.6	12.7	10.5	6.6	3.8
<i>Corylus avellana</i> L.	4.5	—	4.8	3.8	9.5	5.3	—	2.9
<i>Carpinus betulus</i> L.	5.8	—	3.8	—	6.5	3.5	—	—
<i>Celtis aff. caucasica</i> Willd.	—	—	—	—	3.2	—	—	—
<i>Quercus robur</i> L.	4.3	9.7	4.8	10.2	6.3	1.7	6.6	1.9
<i>Acer aff. platanoides</i> L.	1.4	—	—	3.8	4.8	3.6	4.9	—
<i>Tilia cordata</i> Mill.	2.9	—	—	—	—	—	3.3	1.9
<i>Legustrum vulgare</i> L.	—	—	—	—	—	—	3.3	—
<i>Juglans regia</i> L.	—	—	2.4	6.4	3.1	3.5	—	1.9
<i>Ulmus aff. foliacea</i> Gilib.	5.9	7.3	9.8	8.9	11.1	12.3	14.6	12.6
<i>Fraxinus oxycarpa</i> Willd.	—	—	3.6	3.8	3.2	7.0	6.6	6.7
<i>Salix cinerea</i> L.	4.3	4.9	7.3	5.4	3.1	5.3	4.9	5.8
Всего пыльцы покрытосеменных древесных растений, % от суммы пыльцы древесных	68.1	58.5	52.4	66.7	74.6	63.2	63.5	55.8
<i>Chenopodiaceae</i>	7.7	8.6	3.4	19.9	5.5	18.6	7.5	24.4
<i>Compositae</i>	3.2		3.3	7.2	2.7	4.0	—	3.9
<i>Artemisia</i> sp.					0.9			
<i>Asteraceae</i>		1.1						
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	12.1	11.7	4.5	5.2	14.5	4.2		2.3
<i>Aretium tomentosum</i> Mill.							1.3	
<i>Arenaria graminifolia</i> Schrod.	—	—	—	—	—	1.6	—	—
<i>Scobiosa ochroleuca</i> L.	—	—	—	—	—	—	1.3	—
<i>Crassulaceae</i>	—	—	—		—	—	—	0.8
<i>Sedum acre</i> L.				0.5				
<i>Hedera taurica</i> Coer.	—	—	—	2.0	—	—	—	—
<i>Althaea officinalis</i> L.	—	—	—	—	—	—	1.3	—
<i>Jasminum fruticans</i> L.	—	—	—	—	1.8.	—	2.5	3.9
<i>Grossulariaceae</i>	—	—	—	0.5	—	—	—	—
<i>Cichoriaceae</i>	4.5	10.6	5.6	7.1	—	12.1	16.1	7.8
<i>Liliaceae</i>	0.7	7.4		2.6	0.9	3.2	3.8	3.1

Таблица 2. Окончание

Состав спорово-пыльцевых спектров	Разрез							
	Ш-1п	Ш-2п	Ш-3п	Ш-4п	Ш-5п	Ш-8п	Ш-9п	Ш-6ф
<i>Lilium aff. martagon</i> L.	0.7			0.5	2.7			
<i>Asphodelina lutea</i> (L.) Roichend.			1.2					
<i>Urticaceae</i>	0.7	—	—	—	—	0.8	—	0.8
<i>Polygonaceae</i>	—	—	—		—	—		0.8
<i>Polygonum amphium</i> L.				1.1				
<i>Polygonum bistorta</i> L.							5.0	
<i>Valerianaceae</i>	—	—	—	—	—	—		1.7
<i>Valeriana aff. stolonifera</i> Crern.							1.3	
<i>Polemonium coeruleum</i> L.	—	—	—	—	1.8	—	—	—
<i>Fabaceae</i>	4.5	6.4	4.6	5.2	1.8	7.2	5.0	3.1
<i>Ranunculaceae</i>		2.1	—	—		—	—	—
<i>Adonis wolgensis</i> Stev.					0.9			
<i>Hippophae rhamnoides</i> L.	3.2	—	—	—	—	—	—	—
<i>Scheuchzeria palustris</i> L.		2.1		2.0	1.8			
<i>Linum tenuifolium</i> L.	0.7	7.4	5.6	—	—	—	—	—
<i>Plumbago europaea</i> L.	—	3.2	—	—	—	—		—
<i>Limonium capsicum</i> (Willd) Gams.							1.3	
<i>Potamogeton natan</i> L.	—	—	—	—	—	—	1.3	—
<i>Nelumbo capsicum</i> (DC.) Fisch.	—	—	—	—	0.9	—	—	—
<i>Gentiana aff. pneumonanthe</i> L.	0.7	—	—	—	—	—	—	—
<i>Veronica beccabunga</i> L.	0.7	—	—	1.0	—	—	—	—
<i>Poaceae</i>	23.5	12.8	20.2	6.1	20.2	8.8	6.3	10.8
<i>Lamiaceae</i>			4.4	2.0	4.5	2.4		3.9
<i>Salvia verticillata</i> L.	2.3							
<i>Glechoma hirsula</i> Waldst.		2.1						
<i>Rosaceae</i>	6.8	5.3	15.7	7.6	2.7	2.4	13.3	4.6
<i>Cyperaceae</i>	0.7	4.9	—	—	—	—	—	1.6
<i>Typhaceae</i>	—	—	—	—	—	0.8	—	0.8
Всего пыльцы травянистых растений, % от суммы травянистых и спор	72.7	80.8	68.5	70.4	63.6	66.1	67.5	72.7
<i>Polypodiaceae</i>	8.3	10.6	6.7	8.2	13.6	6.4	3.8	2.3
<i>Lycopodiaceae</i>				4.1	3.6	4.8	5.0	3.1
<i>Lycopodium selago</i> L.	2.3		4.5					
<i>Lycopodiella inundata</i> (L.) Holub.		2.2	10.1	4.1	7.2	6.5	7.5	1.6
<i>Diphazium alpinum</i> (L.) Rothm.							2.5	
<i>Pteridium tauricum</i> (C. Presl) V.	8.3		4.5	4.1	2.9	3.2	6.3	4.7
<i>Ophioglossaceae</i>	3.0	4.2	3.4	7.1	6.4	5.6	6.3	3.9
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	—	—	—	—	—	3.2	—	3.1
<i>Huperziaceae</i>	—	—	—	—	0.9	—	—	—
<i>Osmundaceae</i>	—	—	—	—	0.9	—	—	1.6
<i>Sphagnum</i> sp.	1.5	1.1	2.3	—	0.9	2.4	1.3	—
<i>Bryales</i>	3.8	1.1	—	2.0	—	1.6	—	7.0
Всего спор, % от суммы травянистых и спор	27.3	19.2	31.5	29.6	36.4	33.9	32.5	27.3

явленная в горизонте Ahb палеопочв. Древесный уголь добавляли, как в виде относительно крупных частиц, так и пыли. Наличие в порах ненарушенных карбонатных аккумуляций, таких же, как описаны в горизонте Ahb, говорит о том, что использование воды было непродолжительным, а ее воздействие на используемый почвенный материал — небольшим.

При строительстве КК II (4700–4500 л. н. или XXVII–XXV вв. до н. э.) применялись также грубый замес и трамбовка в сухом состоянии, либо при небольшом увлажнении. Об этом свидетельствует высокая неоднородность материала КК II (рис. 4d), в котором почвенные признаки изменены несущественно и легко читаются. Так же, как для КК I, при строительстве КК II использовался преимущественно материал горизонта Ahb с небольшой примесью антропогенных материалов: угольная пыль от сжигания травы, кости.

Свойства материала КК III (4700–4500 л. н. или XXVII–XXV вв. до н. э.) свидетельствуют о применении более тщательного замеса с использованием большего, чем для КК I–II, количества воды, на что указывают полосы оксидов железа и перекристаллизованные карбонатные стяжения в порах, которые иногда сильно истончены и покрыты пленками оксидов железа (рис. 4i).

Таким образом, при сходстве исходных материалов, взятых для строительства всех трех конструкций, КК III выделяется наиболее значительными масштабами использования воды, как по количеству, так и по длительности воздействия, приведшими к заметным изменениям исходного микростроения ТДМ горизонта Ahb и карбонатных стяжений. Лишь в КК III отчетливы признаки замешивания материала, что, по-видимому, было необходимо для обеспечения большей прочности и устойчивости при создании ее крутых склонов.

Приемы, использованные при строительстве КК IV (4500–4200 л. н. или XXV–XXII вв. до н. э.): интенсивное механическое воздействие в виде замешивания и трамбовки с большим использованием воды, добавление углефицированного органического вещества, использование смеси горизонтов Ah и ABk из почвы, аналогичной той, что представлена в разрезе Ш-8п. Возможны добавки материала горизонта Bkb, о чем свидетельствует большое количество карбонатных аккумуляций в основной массе материала только в КК IV (рис. 4k).

Основное отличие КК V (3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э.) от всех остальных в том, что она сооружена практически из бескарбонатного материала горизонта Ah палеопочвы, аналогичной той, что представлена в разрезе Ш-9п. Приемы сооружения те же, что и для более ранних КК — замешивание и трамбовка с использованием воды. Об этом свидетельствуют начальная стадия ориентировки железисто-глинистого ТДМ вокруг

пор (рис. 4n) и растрескивание почвенной массы после высыхания (рис. 4m). По сравнению с другими КК антропогенных материалов здесь использовали меньше, так как отмечается совсем небольшое количество углефицированного органического вещества (рис. 4o) и включений сильно разложившихся костей.

Описанные скопления гумусово-железистых округлых пятен в ТДМ всех конструкций кургана (рис. S1), как нам представляется, свидетельствуют об использовании речного ила при их создании, поскольку не обнаружено аналогичных гумусово-железистых новообразований ни в одном из горизонтов изученных погребенных почв. Кроме того, практически во всех КК наличие таких новообразований сопровождалось присутствием обломков речных раковин или карбонатных пород. Можно заключить, что использовали речной ил для создания всех КК, но особенно много для КК II и III. Использование речного ила — довольно рутинная практика при строительстве курганов как в степной [37, 46], так и лесной зоне России [42].

Физико-химические свойства материалов КК указывают на существенные различия между сооруженными в катакомбное и срубное время. Материалы КК I–IV близки по физико-химическим свойствам и отличаются от КК V, материалом для строительства которой послужила почва, аналогичная изученной в разрезе Ш-9п. В материале КК V достигают максимума содержание $S_{орг}$, величина MB, и минимума — содержание $S_{карб}$ и Na в составе обменных оснований. Эти изменения указывают на увеличение атмосферных осадков от раннекатакомбного к срубному времени. При этом более детальный анализ первых четырех КК показывает, что материал КК II, взятый из почвы, актуальной времени сооружения этой КК, (в кургане подобная почва представлена в разрезе Ш-4п), имеет наибольшие величины содержания $S_{карб}$, Na в составе обменных оснований и наименьшие $S_{орг}$ и MB. Это указывает на то, что в пределах раннекатакомбного времени климатические условия менялись в сторону аридизации.

Основной материал для строительства кургана, в частности, каждой КК, брался преимущественно из верхних горизонтов почв, а учитывая внушительные размеры памятника, ясно, что он собирался с достаточно большой площади, выходящей далеко за пределы кургана. Лишь редко и в малых количествах использовался материал средних горизонтов. Это важно помнить при сравнении свойств материалов КК и погребенных под ними почв.

Свойства почв. Морфологический анализ показал, что в раннекатакомбное время происходило усиление карбонатности гумусового горизонта Ahkb изученных палеопочв: от разрезов

Ш-1п...Ш-3п под КК I, к разрезам Ш-4п и Ш-5п, погребенных под КК II и III соответственно: увеличивалось морфологическое проявление карбонатных аккумуляций, выпотов и псевдомицелия. В разрезах Ш-4п и Ш-5п корнеходы не выделялись контрастно темным цветом на фоне общей массы горизонтов Ahkb и, были заполнены копролитами не более, чем на 50%, в горизонте ABkb они были в основном пустыми, а в горизонте Bkb было заметно, что корнеходы утратили свои четкие границы, превратились в расплывчатые, чуть более темные, чем окружающая почва, полосы, в большинстве случаев они содержали карбонатный псевдомицелий.

В палеопочве, погребенной в позднекатакомбное время под КК IV, разрез Ш-8п, отмечаются начальные, малозаметные признаки усиления процессов гумусоаккумуляции, выраженные в более темном цвете гумусового горизонта по сравнению с раннекатакомбными палеопочвами, а также ослабления аккумуляции карбонатов — уменьшение выраженности псевдомицелия в общей массе гумусового горизонта. На основе оценки количества и качества нор землероев на стенке разреза здесь можно говорить об уменьшении активности почвенных животных, выраженной в снижении числа свежих нор в разрезе Ш-8п.

В палеопочве, погребенной в срубное время под КК V, разрез Ш-9п, признаки усиления процессов гумусоаккумуляции и значительного уменьшения аккумуляции карбонатов в гумусовом горизонте становятся ярко выраженными: цвет гумусового горизонта наиболее темный из всех палеопочв хронология, карбонаты вытеснены из почвенной массы до глубины 40 см. Максимум накопления карбонатов ярко выражен, но смещается глубже, в горизонт Bkb, в котором густая сеть псевдомицелия сплошь пронизывает почвенную массу, а также заполняет корнеходы. Здесь представлены и скопления плотных конкреций (белоглазка). В профиле этой почвы деятельность землероев наименее активная, что установлено в заметном, даже по сравнению с разрезом Ш-8п, уменьшении количества свежих нор.

Фоновая почва по большинству признаков похожа на палеопочву под КК V. Стоит иметь в виду, что современная почва распаивается, следовательно, ее гумусовый и карбонатный профили трансформированы под влиянием сельскохозяйственного воздействия. При распашке степных почв содержание органического углерода уменьшается, по крайней мере, в пахотном горизонте, а карбонаты подтянуты к поверхности [27, 39]. Поэтому палеоклиматические реконструкции приводим на основании рассмотрения изменчивости свойств изученных палеопочв, и с оговорками сравниваем современную пахотную почву с погребенными почвами.

Итак, за время строительства кургана (от раннекатакомбной к срубной культуре) произошло увеличение содержания $S_{орг}$ в верхней части профиля, уменьшилось содержание $S_{карб}$ в верхней части профиля и произошла аккумуляция его в нижней части, возросло содержание MB, Na^+ и Mg^{2+} в составе обменных оснований. Величина MB зависит от количества среднегодовых атмосферных осадков: чем больше осадков, тем больше MB в автоморфных почвах степной зоны. Это объясняется реакцией бактерий-железоредакторов, находящихся в гумусовом горизонте, которые реагируют на климатические изменения [28].

Вместе с тем, если сравнить палеопочвы раннекатакомбного времени между собой, можно отметить в палеопочвах под КК II и III, разрез Ш-4п и Ш-5п, наименьшие показатели по $S_{орг}$ и MB, с одной стороны, и максимальные показатели по содержанию карбонатов и обменного натрия, а также признаков активности землероев, с другой, по сравнению с разрезами Ш-1п...Ш-3п (погребенными под КК I). Все эти признаки указывают на усиление аридизации за время от начала к концу формирования почв раннекатакомбного времени. Кроме этого, по данным микроморфологического анализа лишь в разрезе Ш-4п в гумусовом горизонте обнаруживаются ОКК, являющиеся индикаторами резко контрастных климатических условий [29], а в средней части профиля — специфические узкие трещины, расположенные под острыми углами друг к другу и иногда выступающие индикаторами процессов слитизации в аридных почвах [40]. Поскольку никаких других признаков проявления процессов слитизации в изучаемых почвах не обнаружено, появление характерных трещин в разрезе Ш-4п также отнесли на счет усиления аридизации и более глубокого просыхания профиля почв в изучаемое время.

Палеоклиматические реконструкции по результатам палинологического анализа. За время строительства кургана Шумный выделены три этапа развития растительного покрова, которые были обусловлены изменением климатических показателей — теплообеспеченности и влажности:

1 этап — раннекатакомбная культура (4800–4700 л. н. или XXVIII–XXVII вв. до н. э.), для которой характерен аридный, умеренно теплый климат. Палиноспектры показали присутствие здесь разреженных сосняков, преобладание мелколиственных пород (береза, ольха, ива), злаков и разнотравья.

2 этап — позднекатакомбная культура (4700–4200 л. н. или XXVII–XXII вв. до н. э.) — потепление и уменьшение влажности климата в короткий интервал времени. Только в пробах этого этапа максимальную долю составляла пыльца маревых (*Chenopodiaceae*) и полыни (*Artemisia*), что указывает на аридизацию климата. Поскольку больше

ни в одной из проб такого количества пылцы указанных растений не встречается, можно заключить, что аридизация имела эпизодический характер, не была продолжительной.

3 этап — срубная культура (3500—3000 л. н. или XV—X вв. до н. э.) — похолодание и резкое увеличение влажности. Увеличение количества осадков и появление сильнообводненных территорий в регионе к моменту строительства КК V (3500—3000 л. н. или XV—X вв. до н. э.) отразились на резком сокращении участия пылцы злаковых растений. В целом палиноспектр данного временного интервала свидетельствует об увеличении увлажнения по сравнению с условиями, в которых формировались ранее погребенные почвы, и, возможно, похолодании в срубное время (табл. 2).

Палеоклиматические реконструкции, основанные на результатах физико-химических, микроморфологических и палинологических данных педохроноряда кургана Шумный, приводят к заключению, что он построен в эпоху усиления гумидности климата. От раннекатакомбного к срубному времени происходит смена климатических условий — увеличивается атмосферное увлажнение и снижается среднегодовая температура. Усиление увлажнения отразилось на гумусовом и карбонатном профиле, содержании $C_{орг}$, Na в составе обменных оснований и величине MB.

На примере кургана Шумный удалось проследить изменения свойств почв не только за длительный интервал времени (около 1000 лет), но и за более короткий (не более 100 лет). Временной разрыв между строительством КК I—III не такой большой, по сравнению с интервалом между КК IV и V. В коротковременном хронологическом ряду палеопочв раннекатакомбной культуры отражается нарастающие аридных условий природной среды от начала к концу этого хроноинтервала. В палеопочвах под КК II—III, разрезы Ш-4п...Ш-5п, в морфологическом строении зафиксировано появление особых форм карбонатных аккумуляций в гумусовом горизонте (ОКК), специфических тонких трещин в почвенной массе срединных горизонтов, по физико-химическим свойствам отмечены наименьшие показатели по $C_{орг}$ и MB, с одной стороны, и максимальные показатели по содержанию карбонатов и обменных Na^+ и Mg^{2+} , а также наибольшая активность землероев, с другой. Далее, постепенно от позднекатакомбного к срубному времени, климатические менялись на гумидные и прохладные, схожие с современными. От начала к концу строительства кургана шло постепенное выщелачивание карбонатов из поверхностных горизонтов, вытеснение обменного натрия и магния из почвенного поглощающего комплекса и накопление $C_{орг}$. Наиболее влагообеспеченной является палеопочва под КК V (срубная культура, 3500—3000 л. н. или XV—X вв. до н. э.). В свою оче-

редь, это свидетельствует, что срубный период имел более благоприятные климатические условия для биопродуктивности, чем раннекатакомбный и современный периоды, что подтверждается данными палинологического анализа.

Согласно палеоклиматической реконструкции по археологическим памятникам, в Нижнем Поволжье в XVI и XII вв. до н. э. складывались благоприятные климатические условия [9]. Ранее отмечалось, что на протяжении второй половины 3—2 тыс. до н. э. произошли существенные эволюционные преобразования почв, обусловленные сменой климатических условий от аридных к более гумидным [33]. В степях Нижнего Поволжья было отмечено, что усиление гумидности началось во второй четверти 2 тыс. до н. э. и продолжалось, вероятно, вплоть до XIII—XII вв. до н. э. [4, 10], что безусловно подтверждает полученные данные.

Подтверждение вывода находит отражение и во многих исследованиях в соседних регионах, проведенных с участием авторов [14, 26, 35, 36, 44, 46].

От начала к концу сооружения КК физико-химические свойства их материалов менялись: увеличивались содержание $C_{орг}$ и величина MB, при этом снижалось содержание $C_{карб}$ и Na^+ , Mg^{2+} в составе обменных оснований. Стоит отметить, что при строительстве КК помимо небольшого количества антропогенных примесей использовался преимущественно материал горизонта Ahb, однако при строительстве КК IV (4500—4200 л. н. или XXV—XXII вв. до н. э.) была использована смесь горизонтов Ah и ABk почвы, аналогичной той, что представлена в разрезе Ш-8п. Но также были и добавки материала горизонта Bkb, о чем свидетельствует большое количество карбонатных аккумуляций в основной массе материала только в КК IV и значительно большего содержания $C_{карб}$ в ней в отличие от верхних горизонтов палеопочвы Ш-8п. Важно подчеркнуть, что направленность изменчивости свойств почв в изученном хронологическом ряду совпадает с таковой для материалов КК, с учетом горизонтов, из которых был взят материал для их строительства. Это означает, что изменчивость свойств материалов в составе разновременных КК также подтверждает выводы об изменении климата, полученные на основе изучения свойств погребенных под курганом почв. А поскольку почвенный материал для КК собирался с обширной площади вблизи кургана, это делает более правдоподобными и обоснованными выводы об изменении климата на основе изучения свойств погребенных под курганом почв. Можно заключить, что материалы КК являются дополнительным независимым источником почвенной информации, генерализированной для сравнительно обширной (по сравнению с

площадью, занятой собственно курганом) местности вокруг кургана. Значительный объем использованного для строительства КК почвенного материала позволил сохранить его основные физико-химические свойства неизменными несмотря на то, что при сооружении использовались сложные технологии, нарушившие нативное строение почвы (интенсивное механическое воздействие), и был добавлен разнородный материал в виде речного ила, костей, угольной пыли.

ВЫВОДЫ

Разностороннее геоархеологическое изучение крупного кургана Шумный, позволило сделать ряд выводов:

1. За время строительства памятника в центральной части степной зоны Русской равнины происходит смена климатических условий — увеличивается атмосферное увлажнение и снижается среднегодовая температура от раннекатакомбного к срубному времени. Раннекатакомбное время по морфологическим наблюдениям дополнительно можно охарактеризовать как аридное, приведшее к дополнительному окарбоначиванию верхних горизонтов и растрескиванию почв.

2. Изменение климатических условий отразилось на морфологии гумусового и карбонатного профилей, содержании органического углерода, профильном распределении карбонатов, величинах магнитной восприимчивости, а также на спорово-пыльцевых данных. От начала к концу строительства кургана происходило постепенное выщелачивание карбонатов из поверхностных горизонтов, вытеснение обменного Na^+ и Mg^{2+} из почвенного поглощающего комплекса и накопление $\text{C}_{\text{орг}}$, а также увеличение показателей магнитной восприимчивости.

3. Анализ материалов КК и погребенных под ними почв, в частности микроморфологические исследования, показали, что курган сооружался из местных почв путем замешивания и трамбовки с использованием воды, добавлением углефицированной органики, костей и речного ила.

4. Изменение свойств палеопочв и материалов в соответствующих земляных КК, несмотря на примесь антропогенных материалов, имеет однонаправленный характер, что дает дополнительные аргументы в пользу обоснованности представленного тренда изменения климата в интервалах 4800–4200 л. н. или XXVIII–XXII вв. до н. э. и 3500–3000 л. н. или XV–X вв. до н. э. в суббореале.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена по теме государственных заданий Министерства науки и высшего образования Российской Федерации: А.Э. Сверчкова и О.С. Хохлова —

тема № 0191-2022-0008, А.О. Макеев — тема № 122011800459-3.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Скопления гумусово-железистых пятен в тонкодисперсной массе курганных конструкций: I (а), II (b), III (c), IV (d), V (e). Все фото сняты без анализатора (PPL).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Александровский А.Л. Изменения почв и природной среды на юге России в голоцене // *OPUS: Междисциплинарные исследования в археологии*. 2002. № 1–2. С. 109–119.
2. Антонова З.П., Скалабян Л. Г., Сучилкина Л.Г. Определение содержания в почвах гумуса // *Почвоведение*. 1984. № 11. С. 130–133.
3. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
4. Борисов А.В., Демкина Т.С., Демкин В.А. Палеопочвы и климат Ергеней в эпоху бронзы (IV–II тыс. до н. э.). М.: Наука, 2006. 210 с.
5. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
6. Воробьева Л.А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
7. Герасимова М.И., Ковда И.В., Лебедева М.П., Туркина Т.В. Микроморфологические термины как отражение современного состояния исследований микростроения почв // *Почвоведение*. 2011. № 7. С. 804–817.
8. Гричук В.П. Методика обработки осадочных пород, бедных органическими остатками, для целей пылецевого анализа // *Проблемы физической географии*. 1940. Вып. 8. С. 53–58.
9. Демкин В.А., Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Каширская Н.Н. Почвенный покров южнорусских степей в эпохи голоценовых палеоэкологических кризисов и оптимумов // *Отражение био-, гео-, антропоферных взаимодействий в почвах и почвенном покрове*. Сб. мат-лов IV Всерос. науч. конф. 1–5 сентября 2010 г. Томск, 2010. Т. 1. С. 71–74.
10. Демкин В.А., Ельцов М.В., Алексеев А.О., Алексеева Т.В., Демкина Т.С., Борисов А.В. Развитие почв Нижнего Поволжья за историческое время // *Почвоведение*. 2004. № 12. С. 1486–1497.
11. Иванов И.В., Песочина Л.С., Семенов В.М. Биоминерализация органического вещества в современных целинных, пахотных, погребенных и ископаемых черноземах. *Почвоведение*. 2009. № 10. С. 1192–1202.
12. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

13. Кореневский С.Н. Рождение кургана. М.: Таус, 2012. 246 с.
14. Моргунова Н.Л., Гольева А.А., Евгеньев А.А. и др. Лабазовский курганный могильник срубной культуры. Оренбург: ОГПУ, 2009. 98 с.
15. Наглер А. Курганы Евразии — новый взгляд на памятники и новые задачи их исследования // Мультидисциплинарные методы в археологии. Новейшие итоги и перспективы. Новосибирск: изд-во ИАЭТ СО РАН, 2017. С. 192–215.
16. Наглер А.О. Курганы Большой степи как архитектурные сооружения // Наука из первых рук. 2015. Т. 64. № 4. С. 70–85.
17. Нестерук Г.В. Почвенные исследования археологического памятника “Дядьковский 34” (Краснодарский край) // Палеопочвы — хранители информации о природной среде прошлого. Мат-лы X Междунар. научн. молодежной школы по палеопочвоведению. Новосибирск, 2019. С. 63–66.
18. Песочина Л.С. Закономерности педогенеза в степях Приазовья во второй половине голоцена по данным почвенно-археологических исследований // Уч. зап. Крымского федерального университета им. В.И. Вернадского. География. Геология. 2017. Т. 3(69). № 3. Ч. 1. С. 192–204.
19. Песочина Л.С. Развитие почв и природной среды нижнего Дона во второй половине голоцена. Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 2004. 24 с.
20. Песочина Л.С. Ритмичность процессов педогенеза и увлажнения климата в степях Приазовья во второй половине голоцена // Геополитика и экогеодинамика регионов. 2014. Т. 10. Вып. 1. С. 810–817.
21. Песочина Л.С. Ритмичность процессов почвообразования и увлажнения климата в древности и средневековье в Волго-Донских степях // Проблемы археологии Нижнего Поволжья. Элиста, 2016. С. 151–155.
22. Сверчкова А.Э., Хохлова О.С. Эволюция почв и ландшафтно-климатические изменения в эпоху бронзы для степи Кубано-Приазовской равнины на основе изучения крупного кургана. Известия РАН. Сер. географическая. 2021. Т. 85. № 1. С. 70–83. <https://doi.org/10.31857/S2587556621010143>
23. Слюсарев В.Н., Швеиц Т.В., Осипов А.В. Почвы Краснодарского края. Краснодар: КубГАУ, 2022. 260 с.
24. Трегуб Т.Ф. К вопросу корреляции палеогеографических событий неоплейстоцена верхнего дона, Среднерусской возвышенности, Беларуси и Центральной Европы // Вестник Воронежского гос. ун-та. Сер. Геология. 2012. № 1. С. 51–57.
25. Хохлова О.С., Наглер А.О. Курган Марфа в Ставропольском крае — пример древнего архитектурного сооружения // Археология, этнография и антропология Евразии. 2020. Т. 48. № 2. С. 38–48. <https://doi.org/10.17746/1563-0102.2020.48.2.038-048>
26. Хохлова О.С., Хохлов А.А. Палеопочвенные исследования курганного могильника Мустаево V в Новосергиевском районе Оренбургской области // Археологические памятники Оренбуржья. Оренбург: ОГПУ, 2005. Вып. 7. С. 50–60.
27. Чендев Ю.Г., Хохлова О.С., Александровский А.Л. Агротехногенная эволюция автоморфных черноземов лесостепи (Белгородская область) // Почвоведение. 2017. № 5. С. 515–531. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17050045>
28. Alekseeva T., Alekseev A., Maher B.A., Demkin V. Late Holocene climate reconstructions for the Russian steppe, based on mineralogical and magnetic properties of buried palaeosols // Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology. 2007. V. 249. P. 103–127.
29. Becze-Deak J., Langohr R., Verrecchia E.P. Small scale secondary CaCO₃ accumulations in selected sections of the European loess belt. Morphological forms and potential for paleoenvironmental reconstruction // Geoderma. 1997. V. 76. P. 221–252.
30. Borisov A.V., Krivosheev M.V., Mimokhod R.A., El'tsov M.V. “Sod blocks” in kurgan mounds: Historical and soil features of the technique of tumuli erection // J. Archaeological Sci. 2019 V. 24. P. 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2019.01.005>
31. Cammas C. Micromorphology of earth building materials: toward the reconstruction of former technological processes (Protohistoric and Historic Periods) // Quatern. Int. 2018. V. 483. P. 160–179.
32. Cseh P., Molnár D., Makó L., Sümegi P. Geoarchaeological Analyses of a Late-Copper-Age Kurgan on the Great Hungarian Plain // Quaternary. 2022. V. 5. P. 20. <https://doi.org/10.3390/quat5020020>
33. Demkin V.A., Borisov A.V., Udaltsov S.N. Paleosols and climate in the southeast of the Central Russian Upland during the Middle and Late Bronze ages (the 25th–15th Centuries BC) // Eurasian Soil Sc. 2010. V. 43. P. 5–14. <https://doi.org/10.1134/S1064229310010023>
34. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Vienna International Union of Soil Sciences (IUSS). 2022.
35. Khokhlova O.S., Khokhlov A.A., Morgunova N.L. et al. Short chronosequences of paleosols from the Skvortsova kurgans in the Buzuluk River valley of Orenburg oblast // Eurasian Soil Sc. 2010. V. 43. P. 965–976. <https://doi.org/10.1134/S1064229310090036>
36. Khokhlova O., Kuptsova L. Complex pedological analysis of paleosols buried under kurgans as a basis for periodization of the Timber-grave archaeological culture in the Southern Cis-Ural, Russia // Quat. Int. 2019. V. 502. P. 181–196. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2018.02.027>
37. Khokhlova O., Sverchkova A., Morgunova N., Golyeva A., Tregub T. Paleocology During the Creation of a Large Boldyrevo Kurgan of the Yamnaya Culture in the Southern Cis-Urals, Russia // Tájökológiai Lapok. 2022. V. 20. P. 91–116. <https://doi.org/10.56617/tl.3151>
38. Khokhlova O., Sverchkova A., Myakshina T., Kalmykov A. A geoarchaeological study of the large early Bronze Age Essentuksky I kurgan in Ciscaucasia, Russia // Geoarchaeology. 2022. V. 37. P. 400–417. <https://doi.org/10.1002/gea.21897>
39. Khokhlova O.S., Chendev Y.G., Myakshina T.N., Alexandrovskiy A.L., Khokhlov A.A. Evolution of Chernozem

- zems in the southern forest-steppe of the Central Russian upland under long-term cultivation examined in the agro-chronosequences // *Quat. Int.* 2015. V. 365. P. 175–189.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.012>
40. Kovda I., Mermut A.R. Vertic features // Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths. Amsterdam: Elsevier, 2010. P. 109–147.
 41. Krivosheev M.V., Eltsov M.V., Mimokhod R.A., Borisov A.V. Soil blocks as construction elements in Kurgan architecture of Sarmatian funeral monuments of the Volga-Don interfluvium // Papers of the International Soil Sciences Conference in the Memory of the V.A. Demkin. Fotonvek, Pushchino, 2014. P. 226–229.
 42. Makeev A., Rusakov A., Kurbanova F., Khokhlova O., Kust P., Lebedeva M., Milanovskiy E., Egli M., Denisova E., Aseyeva E., Rusakova E., Mihailov E. Soils at archaeological monuments of the bronze age – a key to the Holocene landscape dynamics in the broadleaf forest area of the Russian plain // *Quater. Int.* 2021. V. 590. P. 26–47.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2020.09.015>
 43. Mozolevskiy B.N., Polin S.V. Kurgans of Scythian Geros of IVth Century BC (Babina, Vojana and Sobolevnamogily). Kiev: Stilos Publishing House, 2005. 600 p.
 44. Nesteruk G.V., Khokhlova O.S., Ilyina L.P., Sverchkova A.E., Sushko K.S. Paleoecological conditions of the Kuban-Azov lowland in the Bronze Age and Early Iron Age based on the study of buried soils // *Eurasian Soil Science*. 2021. T. 54. P. 1644–1658.
<https://doi.org/10.1134/S1064229321110090>
 45. Pietsch D., Kühn P. Buried soils in the context of geoarchaeological research—two examples from Germany and Ethiopia // *Archaeol Anthropol Scie.* 2017. V. 9. P. 1571–1583.
<https://doi.org/10.1007/s12520-014-0180-9>
 46. Sverchkova A.E., Khokhlova O.S., Morgunova N.L., Myakshina T.N. Big Boldyrevo Kurgan of the Early Bronze Age in the Southern Urals: Kurgan Structures, Paleosols, and Paleoclimate Reconstruction // *Eurasian Soil Science*. 2022. V. 55. P. 722–733.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322060138>

Geoarchaeological Analysis of Soils and Structures of the Kurgan Shumny, Krasnodar Region

A. E. Sverchkova^{1,*}, O. S. Khokhlova², A. O. Makeev³, E. N. Aseeva³, P. G. Kust⁴, T. N. Myakshina², T. F. Tregub⁵, and I. A. Kozmirschuk⁶

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

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

³*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

⁴*Dokuchaev Soil Institute, Moscow, 119017 Russia*

⁵*Voronezh State University, Voronezh, 394018 Russia*

⁶*Foundation for Scientific Local History of the Lipetsk Region, Lipetsk, 398002 Russia*

*e-mail: acha3107@gmail.com

The chronosequence of soils buried under constructions of different ages at the large ($h = 3.5$ m, $d = 74$ m) kurgan Shumny in the Krasnodar Region has been studied. The kurgan was built sequentially by the people of Catacomb (XXVIII–XXII centuries BC) and Srubnaya (XV–X centuries BC) cultures, and includes five constructions, that built from the material of local soils and anthropogenic material. Each of the subsequent construction overlapped the previous one and went beyond it, covering some an additional space which allow studying a consecutive series of buried under the constructions soils. During the kurgan building (XXVIII–X centuries BC), the morphological and physicochemical properties of the soils changed: the content of organic matter and magnetic susceptibility increased, whereas the mixing up of the upper horizons by burrowing animals, the content of carbonates, and the share of exchangeable sodium in the composition of exchangeable bases decreased. The directions of these properties change in the materials of kurgan constructions, from early to late, agree with that for the soils buried below them. For the building of uneven-aged constructions of the kurgan, local soils were used, which had different properties at the time of a particular construction. Those soils occupied a significantly larger area than the kurgan, which increases the certainty of the studies. The evolution of soil properties and earth materials allow to suggest climatic trend for the period during the mound construction - atmospheric moisture increased and the mean annual temperature decreased from the Early Catacomb to Srubnaya cultures. For buried soils was carried out a palynological analysis, which, regardless of paleosol data, confirms the conclusions about climate changes. According to micromorphological observations, the Early Catacomb time can be additionally characterized as arid, which led to soil cracking and accumulation of carbonates in the upper part of soil profiles. Based on the structure and properties of mounds it is possible to identify the technology of their construction, which included compacting earthen material in dry and wet form, coarse mixing, adding of river silt, coals and bones.

Keywords: evolution of soils, buried soils, Bronze Age, micromorphology, kurgan constructions, paleoclimatic reconstructions, palynology

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.445.122

СФАГНОВЫЙ ОЧЕС – ВАЖНЕЙШИЙ ГЕНЕТИЧЕСКИЙ ГОРИЗОНТ В ПРОФИЛЕ ТОРФЯНЫХ ПОЧВ БОРЕАЛЬНЫХ БОЛОТ

© 2023 г. Н. А. Аветов^а, *, Е. А. Шишконокова^б

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

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

*e-mail: awetowna@mail.ru

Поступила в редакцию 03.04.2023 г.

После доработки 16.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Торфяные почвы таежной зоны Западной Сибири исторически слабо изучены. В диагностике торфяных почв вопрос о принадлежности горизонта сфагнового очеса к почвенному профилю, а также о выделении его нижней границы остается не решенным. В Международной классификации WRB и классификации почв России сфагновый очес рассматривается в качестве напочвенного растительного покрова, в то время как в советской классификации он считается составной частью почвенного профиля. Последней из приведенных точек зрения придерживается и большинство российских исследователей-болотоведов. С использованием материала, полученного при изучении торфяных почв в бассейне р. Казым (правый приток Оби, подзона северной тайги, Западная Сибирь), проведена сравнительная характеристика горизонта сфагнового очеса (0–20 см) и подстилающего его торфяного горизонта (20–50 см) по трем параметрам: ботаническому составу торфа, степени его разложения и окраске торфяной почвы. Все почвы дифференцированы на горизонт очеса и торфяной горизонт хотя бы по одному параметру (5% профилей), но в 71% случаев – по трем. Степень дифференциации профиля на два горизонта имеет тенденцию к увеличению в ряду почв, формирующихся в олиготрофных сосново-кустарничково-сфагновых, олиготрофных комплексных грядово-мочажинных и мезотрофных биогеоценозах. В подавляющем большинстве торфяных олиготрофных почв переход от горизонта очеса к торфяному горизонту имеет постепенный характер, не позволяющий воспроизводимо оценить положение границы в почвенном профиле. Предлагается установить фиксированную мощность очеса в 20 см, отнести его к поверхностному горизонту торфяной почвы.

Ключевые слова: диагностика торфяных горизонтов, граница почвенного горизонта, болота Западной Сибири, классификация почв, Histosols

DOI: 10.31857/S0032180X23600622, **EDN:** YIOQEY

ВВЕДЕНИЕ

Развитие учения о географии, диагностике и систематике торфяных почв, как в России, так и за рубежом, в течение последних десятилетий сталкивалось с целым рядом трудностей, обусловленных несколькими причинами. С одной стороны, исследование торфяных почв осложнялось влиянием ряда междисциплинарных несогласований в болотоведении – комплексной науке, находящейся на стыке отраслей естествознания: почвоведения, геоботаники, физической географии, четвертичной геологии, гидрологии [1]. С другой стороны, основной массив болот России, находящийся в пределах таежной зоны Западной Сибири, в прошлом веке оказался весьма слабо затронут почвенно-географическими исследованиями. В частности, этому способствовала существовавшая в СССР в середине XX в. кон-

цепция масштабного освоения торфяных ресурсов Западно-Сибирской низменности в качестве полезного ископаемого, предусматривающая превращение ее болотных территорий в своего рода гигантский торфяной карьер и, следовательно, ограничивающая целесообразность изучения торфяной залежи как почвенного тела или компонента почвенного покрова. Начавшиеся в 60-х годах XX в. почвенно-географические изыскания в центральной части Западной Сибири фокусировались в основном на автоморфных и полугидроморфных почвах, считавшихся в то время перспективными для организации сельскохозяйственного производства [4, 5, 22]. Господствующие в таежной зоне Западной Сибири верховые сфагновые болота попали в сферу рассмотрения почвоведов сравнительно поздно – в 70–80-х годах, прежде всего, в трудах Караваевой [12, 13].

Среди ряда проблем, связанных со слабой изученностью торфяных почв сфагновых болот, особенно выделяется вопрос о месте и роли живого сфагнового очеса в строении почвенного профиля и диагностике торфяных почв. Актуальность этой темы подтверждается многолетними работами на заболоченных территориях Западной Сибири, в ходе которых приходилось сталкиваться с разночтениями в руководствах по выделению и описанию поверхностных горизонтов торфяных почв.

В классификации почв СССР [16, стр. 162] предусмотрен горизонт сфагнового очеса Оч, мощность которого оценивается в 10–15 см. Его характеристики включают отсутствие разложения стебельков сфагновых мхов, их вертикальное расположение, соломенно-желтую или буровато-желтую окраску, примесь корневищ кустарничков и древесных корней. Граница с нижележащим торфяным горизонтом Т выделялась по переходу окраски в бурую или желто-бурую. При подразделении болотных верховых торфяных почв на виды по мощности торфяной залежи авторы классификации применили термин “органогенный горизонт”, сохраняя неопределенность, включает ли он только торфяной горизонт или еще и очес. Опыт применения классификации в дальнейшем показал, что мощность очеса часто учитывалась в суммарной мощности торфяного горизонта при определении видовой или подтиповой принадлежности почвы. Например, в Атласе почв Республики Коми [3] представлен профиль болотной верховой торфяно-глеевой почвы, достигающий минимальной требуемой для подтипа мощности торфа в 30 см только при условии сложения соответствующих значений мощностей сфагнового очеса (О) и торфяных горизонтов (Т1 и Т2). Косых с соавт. [17], осуществлявшие исследования в северо-таежной подзоне Западной Сибири, рассматривали сфагновый очес в качестве составной части профиля торфяных почв, специально отмечая, что граница между надземной и подземной частями сосудистых растений находится на уровне поверхности головок сфагнового мха. Приведенные в Национальном атласе почв Российской Федерации [15] формулы профилей торфяных почв включают поверхностный горизонт О_в, представляющий собой очес мхов, состоящий на 50% и более из живых частей растений.

При отнесении сфагнового очеса к почвенным горизонтам следует отметить ряд физических свойств, сближающих его с понятием “почва”. Во-первых, его отличает высокая механическая прочность: например, “дерновинки” *Sphagnum fuscum*, одного из наиболее массовых видов сфагновых мхов в бореальных болотах, настолько прочны, что, по утверждениям Игнатова и Игнатовой [9], “по ним можно идти, практически не

проваливаясь”. Во-вторых, сфагновые мхи удерживают значительные объемы воды между листочками за пределами растительных тканей [30], подобно тому, как между почвенными агрегатами создается заполненное водой межагрегатное поровое пространство. В-третьих, с точки зрения экологических функций мохового покрова, правильнее рассматривать мхи не как индивидуальные побеги, а как организмы клоновых или колониальных “жизненных форм”, образующих в совокупности ковры (mats), подушки (cushions), пучки (tufts) и т.д. [24], т.е. тела, аналогичные другим органогенным почвенным горизонтам: Т, ТО, ТЕ, Т₁. Такой подход в настоящее время принят при оценке роли мохового очеса в функционировании болотных экосистем [24, 27, 30, 32].

Среди других особенностей живого сфагнового очеса, как специфического органогенного горизонта, в литературе отмечается его высокая водопроницаемость, которая резко снижается в нижележащем горизонте из-за спрессованности торфа [7]. В то же время авторы классификации почв СССР считали, что высокий коэффициент фильтрации и высокая водопроницаемость (в период понижения уровня вод) присущи всей торфяной почве и служат важными диагностическими критериями, различающими торфяную почву и подстилающую ее торфяную породу. Не разрешают данную проблему и используемые в болотоведении такие понятия, как “деятельные и инертные горизонты болот” [8], а также близкие к ним “acrotelm” и “catotelm” [33, 34, 36], которые подразумевают разделение торфяной залежи на горизонты с высокой и крайне низкой водопроницаемостью. Очевидно, что acrotelm далеко не во всех случаях пространственно совпадает с живым очесом. Шайдак с соавт. [34] оценивают мощность слоя acrotelm бореальных болот Евразии в 50 см. Более того, по мнению Иванова [8], мощность деятельного горизонта на верховых болотах может достигать 60–70 см, что превышает как мощность очеса, так и условно принятую мощность торфяной почвы (50 см).

К перечисленным затруднениям в диагностике торфяных почв следует добавить состав очеса, в значительной части состоящего из живых организмов — сфагновых мхов. При этом, если другие растения могут быть хорошо отделены от почвенного материала благодаря наличию подземных органов — корней у сосудистых и ризоидов у мохообразных — сфагновые мхи не имеют ризоидов [9], а выполняющие их функции длинные стебли уходят вглубь почвенного профиля, не образуя четкой границы между живыми частями и мертвой торфяной массой. Такому постепенному переходу от живых тканей к мертвым, но в то же время не имеющим признаков разложения, способствует антибиотический эффект от веществ, поступающих из живых клеток сфагнумов [35].

В связи с этим в международной классификации WRB [28] до недавнего времени существовала неопределенность: с одной стороны, утверждалось, что живые организмы не являются объектом классификации, а, с другой стороны, никаких указаний о способе разделения стеблей сфагновых мхов на живые и отмершие (органический материал в трактовке классификации) не приводилось, в результате чего границу между живым очесом и поверхностью почвы Histosol установить не представлялось возможным. Возникшее недоразумение попытались устранить в последней версии классификации следующим образом: “нулевую” поверхность почвы предлагается отсчитывать “после удаления” подстилки (litter layer – впервые введенное в базу понятие) и слоя живых растений, причем к последнему составители базы относят и мертвые части сфагновых мхов, все еще соединенные с живыми стеблями [29]. Таким образом, согласно современной версии WRB, почвенная поверхность Histosol лежит не только ниже очеса, но и в некоторых случаях ниже подстилающего его торфяного слоя со степенью разложения до 10%.

В классификации и диагностике почв России 2004 г. [15] “очес мхов” не выделяется в качестве почвенного горизонта в формуле профиля торфяных олиготрофных почв, которая имеет вид: ТО–ТТ, где ТО – олиготрофно-торфяной горизонт, а ТТ – органогенная порода. Одновременно в описании типа торфяных олиготрофных почв объясняется, что олиготрофно-торфяной горизонт залегает под очесом мхов мощностью 10–20 см. В то же время предусмотренный в классификации подстильно-торфяной горизонт (О) связывается только с инициальным торфонакоплением при мощности торфа до 10 см. В связи с этим следует добавить, что высказывается предложение о замене подстильно-торфяного горизонта на опад-подстильный [23].

В немецкой классификации почв [26], в которой систематика торфяных почв концептуально наиболее близка к российской, сфагновый очес специально в качестве отдельного горизонта не выделяется, но, по-видимому, подразумевается, что он входит в состав торфяного горизонта (Н). Как указывают ее авторы, исходный материал (ткани растений) возникает одновременно с формированием почвы, а для ее диагностики решающими являются самые верхние торфяные слои (die obersten Torfschichten). Резюмируя подходы российского болотоведения, Пьявченко отмечал, что “самый верхний деятельный корненаасыщенный торфяной горизонт” относится к торфяной почве [21, с. 62]. В свою очередь, Шайдак с соавт. [34] обособляли самый верхний слой (urpermost layer) торфяной почвы как единственный, обогащенный молекулярным кислородом. Можно предположить, что во всех приведенных случаях

“самый верхний” слой торфяной почвы включает и живой сфагновый очес.

Представления о сфагновом очесе как составной части почвы разделяет и Ефремова [6], определяя торфяную почву как верхний биологически активный слой, освоенный корнями современной растительности и расположенный выше среднего многолетнего уровня почвенно-грунтовых вод. Указанные характеристики полностью соответствуют присущим очесу свойствам. В концепции торфяной почвы как субстантивно-функциональной системы, предложенной Инишевой [11], сфагновый очес входит в генетически единый почвенный профиль с “фиксированной в нем историей развития” (с. 168) болота. Соответственно, сфагновый очес отражает современную стадию развития.

Обобщая сказанное, можно констатировать наличие двух взглядов на место горизонта сфагнового очеса в профиле торфяных почв: либо как на его составную часть, либо как напочвенное образование, относящееся по своей природе к растительному покрову. С нашей точки зрения, более аргументированным, несмотря на указанную специфику сфагнового очеса как почвенного горизонта, выступает первое из названных воззрений.

Цель настоящей статьи – предложить место сфагнового очеса в ряду органогенных диагностических горизонтов почв России, основываясь на ключевых характеристиках этого горизонта (ботанический состав торфа, окраска и степень разложения) в профилях торфяных олиготрофных почв заболоченной равнины севера Западной Сибири.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Торфяные почвы исследовали в северо-таежной подзоне, в бассейне р. Казым, правого притока р. Оби, где они покрывают 83% территории [2]. Ботанический состав изучали в ходе геоботанических описаний и послойно в образцах торфяной залежи 0–20 (сфагновый очес) и 20–50 см (собственно торфяной горизонт почвы). Одновременно с ботаническим составом торфа [14] определяли и степень разложения глазомерным микроскопическим методом [18], а также учитывали его окраску, наблюдаемую при отборе образцов буром. Окраску описывали в традиционных терминах, используемых в российском почвоведении при диагностике торфяных почв [15, 16]. Полученные данные по сопоставлению свойств сфагнового очеса и торфяного горизонта приведены в табл. 1–3 для разных типов болотных биогеоценозов, в том числе олиготрофных сосново-кустарничково-сфагновых, олиготрофных грядово-мочажинных и мезотрофных. Всего было исследовано 59 профилей болотных почв. В таблицах указаны только ком-

поненты ботанического состава торфа, составляющие не менее 10%.

Под очесом подразумеваем поверхностный горизонт, состоящий более чем наполовину из неразложившихся сфагновых мхов (как живых, так и отмерших) с примесью корневищ, корней и остатков наземных частей сосудистых растений и других мохообразных. Двдцатисантиметровая мощность очеса была выбрана условно, исходя из его максимальной величины, приведенной в классификации почв России [15, с. 258]. Следует отметить, что унификация очеса сфагновых мхов по этому показателю весьма затруднительна, поскольку линейный прирост сфагновых мхов и их продуктивность варьируют в очень широких пределах, различаясь в несколько раз в зависимости не только от видовой принадлежности, но и от физико-географических и биологических условий конкретного болота, на которые накладывается флуктуация в годовичных циклах [10, 31]. Большую роль в вариабельности первичной продуктивности сфагновых мхов играет, в частности, конкуренция со стороны сосудистых растений [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сфагновый очес в профиле олиготрофных торфяных почв сосново-кустарничково-сфагновых болот (рямов). В горизонтах сфагнового очеса сосново-кустарничково-сфагновых болот чаще всего доминирует *Sphagnum fuscum*, причем в 13 профилях (56%) этот вид выступает абсолютным доминантом. Его доля в ботаническом составе торфа превышает 50%. В 11 из указанных 13 профилей абсолютное доминирование остатков *Sphagnum fuscum* сохраняется и в нижележащем торфяном горизонте. Из других абсолютных доминантов в ботаническом составе очеса следует выделить *Sphagnum angustifolium* (3 профиля, 13%) и *S. balticum* (2 профиля, 9%). Такой характер очеса в целом отвечает закономерностям формирования мохового покрова средне-таежных рямов: на фоне подавляющего господства *Sphagnum fuscum* роль доминанта по их окраинам местами переходит к *S. angustifolium*, а появление *S. balticum* может быть связано с начальной стадией возникновения микромочажин [19]. Только в двух исследованных почвенных профилях *Sphagnum fuscum* не входил в состав торфа ни в одном из горизонтов.

Несмотря на выраженное преобладание остатков *Sphagnum fuscum* в почвенных профилях, дифференциация торфяных почв на горизонт сфагнового очеса и торфяной горизонт в сосново-кустарничково-сфагновых болотах в целом носит очевидный характер по всем рассмотренным свойствам. Из 23 разрезов в 19 (83%) в нижележащем торфяном горизонте наблюдалось изменение ботанического состава торфа хотя бы по одному виду, в 18 (78%) — смена окраски, в 22 (96%) — увеличение

степени разложения торфа, причем в 16 (70%) — более, чем в 2 раза. Лишь в единственном случае (р. В 170.1) дифференциация обсуждаемых горизонтов обнаружена только по одному параметру (ботаническому составу), в то время как в 14 (61%) профилях — по всем трем.

Сфагновый очес в профиле олиготрофных торфяных почв грядово-мочажинных болот. Ботанический состав торфа грядово-мочажинных болот в очесе резко различается в зависимости от положения почвы в микрорельефе комплекса (табл. 2). На грядах абсолютным доминантом выступает только *Sphagnum fuscum*, в то время как в мочажинах были выявлены три вида, составляющие в соответствующих профилях более половины растительных остатков: *S. balticum*, *S. lindbergii* и *S. majus*. В большинстве случаев доминирующие виды сфагновых мхов очеса представлены в той или иной мере и в подстилающем торфяном горизонте.

Сопоставление горизонтов сфагнового очеса и торфяного горизонта в олиготрофных почвах грядово-мочажинных комплексов позволяет уверенно говорить об их обособлении в почвенном профиле. Среди 23 разрезов, заложенных как на грядах, так и в мочажинах, в 20 (87%) установлено различие указанных горизонтов по ботаническому составу торфа, в 22 (96%) — по степени разложения, в 18 (78%) — по окраске. Число профилей, дифференцированных только по одному признаку, для данных биогеоценозов, как и в случае с выше-рассмотренными почвами рямов, минимально: в разрезе В 42.1.6 различие проявляется только в ботаническом составе торфа, а в разрезе ВК 50.2 — только в степени разложения торфа. Количество профилей, дифференцированных по всем трем показателям, в свою очередь, достигает для грядово-мочажинных болот 16 (70%).

Сфагновый очес в профиле мезотрофных торфяных почв. Очес в торфяных мезотрофных почвах отличается высоким разнообразием по ботаническому составу. В значительной степени это обусловлено широким спектром видов сфагновых мхов, включающим: *Sphagnum balticum*, *S. compactum*, *S. fallax*, *S. jensensii*, *S. magellanicum* agg., *S. majus*, *S. obtusum*, *S. papillosum*, *S. riparium* (табл. 3). В отличие от олиготрофных торфяных почв, мезотрофные могут иметь резко контрастный профиль, в котором сфагновый очес подстилается торфом, образованным либо совсем без участия сфагновых мхов, либо с их минимальным вкладом (разрезы С 33.2, С 34.1, С 35.1, ЮВ 15.1). В то же время в вышерассмотренных олиготрофных торфяных почвах переход между двумя горизонтами носит более постепенный характер, связанный с преобладанием остатков сфагновых мхов в торфе каждого из них. Лишь в подтипе остаточно-эвтрофной почвы разреза ЮВ 16.2 в подстила-

Таблица 1. Сравнительная характеристика горизонта сфагнового очеса (О, мощность условно принята 0–20 см) и торфяного горизонта (ТО 20–50 см) торфяных почв олиготрофных сосново-кустарничково-сфагновых болот (подзона северной тайги Западной Сибири)

№ разреза	Название почвы	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет торфяного горизонта (ТО)
В 52.1	Торфяная олиготрофная остаточно-эвтрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum balticum</u> , <u>S. fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	5/буро-желтый	<u>Sphagnum balticum</u> , <u>S. fuscum</u> , <u>S. majus</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u> , <u>Wernstorfia fluviatilis</u> , осоки	15–20/бурый
В 113.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum balticum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	<5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum balticum</u> , <u>S. fuscum</u> , <u>Eriophorum vaginatum</u> , древесные (<u>Betula</u> , <u>Salix</u> , <u>Pinus</u>), травы	Слой 20–40 см 10–15/буро-желтый. Ниже 40 см – 50/темно-бурый
В 49.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	<5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	5/буро-желтый
С 37.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u>	5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>S. angustifolium</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u> , <u>Eriophorum</u>	10–20/буро-желтый
В 103.1	Торфяная олиготрофная среднемощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u>	<5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>S. balticum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	10/буро-желтый
В 100.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	5/желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u>	10–15/желто-бурый
ЮВ 18.1	Торфяно-глезем (торфяной) сфагновый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <u>S. fuscum</u> , <u>S. fallax</u> , <u>S. magellanicum</u> , <u>S. russowii</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	10/буро-желтый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <u>S. fallax</u> , <u>S. magellanicum</u> , <u>S. russowii</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	20/бурый
ЮВ 18.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	5/буро-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>S. magellanicum</u>	10/бурый
ЮВ 17.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>S. magellanicum</u>	<5/желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>S. magellanicum</u> , <u>Eriophorum</u> , <u>Carex rotundata</u>	15–20/желто-бурый, постепенно переходящий в бурый
ЮВ 17.2	Торфяная олиготрофная остаточно-эвтрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	<5/желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>Eriophorum</u> , древесные (<u>Betula</u> , <u>Pinus</u> , <u>Larix</u>)	20/бурый
В 101.1	Торфяно-глезем (торфяной) сфагновый	<u>Sphagnum fuscum</u>	15/желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <u>Ericaceae</u>	20/бурый

Таблица 1. Окончание

№ разреза	Название почвы	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет торфяного горизонта (ТО)
В 101.2	Торфяно-глезем перегнойно-торфяной сфагново-гипновый	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10/ желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>Pleurozium schreberi</u> , <u>Polytrichum</u>	25/темно-бурый
Л 7.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. fuscum</i> , <i>Eriophorum</i>	10/ желто-бурый
В 21.1	Торфяно-глезем (торфяной) сфагновый	<u>Sphagnum fuscum</u>	5/буро-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u>	10/ желто-бурый
В 115.1	Торфяно-глезем перегнойно-торфяной дресно-сфагновый	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10/желто-бурый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. fuscum</i> , <i>S. russowii</i> , древесные (<i>Betula</i> , <i>Pinus</i>)	25/темно-бурый
В 170.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. magellanicum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	15–20/желто-бурый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. magellanicum</i> , <i>Eriophorum</i>	15–20/желто-бурый
ВК 42.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. balticum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>Eriophorum</i>	10/буро-желтый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. balticum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>Eriophorum</i>	15–20/желто-бурый
ВК 16.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5–10/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u>	20–25/буро-желтый
ВК 9.1	Торфяная олиготрофная среднемощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u>	<5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u>	5–10/буро-желтый
ВК 120.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum balticum</u> , <i>S. compactum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>S. majus</i> , <i>Sphagnum</i> секции <i>Acutifolia</i> , <i>Eriophorum</i>	20/желто-бурый	<u>Sphagnum fuscum</u> , <i>Eriophorum</i> , <i>Scheuchzeria</i>	Слой 20–35 см – 20–30/желто-бурый. Ниже 35 см – темно-бурый
ВК 20.1	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum fuscum</u> , <u>Pleurozium schreberi</u>	5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum fuscum</u> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10–15/бурый
ВК 27.1	Торфяная олиготрофная мощная сфагновая	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. magellanicum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	15–20/желто-бурый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. magellanicum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i>	15–25/желто-бурый
ВК 44.2	Торфяная олиготрофная маломощная сфагновая	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i>	5/соломенно-желтый	<u>Sphagnum angustifolium</u> , <i>S. fuscum</i> , <i>Eriophorum</i>	15–20/желто-бурый

Таблица 2. Сравнительная характеристика горизонта сфагнового очеса (О, мощность условно принята 0–20 см) и торфяного горизонта (ТО 20–50 см) торфяных почв олиготрофных грядово-мочажинных комплексных болот (подзона северной тайги Западной Сибири)

№ разреза	Название почвы/Элемент микрорельефа	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет торфяного горизонта (ТО)
В 42.16	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum majus</i> , <i>S. balticum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5–10/желто-бурый	<i>Sphagnum majus</i> , <i>Scheuchzeria</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5–10/желто-бурый
В 42.26	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	<5/буро-желтый	<i>Sphagnum magellanicum</i> , <i>S. angustifolium</i> , <i>S. fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	Слой 20–40 см – 5/буро-желтый. Ниже 40 см – желто-бурый
ВК 30.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum jensei</i> , <i>S. majus</i> , <i>Sphagnum</i> секции <i>Cuspidatum</i>	5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum jensei</i> , <i>S. majus</i> , <i>Sphagnum</i> секции <i>Cuspidatum</i>	15–20/желто-бурый
ВК 30.2	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10/желто-бурый	<i>Sphagnum fuscum</i>	10–15/бурый
В 103.2	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensei</i> , <i>S. majus</i>	5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensei</i> , <i>S. majus</i> , <i>Scheuchzeria palustris</i>	10–20/буро-желтый
В 104.1	Торфяная олиготрофная мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i>	<5/желто-бурый	<i>Sphagnum fuscum</i> , <i>S. magellanicum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i>	20–25/бурый
В 104.2	Торфяная олиготрофная остаточно-эвтрофная среднемошная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensei</i> , <i>S. lindbergii</i>	5/желто-бурый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensei</i> , <i>S. lindbergii</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>Scheuchzeria palustris</i> , древесные (<i>Betula</i> , <i>Pinus</i> , <i>Salix</i>)	20–30/бурый
ВК 18.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum lindbergii</i> , <i>S. majus</i>	5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum lindbergii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Eriophorum</i>	Слой 20–40 см – 10–20/соломенно-желтый. Ниже 40 см – желто-бурый
ВК 18.2	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>S. fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10/соломенно-желтый, с 10 см желто-бурый	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	Слой 20–40 см – 10–20/желто-бурый, ниже 40 см – бурый
ВК 19.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная пушицево-сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i>	10/соломенно-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i> , <i>Eriophorum</i>	25–30/темно-бурый
ВК 19.2	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10–15/буро-желтый	<i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>S. fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i>	20–25/желто-бурый

Таблица 2. Продолжение

№ разреза	Название почвы/Элемент микрорельефа	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%)/цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%)/цвет торфяного горизонта (ТО)
ВК 25.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5–10/соломенно-желтый, с 10 см буро-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i> , <i>Eriophorum</i>	10–15/желто-бурый
ВК 33.2	Торфяно-глезем (торфяной) сфагновый/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i>	5–10/соломенно-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. compactum</i> , <i>S. fuscum</i> , <i>Eriophorum</i>	15–20/желто-бурый
Л 5.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i>	<5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum compactum</i>	10–20/желто-бурый
Л 5.2	Торфяная олиготрофная мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. lindbergii</i>	<5/буро-желтый	<i>Sphagnum lindbergii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Carex limosa</i>	10–15/желто-бурый
ВК 8.1	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i>	5–10/соломенно-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensenii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Eriophorum</i>	5–10/буро-желтый
С 31.1	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i> , <i>Scheuchzeria</i>	10–15/желто-бурый	<i>Sphagnum majus</i> , <i>Scheuchzeria</i>	Слой 20–40 см – 10–20/буро-желтый. Ниже 40 см – бурый
ВК 41.1	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. jensenii</i> , <i>S. majus</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Eriophorum</i> , <i>Carex limosa</i>	5–10/соломенно-желтый	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. majus</i> , <i>Carex limosa</i>	Слой 20–40 см – 10–15/буро-желтый, ниже 40 см – желто-бурый
ЮВ 16.2	Торфяная олиготрофная остаточно-эвтрофная среднемошная перегнойно-торфяная осоково-сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum jensenii</i> , <i>S. lindbergii</i>	5/желто-бурый	<i>Trichophorum</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>C. rostrata</i> , древесные (<i>Betula</i> , <i>Pinus</i>)	Слой 20–40 см – 25–30/бурый. Ниже 40 см – темно-бурый
С 33.1	Торфяная олиготрофная мало-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5/буро-желтый	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Eriocaulaceae</i>	10–20/желто-бурый
ВК 2.1	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. lindbergii</i> , <i>S. majus</i>	5/буро-желтый	<i>Sphagnum lindbergii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Carex rotundata</i>	5–10/желто-бурый
ВК 50.1	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Мочажина	<i>Sphagnum majus</i>	5–10/желто-бурый	<i>Sphagnum majus</i> , <i>Carex rotundata</i>	10/желто-бурый
ВК 50.2	Торфяная олиготрофная средне-мощная сфагновая/Гряда	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	5/желто-бурый	<i>Sphagnum fuscum</i> , кустарнички <i>Eriocaulaceae</i>	10–20/желто-бурый

Таблица 3. Сравнительная характеристика горизонта сфагнового очеса (О, мощность условно принята 0–20 см) и торфяного горизонта (ТМ 20–50 см) торфяных почв мезотрофных болот (подзона северной тайги Западной Сибири)

№ разреза	Название почвы/болотный биогеоценоз	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО, ТЕ), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет торфяного горизонта (ТО, ТЕ)
С 7.1	Торфяная мезотрофная мощная осоково-шейхериево-сфагнов- вая/Мочажина аапа болота	<i>Sphagnum compactum</i> , <i>S. papillosum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Trichopho- rum</i>	15/соломенно-жел- тый, с 6 см желто- бурый	<i>Sphagnum compactum</i> , <i>S. papillosum</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i> , <i>Scheuchzeria</i>	20–25/желто-бурый
В 112.1	Торфяная мезотрофная средне- мощная осоково-сфагно- вая/Мочажина аапа болота	<i>Sphagnum balticum</i> , <i>S. fallax</i> , <i>S. jen- senii</i> , <i>S. majus</i>	10–15/соломенно- желтый	<i>Sphagnum majus</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>C. paupercula</i> , <i>Warnstorfia</i>	20–25/буро-желтый
ЮВ 19.1	Торфяная мезотрофная средне- мощная сфагновая/Мочажина аапа болота	<i>Sphagnum jensenii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Sphag- num</i> секции <i>Cuspidatum</i>	5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum jensenii</i> , <i>S. centrale</i> , <i>S. majus</i> , <i>Sphagnum</i> секции <i>Cuspi- datum</i>	10–15/желто-бурый
С 33.2	Торфяная мезотрофная пере- гнойно-торфяная маломощная осоково-сфагновая/Мочажина аапа болота	<i>Sphagnum majus</i>	5/соломенно-желтый	<i>Eriophorum</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>C. rotun- data</i> , <i>Scheuchzeria</i>	25–35/бурый
В 42.3	Торфяная мезотрофная мало- мощная пушицево-сфагно- вая/Крупная мезотрофная мочажина на низкой аллювиаль- ной террасе р. Интимияха	<i>Sphagnum majus</i>	<5/соломенно-жел- тый, с 10 см желто- бурый	<i>Sphagnum majus</i> , <i>Eriophorum</i>	5–10/бурый
С 34.1	Торфяная мезотрофная мощная сфагново-шейхериево-типно- вая/Мезотрофное болото на низ- кой аллювиальной террасе р. Питыхан	<i>Sphagnum fallax</i> , <i>S. jensenii</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>Stramineogon stramineum</i>	5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>Scheuchze- ria</i> , <i>Warnstorfia</i>	10/соломенно-жел- тый
С 36.2	Торфяная мезотрофная мощная осоково-сфагновая/Мезотроф- ное кустарничково-осоково- сфагновое болото на низкой аллювиальной террасе р. Мевты- айхан	<i>Sphagnum angustifolium</i>	10/соломенно-жел- тый	<i>Sphagnum angustifolium</i> , осоки	10–20/желто-бурый

Таблица 3. Продолжение

№ разреза	Название почвы/болотный биогеоценоз	Ботанический состав очеса (О), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет очеса (О)	Ботанический состав торфяного горизонта (ТО, ТЕ), подчеркнутый вид – составляет 50% и более	Степень разложения (%) / цвет торфяного горизонта (ТО, ТЕ)
С 35.1	Торфяная мезотрофная перегнойно-торфяная малоомощная осоковая/Мезотрофное кустарничково-осоково-сфагновое болото на низкой аллювиальной террасе р. Питыхан	<i>Sphagnum jensenii</i> , <i>S. majus</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i> , <i>Carex rostrata</i> , <i>Stramineum stramineum</i> , <i>Warnstorfia</i>	20–25/соломенно-желтый	<i>Sphagnum</i> , <i>Carex chordorrhiza</i> , <i>C. rostrata</i> , древесные (<i>Betula</i> , <i>Pinus</i> , <i>Salix</i>)	25–30/желто-бурый
ЮВ 16.1	Торфяная мезотрофная мощная сфагновая/Мезотрофный грядово-мочажинный комплекс на низкой аллювиальной террасе р. Ванктояха	<i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>S. fallax</i>	5/желто-бурый	<i>Sphagnum angustifolium</i> , <i>S. fallax</i> , <i>S. magellanicum</i> , <i>Eriophorum</i> , осоки	20–25/бурый
ВК 26.1	Торфяная мезотрофная мощная осоково-сфагновая/Мезотрофное болото на низкой аллювиальной террасе р. Ай-Курьех	<i>Sphagnum obtusum</i> , <i>S. girardii</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	15/соломенно-желтый	<i>Sphagnum obtusum</i> , <i>S. riparium</i> , <i>Carex chordorrhiza</i> , <i>Menyanthes trifoliata</i>	20/желто-бурый
ЮВ 14.1	Торфяная мезотрофная малоомощная сфагновая/Мезотрофная мочажина ГМК в ложбине стока между таежными увалами	<i>Sphagnum fallax</i> , <i>S. jensenii</i> , <i>S. magellanicum</i> , <i>Eriophorum</i> , кустарнички <i>Ericaceae</i>	10/соломенно-желтый	<i>Sphagnum fallax</i> , <i>S. jensenii</i> , <i>Eriophorum</i>	15–20/желто-бурый
ЮВ 15.1	Торфяная мезотрофная среднемошная сфагново-осоково-гипновая/Мезотрофная мочажина ГМК в ложбине стока между таежными увалами	<i>Sphagnum jensenii</i> , <i>S. majus</i> , <i>Warnstorfia</i>	15/соломенно-желтый	<i>Eriophorum</i> , <i>Carex limosa</i> , <i>C. rostrata</i> , <i>Scheuchzeria</i> , <i>Stramineum stramineum</i> , <i>Warnstorfia</i>	15–20/желто-бурый
В 40.3	Торфяная мезотрофная мощная сфагновая/Крупная проточная мочажина (“ерсея”) болотного крупнобугристого комплекса	<i>Sphagnum girardii</i> , <i>Eriophorum</i>	<5/соломенно-желтый	<i>Sphagnum riparium</i> , <i>Eriophorum</i>	5/буро-желтый

ющем очес низинном торфе сфагновые мхи не представлены в ботаническом составе.

Соответственно, в профилях мезотрофных торфяных почв дифференциация на горизонт очеса и собственно торфяной горизонт выражена несколько сильнее, чем в олиготрофных. Это выражается в отсутствии почв, горизонты которых различаются лишь по одному признаку, при этом доля почв с дифференциацией по трем параметрам возрастает до 77%. Кроме того, все рассмотренные профили характеризуются возрастающей степенью разложения торфа в торфяном горизонте по сравнению с очесом. Наконец, следует обратить внимание на высокую степень разложения очеса в разрезе С35.1, составляющую 20–25%, что, по-видимому, вызвано присутствием среди растений-продуцентов торфа зеленых мхов *Stratinergeron stramineum* и рода *Warnstorfia*, ткани которых подвержены ускоренному интенсивному разложению.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотренные профили торфяных почв северо-таежной подзоны Западной Сибири демонстрируют выраженную дифференциацию на горизонт очеса с условно принятой мощностью 20 см и нижележащий торфяной горизонт. Большинство рассмотренных профилей (42 из 59, 71%) различаются по всем выбранным параметрам (ботаническому составу, окраске и степени разложения) и только три (5%) – по одному. Постепенный переход очеса сфагновых мхов от живых неразложившихся растений к мертвым с признаками разложения не позволяет воспроизводимо определять положение границы (следовательно, и мощность очеса), кроме отдельных случаев резкой смены очеса торфяным горизонтом, почти или совсем не содержащим остатков сфагновых мхов. В связи с этим *единственным путем обособления сфагнового очеса в профиле остается установление условно принятой постоянной мощности очеса для всех профилей торфяных почв, сложенных сфагновым торфом.*

Проведенное исследование выявило еще одну сложность в диагностике горизонта сфагнового очеса и торфяных почв в целом: неприменимость критерия выделения очеса по степени разложения. Хотя в большинстве случаев его величина не превышает 10–15%, при наличии легкоразлагаемого материала других растений-продуцентов торфа этот параметр может увеличиться до 20–25%. Поэтому единственным надежным диагностическим критерием очеса служит наличие в достаточном количестве живых фотосинтезирующих сфагновых мхов, ежегодно прирастающих верхней частью побега.

Подводя итог, предлагаем выделять сфагновый очес в качестве самостоятельного горизонта

торфяных почв с фиксированной мощностью 20 см. Подстилающий его торфяной горизонт имеет фиксированную мощность 30 см и залегает до глубины 50 см, ниже которой, в соответствии с современными классификационными представлениями, сменяется торфяной породой или минеральной глеевой толщей. При этом сфагновый очес может служить диагностическим горизонтом олиготрофных и мезотрофных торфяных почв за исключением их регрессивных (деструктивных) подтипов.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность сотрудникам Института биологии КарНЦ РАН д. б. н. Олегу Леонидовичу Кузнецову за ценные консультации и Наталье Васильевне Стойкиной за выполнение ботанического анализа торфа.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования РФ № 121040800147-0.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аветов Н.А., Шишконокова Е.А. Некоторые аспекты систематики и диагностики торфяных почв бо-реальных болот // Почвоведение. 2019. № 8. С. 901–909.
2. Аветов Н.А., Шишконокова Е.А., Кинжаев Р.Р., Арзамасова А.В. Структура почвенного покрова заболоченной равнины северо-таежной подзоны Западной Сибири (бассейн р. Казым) // Почвоведение. 2022. №2. С. 208–218.
3. Атлас почв Республики Коми. Сыктывкар: ООО “Коми республиканская типография”, 2010. 356 с.
4. Добровольский Г.В., Афанасьева Т.В., Василенко В.И. География и районирование почв центрально-таежных районов Западной Сибири // Природные условия Западной Сибири. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1971. Вып. 1. С. 91–101.
5. Долгова Л.С., Гаврилова И.П. Особенности почв средне- и северотаежных подзон Западной Сибири (в пределах Тюменской области) // Природные условия Западной Сибири. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1971. Вып. 1. С. 77–90.
6. Ефремова Т.Т. Почвообразование и диагностика торфяных почв болотных экосистем // Почвоведение. 1992. № 12. С. 25–34.
7. Зайдельман Ф.Р. Минеральные и торфяные почвы полесских ландшафтов: генезис, гидрология, агро-экология, мелиорация, защита от пожаров торфя-

- ников и лесов, рекультивация. М.: Красанд, 2013. 440 с.
8. Иванов К.Е. Водообмен в болотных ландшафтах. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 280 с.
 9. Игнатов М.С., Игнатова Е.А. Флора мхов средней части Европейской России. М.: КМК, 2003. Т. 1. 608 с.
 10. Илометс М.А. Прирост и продуктивность сфагнового покрова в юго-западной Эстонии // Ботанический журн. 1981. Т. 66. С. 279–290.
 11. Инишева Л.И. Предложения к классификации торфяных почв // Почвоведение. 2022. № 2. С. 168–175.
 12. Караваева Н.А. Заболачивание и эволюция почв. М.: Наука, 1982. 296 с.
 13. Караваева Н.А. Почвы тайги Западной Сибири. М.: Наука, 1973. 165 с.
 14. Кац Н.Я., Кац С.В., Скобеева Е.И. Атлас растительных остатков в торфах. М.: Недра, 1977. 376 с.
 15. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 16. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
 17. Косых Н.П., Миронычева-Токарева Н.П., Михайлова Е.В., Колесниченко Л.Г. Растительность и растительное вещество плоскобугристых торфяников // Почвы и окружающая среда. 2019. Т. 2. № 1. С. 1–13.
 18. Куликова Г.Г. Краткое пособие к ботаническому анализу торфа. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974. 94 с.
 19. Лисс О.Л., Абрамова Л.И., Аветов Н.А., Березина Н.А., Инишева Л.И., Курнишкова Т.В., Слука З.А., Толпышева Т.Ю., Шведчикова Н.К. Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение. Тула: Гриф и К, 2001. 584 с.
 20. Национальный Атлас почв Российской Федерации. М.: Астель АСТ, 2011. 632 с.
 21. Пьявченко Н.И. Торфяные болота, их природное и хозяйственное значение. М.: Наука, 1985. 152 с.
 22. Уфимцева К.А. Почвы южной части таежной зоны Западно-Сибирской равнины. М.: Колос, 1974. 206 с.
 23. Хитров Н.Б., Герасимова М.И. Предлагаемые изменения в классификации почв России: диагностические признаки и почвообразующие породы // Почвоведение. 2022. № 1. С. 3–14.
 24. Bates J.W. Is “life form” a useful concept in bryophyte ecology? // Oikos. 1998. V. 82. P. 223–227.
 25. Bengtsson F., Rydin H., Baltzer J.L., Bragazza L., Bu Z.-J. *et al.* Environmental drivers of *Sphagnum* growth in peatland across Holarctic region // J. Ecology. 2021. V. 109. №1. P. 417–431.
 26. Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 1994. 392 S.
 27. Elumeeva T.G., Soudzilovskaia N.A., During J.H.C., Cornelissen J.H.C. The importance of colony structure versus shoot morphology for water balance of 22 subarctic bryophyte species // J. Vegetation Sci. 2011. V. 22. № 1. P. 152–164.
 28. IUSS Working Group. 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 Report. No. 106. FAO, Rome, 2015. 192 p.
 29. IUSS Working Group. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition, International Union of Soil Science (IUSS), Vienna, 2022. 234 p.
 30. Jabłonska E., Kotowski W., Soudzilovskaia N.A. Desiccation avoidance and hummock formation traits of rich fen bryophytes // Wetlands. 2023. V. 43. P. 21.
 31. Koronatova N.G., Kosykh N.P., Saib E.A., Stepanova V.A., Vishnyakova E.K., Granath G. Weather factors in different growing periods determine inter-annual change in growth of four sphagnum species: evidence from an eight-year study // Wetlands. 2022. V. 42. P. 118.
 32. Michel P., Lee W.G., During H.J., Cornelissen J.H.C. Species traits and their non-additive interactions control the water economy of bryophyte cushions // J. Ecology. 2011. V. 100. № 1. P. 222–231.
 33. van der Schaaf S. A single well pumping and recovery test to measure in situ acrotelm transmissivity in raised bogs // J. Hydrology. 2004. V. 290. P. 152–160.
 34. Szajdak L.W., Meysner T., Inisheva L.I., Lapshina E., Szczepanski M., Gaca W. Dynamics of organic matter and mineral components in *Sphagnum* – and *Carex* – dominated organic soils // Mires and Peat. 2019. V. 24. P. 1–15.
 35. Verhoeven J.T.A., Toth E. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens: Effect of litter quality and inhibition by living tissue homogenates // Soil Biol. Biochem. 1995. V. 27. P. 271–275.
 36. Zubov I.N., Orlov A.S., Selyanina S.B., Zabelina S.A., Ponomareva T.I. Redox potential and acidity of peat are key diagnostic physiochemical properties for the stratigraphic zones of a boreal raised bog // Mires and Peat. 2022. V. 28. P. 1–16.

Sphagnum Litter as the Most Important Genetic Horizon in the Profile of Peat Soils of Boreal Bogs

N. A. Avetov^{1, *}, and E. A. Shishkonakova²

¹Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

²Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

*e-mail: awetowna@mail.ru

Peat soils of the taiga zone of West Siberia have historically been relatively poorly studied. In the diagnostics of peat soils, the question of the belonging of the sphagnum litter horizon to the soil profile, as well as the identification of its lower boundary, remains unresolved. In the WRB and Russian Soil Classification, sphag-

num litter is considered as a vegetation cover, while in the Soviet classification it is considered as an integral part of the soil profile. The last point of view is also shared by the majority of Russian researchers. Using the material obtained in the study of peat soils in the basin of the river Kazym (subzone of the northern taiga, West Siberia), a comparative characteristic of the sphagnum litter horizon (0–20 cm) and the underlying peat horizon (20–50 cm) was carried out using three parameters: the botanical composition of peat, the degree of peat decomposition, and the color of the soil. All soils are differentiated into the litter horizon and the peat horizon by at least one parameter (5% of the profiles), but in 71% of cases, by three at once. The degree of profile differentiation into two horizons tends to increase in a series of soils formed, respectively, in oligotrophic pine-shrub-sphagnum, oligotrophic complex ridge-hollow, and mesotrophic biogeocenoses. In the overwhelming majority of oligotrophic peat soils, the transition from the litter horizon to the peat horizon is gradual, which does not allow a reproducible assessment of the boundary position in the soil profile. It is proposed to establish a fixed border of the litter horizon at 20 cm from the surface of the bog, referring it to the surface horizon of peat soil.

Keywords: diagnostics of peat horizons, horizon boundary, bogs of West Siberia, soil classification, Histosol

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.48

РАСПОЗНАВАНИЕ КАМЕНИСТЫХ, ПЕСЧАНЫХ И КАРБОНАТНЫХ С ПОВЕРХНОСТИ ПОЧВ НА ЮГЕ ПРИВОЛЖСКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ (ВОЛГОГРАДСКАЯ ОБЛАСТЬ) ПО КОСМИЧЕСКИМ СНИМКАМ

© 2023 г. И. Н. Горохова^а, *, Н. Б. Хитров^а, ** (ORCID: 0000-0001-5151-5109)

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

*e-mail: g-irina14@yandex.ru

**e-mail: khitrovn@gmail.com

Поступила в редакцию 30.03.2023 г.

После доработки 04.05.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Исследовали почвы Волго-Донской оросительной системы, в пределах опытной станции “Орошаемая”. Распознавание проводили по спектральной яркости космического изображения (Pleiades) открытой поверхности почв в 4 каналах, из которых наиболее ранжированные значения отмечены в канале B1 (0.43–0.55 мкм). Изучены три катены, вдоль которых получена полевая информация о почвах. Установлено, что наибольшую яркость (B1) создают разбросанные по поверхности камни, щебень и песок (970–1100 ед.). Далее следуют поверхностно-вскипающие почвы с сильнощебнистыми породами на глубине около 1.5 м и супесчаные почвы (710–830 ед.), вскипающие с поверхности почвы на пестрых суглинках и песках около 0.5 м (до 700 ед.), а также поверхностно-карбонатные почвы, где пестрые суглинки и пески расположены глубоко (более 70 см), или наблюдается отсутствие карбонатного материала в поверхностных горизонтах, с яркостью 560–670 ед. Использование такого подхода позволит более детально проводить распознавание почв по материалам космических съемок и разделять поверхностно-каменистые и песчаные почвы от поверхностно-карбонатных почв, отображающихся на снимках похожей пятнистой неоднородностью, но отличающихся спектральной яркостью.

Ключевые слова: космическое изображение, спектральная яркость, почвенно-геоморфологический профиль, спектральный профиль, каменистость почв, карбонатность почв, открытая поверхность почвы

DOI: 10.31857/S0032180X23600609, EDN: YILUEV

ВВЕДЕНИЕ

Волгоградская область относится к максимально освоенным территориям, где дальнейшее увеличение земель сельскохозяйственного назначения практически исчерпано. Основные массивы сельскохозяйственных угодий установились в начале 1960-х гг. после освоения целинных и залежных земель и широкого развития орошения, особенно масштабного – в сухостепной зоне.

В настоящее время по данным Минсельхоза [10] общая площадь пахотных земель в области на 01.01.2021 г. составила 5794 тыс. га, из которых около 179 тыс. га орошается.

В дореволюционной России представление о географии почв сухих степей внесли работы русских ученых Димо и Келлера, Высоцкого [5, 9], которые показали пестроту растительного и почвенного покрова, связь почв с микрорельефом. Основные закономерности природного состояния почв сухостепной зоны в целинных условиях

и на начальных этапах их активного сельскохозяйственного освоения установили советские ученые [1, 13, 14, 23] и многие другие. Результатом обобщения многолетних исследований почв специалистами различных организаций явилась книга [8]. Исследования орошаемых почв по многим направлениям в сухостепной зоне также отражены в трудах [3, 11, 18, 19, 22, 25].

К классическим методам изучения почв с 60-х годов XX в. и по настоящее время активно добавляются такие, как использование материалов дистанционного зондирования [7, 26–28, 30, 33, 35], изучение спектральных отражательных свойств почв и их компонентов [15, 20].

Материалы дистанционного зондирования являются одними из основных источников изучения орошаемых земель и орошаемых почв. Получаемые с помощью космических снимков изображения представляют собой высокоточные пространственно-временные модели. Они дают представ-

ление о структуре использования земель, способах орошения, мелиоративных мероприятиях, состоянии почвенных комплексов и динамике деградационных процессов. Однако интерпретация дистанционных материалов требует обязательного изучения особенностей района исследований на основе полевых работ и лабораторных анализов. Такие работы важны для обоснования выбранного метода обработки космической информации. Например, конкретное изображение со спутника является постоянным, в то время как используемые модели для оценки состояния почвы по этим изображениям и полученные результаты могут варьировать в зависимости от применяемых алгоритмов [36]. Важно уметь подбирать методы и модели, дающие удовлетворительный результат, подтверждаемый полевыми данными [34].

Ранее рассмотрена возможность выделения поверхностно-карбонатных почв и определения количества карбонатного материала в орошаемых почвах по пятнистости их изображения на космических снимках. Однако неоднородность орошаемых полей на снимках отражает не только наличие карбонатных пятен, но и пятен, связанных с особенностями почвообразующих и подстилающих пород [30]. Идентифицировать почвообразующие породы пытались исследователи из разных стран мира, главным образом, по материалам гиперспектральной космической съемки, которая позволила по спектральной яркости в определенных каналах выделять каолинит, иллит, монтмориллонитовую глину, крупный песок и супесь [31, 32]. Гиперспектральная космическая съемка имеет высокое спектральное, но низкое пространственное разрешение (30 м) и не подходит для изучения почвообразующих и подстилающих пород в пределах поля или нескольких отдельных полей.

Цель исследований – распознавание почвообразующих и подстилающих пород по внутриполевой неоднородности космического изображения в комплексе с полевыми исследованиями на примере орошаемых земель юга Приволжской возвышенности в Волгоградской области.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом изучения стала Волго-Донская оросительная система, расположенная в Волгоградской области, в сухостепной зоне на юге Приволжской возвышенности, протянувшись вдоль Волго-Донского канала. Исследования проводили в границах ФГБУ Опытная станция “Орошаемая”, занимающей центральную часть Волго-Донской оросительной системы (рис. 1).

Приволжская возвышенность, на которой находится опытная станция, представляет собой плато (130–170 м), расчлененное многочисленными

ми речными долинами, оврагами и балками. Водоразделы здесь имеют слабовыпуклую форму и постепенно переходят в склоны долин. Формирование рельефа Приволжской возвышенности происходило под воздействием интенсивного проявления новейших тектонических поднятий и эрозийных процессов.

Основными почвообразующими породами юга Приволжской возвышенности являются палеогеновые (эоцен и палеоцен) кварцевые пески, неогеновые (ергенинская свита) пески, скифские красно-бурые глины и четвертичные лёссовидные суглинки.

Наиболее древними являются палеогеновые отложения, которые перекрывали всю территорию возвышенности, однако в результате неоген-четвертичного размыва были почти полностью уничтожены или погребены под континентальными рыхлыми ергенинскими отложениями. Несмотря на это, породы палеогенового возраста сохранились и являются почвообразующими на значительной части территории. Палеогеновые осадки представлены главным образом переслаиванием белых и серо-зеленых кварцево-глауконитовых песков различной зернистости с песчаниками и опоками. Ергенинская свита, которая сформировалась во второй половине неогена в аллювиальных и дельтовых условиях, представлена разномзернистыми кварцевыми белыми песками мощностью до 30–40 м. Они выходят на поверхность Волго-Донского водораздела (рис. 2) и вновь скрываются под более молодые скифские глины в северной части Ергенинской возвышенности [4, 8].

Юг Приволжской возвышенности входит в подзону каштановых почв. Почвенный покров представлен почвенными комбинациями, включающими светло-каштановые несолонцеватые почвы на водораздельных пространствах, светло-каштановые солонцовые комплексы с разным долевым участием солонцов в автоморфных, полугидроморфных и гидроморфных условиях, сочетания и пятнистости лугово-каштановых, луговых почв разной степени засоления и солонцеватости, аллювиальные почвы в долинах рек [8, 12].

Орошение на опытной станции производится из Береславского и Варваровского водохранилищ, которые входят в систему Волго-Донского судоходного канала им. В.И. Ленина.

Полевые обследования западной части ключевого участка “Орошаемый” Волго-Донской оросительной системы проводили сентябре–августе 2022 г. Было заложено 3 почвенно-топографических профиля с описанием почв и почвообразующих пород.

При полевом обследовании использовали руководство по морфологическому описанию почв [2, 24], название почв давали по трем классифи-

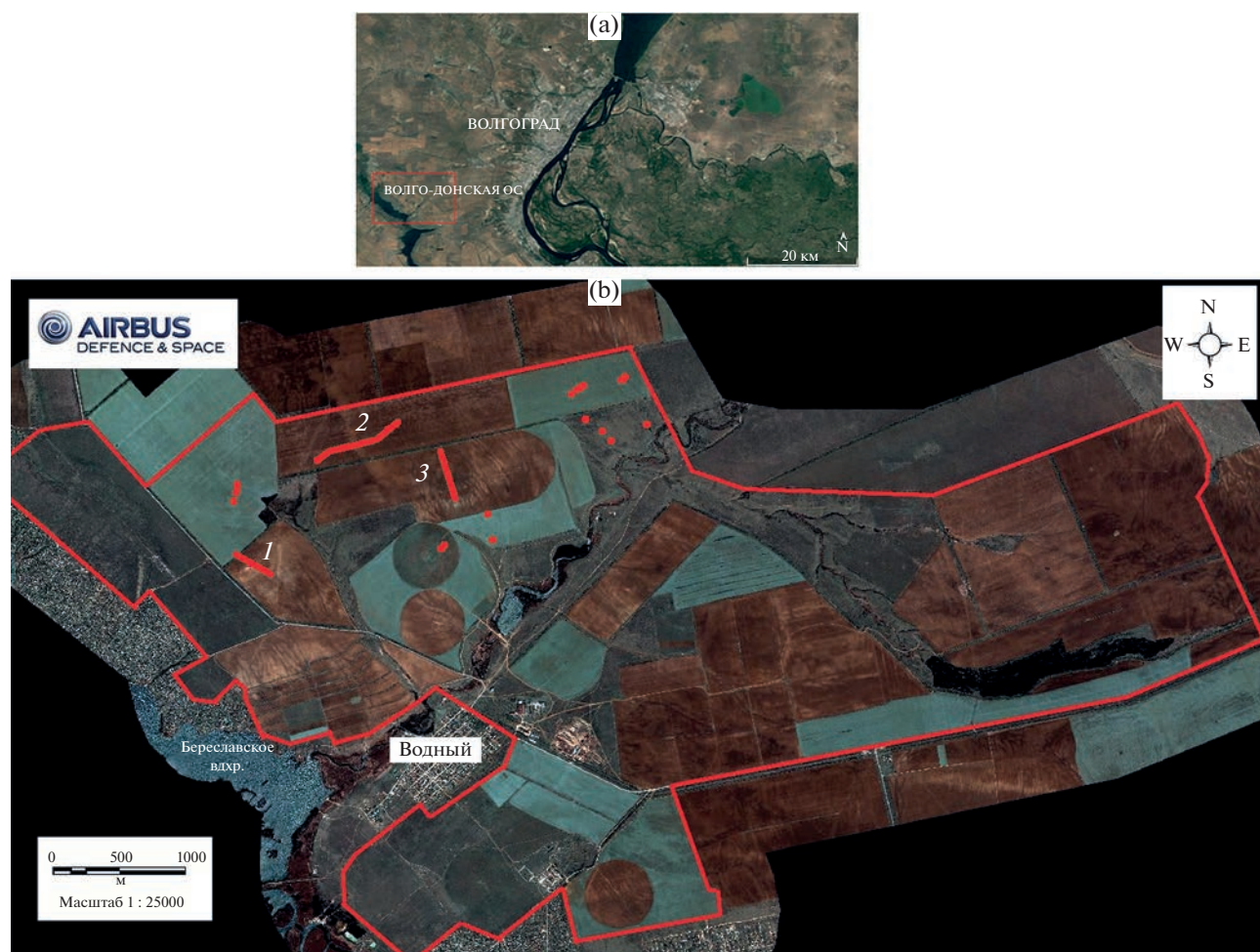


Рис. 1. Расположение Волго-Донской оросительной системы (а), отображенное на космическом снимке с портала Google Earth (Pleiades, 25.05.2021) и территория ФГБУ опытная станция «Орошаемая» (б), топографические профили (1, 2, 3) и точки почвенного опробования (2022 г.) на космическом снимке со спутника Pleiades (25.04.2020).

кациям: СССР [17] (далее К-1977), России [16, 21] (далее РК-2004(8)) и международной WRB [37] (далее WRB-2015).

Для каждой точки полевого опробования на космическом снимке Pleiades (25.04.2020) с разрешением 0.5–0.7 м в камеральных условиях определяли спектральную яркость с помощью скользящего окна диаметром 15 м (точность привязки на местности GPS-приемника) в 4 каналах: синем, В1 (0.43–0.55 мкм), зеленом, В2 (0.49–0.61 мкм), красном, В3 (0.60–0.72 мкм), ближнем инфракрасном, В4 (0.79–0.95 мкм). Результаты статистической обработки спектральных яркостей (порядка 700 пикселей на точку) представлены в таблицах. Обработку снимка проводили только для почв с открытой поверхностью. Также при работе с космической информацией использовали метод создания спектральных профилей в трех каналах (В1, В2, В3) в программе ENVI 5.1, построенных параллельно графическим почвен-

но-топографическим профилям, наглядно отражающих объект исследования.

После анализа всего полученного материала были выявлены визуальные и спектральные различия отображения на космическом снимке почв с открытой поверхностью и разными почвообразующими и подстилающими породами.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Рассмотрим изображения почвенно-топографических профилей (катен), построенных по наземным данным и значениям спектральной яркости, взятым с космического снимка. Для характеристики профилей будем использовать средние значения спектральной яркости канала В1, как наиболее контрастного для дифференциации.

Катена 1 расположена на поле, которое с 1985 г. находится в богарном использовании. Распространены почвы светло-каштановые пахотные,

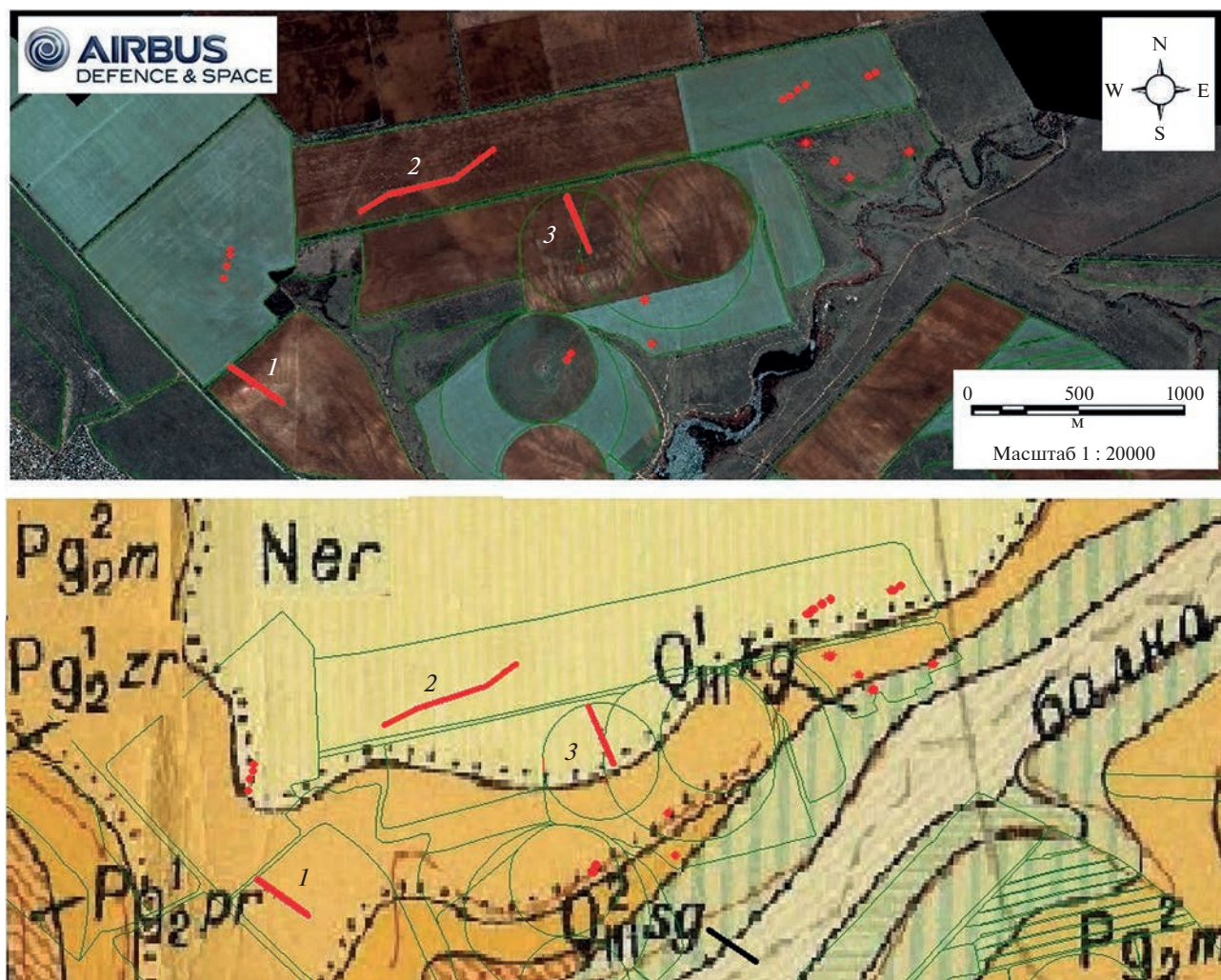


Рис. 2. Ключевой участок полевых исследований (2022 г.) на космическом снимке (Pleiades 25.04.2020) и увеличенный фрагмент Геологической карты СССР (1 : 200000) на его территорию. Четвертичная система. Верхнечетвертичные отложения: Q_{III}^{sg} — пески, суглинки, 1-я надпойменная (сухосельская) терраса бассейна р. Дон; Q_{III}^{sg} — пески, суглинки, 2-я надпойменная (карангатская) терраса бассейна р. Дон. Неогеновая система. Плиоцен: Neg — ергенинская свита без разделения, пески. Палеогеновая система. Эоцен: Pg_2^m — средний эоцен, мечеткинская свита, пески, алевроиты с прослоями песчаников и глин; Pg_2^{zg} — нижний эоцен, царичинская свита, пески, песчаники, алевроиты с прослоями песчаников и глин; Pg_2^{pr} — нижний эоцен, пралейская свита, пески, песчаники, алевроиты. Почвенно-топографические профили (1, 2, 3), точки полевого опробования (*) и современные границы сельскохозяйственных полей (— — —).

легкосуглинистые и супесчаные по К-1977; или разные агрозоны по РК-2004(8), или Kastanozems, Arenosols, Cambisols по WRB-2015 (табл. 1). Почвы развиты на разных почвообразующих породах: палево-бурых каменистых суглинках, переслаивающиеся с пестрыми суглинками и песками; каменистых песках и супесях разного цвета (белых, зеленых, красных), двучленных отложениях. Все почвы профиля не вскипают с поверхности и, следовательно, не содержат карбонатный материал в верхних слоях пахотного горизонта.

На космическом снимке почвы профиля с открытой поверхностью имеют неоднородный тон с ажурным светлым рисунком и отдельными яр-

кими светлыми пятнами, что связано с разбросанными по поверхности камнями и выходом песка на поверхность.

Средние значения спектральной яркости возрастают во всех каналах у супесчаных почв (C-452, C-454, C-455, C-456) (700–830 ед.), достигая максимума в точке C-453 (970 ед.), где отмечается выход песка на поверхность. Самую низкую спектральную яркость в катене имеют почвы, где каменистые суглинки подстилаются песками глубже 100 см (C-450, C-451, C-457) (600–775 ед.) (рис. 3).

Катена 2 заложена на поле, которое также длительное время находится в богарном исполь-

Таблица 1. Почвы профиля 1 и его спектральные статистические параметры в 4 каналах

№ точки	Почва: PK-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость			
			B1	B2	B3	B4
C-450	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный глинисто-иллювиированный гипсодержащий высококовски-пающий легкосуглинистый на каменистых палево-бурых суглинках, подстилаемых с 85 см зелеными суглинками с гипсом и с 120 см белым песком; Haplic Kastanozem (Aric, Pantoloamic, Bathyarenic, Raptic); P1–P2i–Bca,i–BCAnc,i–2BCAnc,i–2BCA3nc,i,cs–3BDcs,(ca)–Dsand,(ca)–Dsand	Максимальная	675	819	1005	1451
		Минимальная	573	705	861	1185
		Средняя	619	750	915	1283
		Стандартное отклонение	15	21	28	47
C-451	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный глинисто-иллювиированный гипсодержащий высококовски-пающий легкосуглинистый на каменистых палево-бурых суглинках, подстилаемых с 60 см зелеными суглинками с гипсом и с 115 см желтоватым песком; Haplic Kastanozem (Aric, Pantoloamic, Bathyarenic, Raptic); P1–P2–P3pb,(ca)–Bca,i–BCAnc,i–2BDcs,(ca)–Dsand	Максимальная	652	811	1016	1476
		Минимальная	568	715	889	1233
		Средняя	604	757	947	1331
		Стандартное отклонение	14	17	21	41
C-452	Агрозем ожежененный глинисто-иллювиированный супесчано-песчаный на каменистых супесях, подстилаемых с 50 см желтым, а с 77 см красным песком; Rhodic Brunic Arenosol (Aric, Ochric, Raptic); P1–P2ad–P3pb,ad–Bf,i–2BDsand–3D2sand–3D3ff,sand	Максимальная	771	978	1249	1905
		Минимальная	658	828	1074	1610
		Средняя	708	890	1163	1725
		Стандартное отклонение	20	25	35	54
C-453	Агрозем псевдофибровый песчаный на каменистых разноцветных песках, подстилаемых на 117 см тонкой прослойкой суглинка; Lamellic Arenosol (Aric, Ochric); P1–P2ff–BC1–BC2–2Dsand–3D суглинок	Максимальная	1108	1421	1819	2568
		Минимальная	775	966	1219	1747
		Средняя	969	1234	1587	2224
		Стандартное отклонение	97	129	157	240
C-454	Агрозем ожежененный глинисто-иллювиированный супесчано-песчаный на каменистых супесях, подстилаемых с 50 см желтым, а с 77 см красным песком; Rhodic Brunic Arenosol (Aric, Ochric, Raptic); P1–P2–P3pb–Bf,i–BC(f)sand–2Dsand	Максимальная	834	1054	1399	2044
		Минимальная	700	902	1204	1704
		Средняя	765	984	1316	1879
		Стандартное отклонение	26	31	37	69

Таблица 1. Окончание

№ точки	Почва: PK-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость			
			B1	B2	B3	B4
C-455	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный литохромный высококовскипающий супесчано-легкосуглинистый на двучленных отложениях (каменистых супесях на зеленоватых суглинках); Eutric Cambisol (Epiarenic, Katoloamic, Aric, Protocalcic, Ochric, Raptic); P1–P2–P3pb–2BCAnc–2BCsa–3D(ca), loam	Максимальная	904	1147	1424	2377
		Минимальная	746	964	1274	1872
		Средняя	832	1077	1349	2173
		Стандартное отклонение	26	28	28	100
C-456	Агрозем гумусово-стратифицированный литохромный глубоковскипающий супесчано-легкосуглинистый на двучленных отложениях (каменистых супесях на зеленоватых суглинках с охристыми новообразованиями); Eutric Cambisol (Aric, Loamic, Novic, Ochric, Raptic); P1rh–P2rh–2Ppa–2Bглауконитовый–2Bsa–2BCsa–2Csa	Максимальная	877	1139	1415	2173
		Минимальная	771	1000	1245	1655
		Средняя	824	1068	1325	1929
		Стандартное отклонение	23	28	33	128
C-457	Агрозем аккумулятивно-карбонатный мицелярный высококовскипающий гипсодержащий легкосуглинистый на бурых суглинках; Haplic Kastanozem (Aric, Loamic); P1–P2–P3ca–BCAmc–BCsa–BCsa,cs	Максимальная	868	1101	1378	1896
		Минимальная	708	885	1123	1438
		Средняя	775	987	1246	1672
		Стандартное отклонение	29	43	55	92

зовании (с 1985 г.). Почвы светло-каштановые пахотные легко- и среднесуглинистые и светло-каштановые пахотные солонцеватые легко- и среднесуглинистые, а также солонцы каштановые пахотные среднесуглинистые (табл. 2). Почвы залегают на палево-бурых суглинках, подстилаемых с глубины 52 см и глубже зелеными глауконитовыми песками и зелеными суглинками. Одна часть почв профиля не вскипает с поверхности и, следовательно, не содержат карбонаты в верхних слоях пахотного горизонта, другая часть — вскипает.

На космическом снимке в середине и начале катены отмечаются светлые полосы (точка C-437-2, C-433, C-430, C-429, C-426), что связано с наличием карбонатов в верхних горизонтах почв и здесь средние значения спектральной яркости возрастают (600–670 ед.). Почвы, подстилаемые с 50–52 см пестрыми песками и суглинками и не вскипающие с поверхности (C-436, C-432, C-431), также отличаются некоторым повышением яркости, но в меньшем диапазоне (630–650 ед.). Остальные почвы, не вскипающие с поверхности и подстилаемые пестрыми суглинками и песками с 70 см и глубже (C-437, C-435, C-434, C-428, C-427),

имеют самый низкий диапазон яркостей в катене (550–620 ед.) (рис. 4).

Катена 3 заложена на длительно орошаемом поле (с 1985), где орошение было приостановлено только в 2019 г.

Почвы светло-каштановые пахотные карбонатные и светло-каштановые пахотные карбонатные солонцеватые среднесуглинистые на двучленных отложениях: палево-бурых суглинков с камнями, подстилаемые с 30–50 см и глубже пестрыми и зелеными песками и суглинками, местами с гипсом, ржавыми пятнами и камнями. Все почвы вскипают с поверхности, поэтому содержат карбонаты в верхнем горизонте почв. Между разрезами ФР-425 и ФР-438 и южнее последней точки катены (ФР-438) наблюдаются полосы с очень высоким содержанием камней на дневной поверхности.

Почвы на снимке (ФР-420), у которых пестрые пески отмечаются с глубины 70 см и глубже, имеют достаточно однородный и темный тон со средней спектральной яркостью 670 ед. Далее он изменяется на более светлый, с добавлением красноватого оттенка (ФР-421, ФР-422) (750–800 ед.). Почвы с пестрыми суглинками, камнями и гип-

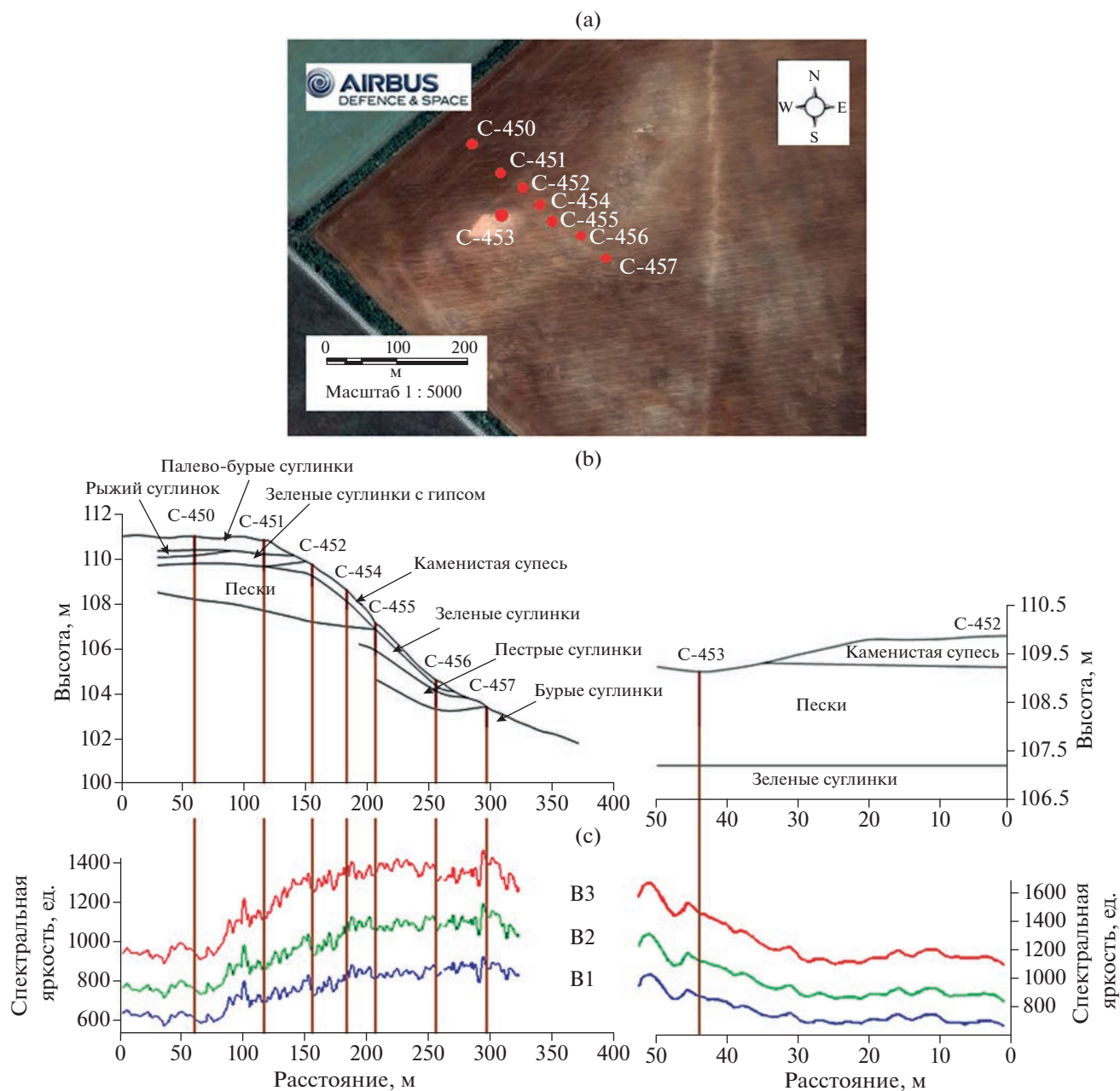


Рис. 3. Почвенно-топографический профиль 1: а – космическое изображение почвенно-топографического профиля (Pleiades 25.04.2020); б – схематическое изображение почвообразующих пород профиля; в – спектральное изображение профиля в трех каналах (B1, B2, B3).

сом на глубине около 50 см, становятся еще светлее (ФР-423, ФР-424, ФР-425, ФР-438) (800–820 ед.) и достигают самого яркого и светлого тона в той части поля, где камни оказываются на поверхности (1100 ед.) (рис. 5, табл. 3).

Если проанализировать и округлить (до 10 ед.) среднюю спектральную яркость, взятую со снимка всех представленных точек, то можно составить таблицу ранжирования яркостей почв с открытой поверхностью и их изменения, в зависи-

мости от почвообразующих и подстилающих пород (табл. 4). Видно, что ранжирование яркостей наблюдается во всех 4 каналах. Наибольшую яркость (B1) создают разбросанные по поверхности камни, щебень и песок (970–1100 ед.), затем следуют поверхностно-вскипающие почвы с сильнощебнистыми породами на глубине около 0.5 м (810–820 ед.) и супесчаные почвы (710–830 ед.). Вскипающие с поверхности почвы на пестрых суглинках и песках около 0.5 м также

Таблица 2. Почвы профиля 2 и его спектральные статистические параметры в 4 каналах

№ точки	Почва: PK-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость, ед.			
			B1	B2	B3	B4
C-437-2	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный поверхностно-вскипающий легкосуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 120 см тонкозернистым песком; Haplic Kastanozem (Aric, Loamic, Raptic); P1ca–P2ca–Bca–BCAnc–BCsa–2D(ca),sand	Максимальная	738	917	1153	1573
		Минимальная	627	775	960	1307
		Средняя	671	833	1040	1411
		Стандартное отклонение	18	22	32	43
C-437	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный высоковскипающий легкосуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 70 см тонкозернистым зеленым карбонатным песком; Haplic Kastanozem (Aric, Loamic, Raptic); P1–P2–P3(ca),pb–Bca–BCAnc–2Dca,sand–2Dca,ox,sand	Максимальная	705	885	1057	1541
		Минимальная	562	676	837	1115
		Средняя	615	751	917	1274
		Стандартное отклонение	20	31	32	62
C-436	Агрокаштановая солонцеватая квазиглееватая сегрегационная высоковскипающая легкосуглинистая на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 52 см слоистыми отложениями (с 52 см тонкозернистый зеленый карбонатный песок – с 70 см палево-зеленый легкий суглинок – с 85 см зеленый бескарбонатный песок); Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Bathyarenic); P1–P2–P3–BMKsn–BCAnc–2BDca,nc,sand–3BCAnc–4Dca,sand–5Dsand	Максимальная	698	846	1016	1467
		Минимальная	573	700	854	1161
		Средняя	627	762	935	1309
		Стандартное отклонение	23	28	31	61
C-435	Агросолонец светлый сегрегационный срединно-вскипающий средне-тяжелосреднесуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 80 см зеленым песком с линзами суглинка; Haplic Solonetz (Aric, Loamic, Cutanic, Raptic); P1–P2–P3–SN–Bsn–BCAnc–2BDca,nc,sand–3Dca,sand	Максимальная	708	855	1006	1446
		Минимальная	543	661	804	1059
		Средняя	616	741	888	1220
		Стандартное отклонение	29	36	39	71
C-434	Агросолонец светлый сегрегационный срединно-вскипающий средне-тяжелосреднесуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 70 см зеленым суглинком и с 86 см зеленым песком с линзами суглинка; Haplic Solonetz (Aric, Loamic, Cutanic, Raptic); P1–P2–P3–SN–BCAnc,sn–BCAnc–2Dloam + sand–3D2sand	Максимальная	690	850	1021	1442
		Минимальная	567	697	840	1099
		Средняя	615	754	908	1242
		Стандартное отклонение	24	30	35	69

Таблица 2. Продолжение

№ точки	Почва: PK-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость, ед.			
			B1	B2	B3	B4
C-433	Агрозем аккумулятивно-карбонатный диффузный солонцеватый поверхностно-вскипающий гипсодержащий среднесуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемых с 55 см пестроцветными суглинками с гипсом с 120 см зеленым песком с линзами суглинка, с 150 см оливковой глины с прослоями суглинка; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Bathygypsic); P1ca–P2ca–P3ca,pb–BCAnc,sn–2BDca,cs–3D2sand–4D3clay	Максимальная	723	937	1167	1642
		Минимальная	600	791	1011	1352
		Средняя	669	871	1103	1501
		Стандартное отклонение	17	21	24	46
C-432	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный солонцеватый высоко-вскипающий квазиглееватый глубоко-гипсодержащий литохромный среднесуглинистый на двучленных суглинистых отложениях (рыжие песчанистые суглинки, подстилаемые с 50 см пестроцветными суглинками, с 84 см зелеными суглинками с оранжево-ржавыми пятнами, с 115 см зелеными суглинками с ржавыми пятнами и гипсом); Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic) P1–P2–Bsn–Bca,sn–BCAnc,sn–2Dca–2Dca,q–2Dca,q,cs–3D2q–4D3ca,q–4Dca,q,cs	Максимальная	691	919	1179	1644
		Минимальная	585	732	981	1330
		Средняя	646	826	1074	1496
		Стандартное отклонение	17	30	39	54
C-431	Агрозем солонцеватый литохромный красноцветный высоко-вскипающий глубоко-гипсодержащий среднесуглинистый на двучленных суглинистых отложениях разного цвета (красные песчанистые суглинки, подстилаемые с 50 см зелеными суглинками с оранжево-ржавыми пятнами, с 100 см зелеными суглинками с ржавыми пятнами и гипсом); Eutric Cambisol (Aric, Loamic, Ochric, Raptic); P1–P2–P3–P4pb,(ca)–Bca,sn,ro–2Dca,nc–2Dca,cs	Максимальная	681	834	1053	1523
		Минимальная	582	728	914	1262
		Средняя	629	780	988	1398
		Стандартное отклонение	16	19	24	41
C-430	Агрокаштановая солонцеватая сегрегационная поверхностно-вскипающая среднесуглинистая на двучленных суглинистых отложениях разного цвета (палево-бурые суглинки, подстилаемые с 83 см красными песчанистыми суглинками с камнями); Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic); P1ca–P2–P3–BMKsn–Bca,sn–BCAnc,sn–2BDca,nc,ro	Максимальная	673	832	1029	1481
		Минимальная	585	735	906	1227
		Средняя	631	788	979	1377
		Стандартное отклонение	19	19	24	46

Таблица 2. Окончание

№ точки	Почва: PK-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость, ед.			
			B1	B2	B3	B4
C-429	Агрокаштановая солонцеватая сегрегационная поверхностно-вскипающая среднесуглинистая на палево-бурых суглинках, подстилаемые с 100 см суглинками с камнями; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic); P1ca–P2ca–BMKca,sn–Bca,sn–BCAnc–BCca–2Dca,loam	Максимальная	719	894	1114	1566
		Минимальная	591	731	930	1235
		Средняя	638	797	1008	1359
		Стандартное отклонение	18	21	26	47
C-428	Агрокаштановая солонцеватая сегрегационная высоковскипающая среднесуглинистая на палево-бурых суглинках, подстилаемые с 112 см суглинками с камнями; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Bathyarenic); P1–P2–BMKsn–Bca,sn–BCAnc–BCca–2Dca,loam	Максимальная	591	704	845	1157
		Минимальная	538	639	768	1022
		Средняя	562	664	794	1073
		Стандартное отклонение	8	11	12	20
C-427	Агрокаштановая солонцеватая сегрегационная высоковскипающая среднесуглинистая на палево-бурых суглинках, подстилаемые с 120 см песком с карбонатами; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Bathyarenic); P1–P2–BMKsn–Bca,sn–BCAnc,sn–BCca–2Dca,sand	Максимальная	628	752	891	1241
		Минимальная	536	634	747	990
		Средняя	561	663	787	1059
		Стандартное отклонение	14	18	26	41
C-426	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный солонцеватый поверхностно-вскипающий среднесуглинистый на палево-бурых суглинках, подстилаемые с 117 см песком с камнями; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic); P1ca–P2ca–P3ca,pb–Bca,sn–BCAnc–BCca–2Dca,sand	Максимальная	641	781	944	1307
		Минимальная	547	670	811	1060
		Средняя	598	725	881	1198
		Стандартное отклонение	14	16	20	37

имеют достаточно высокую спектральную яркость (670–800 ед.). Но чем глубже в почвах расположены пестрые суглинки и пески, а также если наблюдается отсутствие карбонатного материала в поверхностных горизонтах, тем ниже становится яркость почв на снимке (от 560 до 670 ед.).

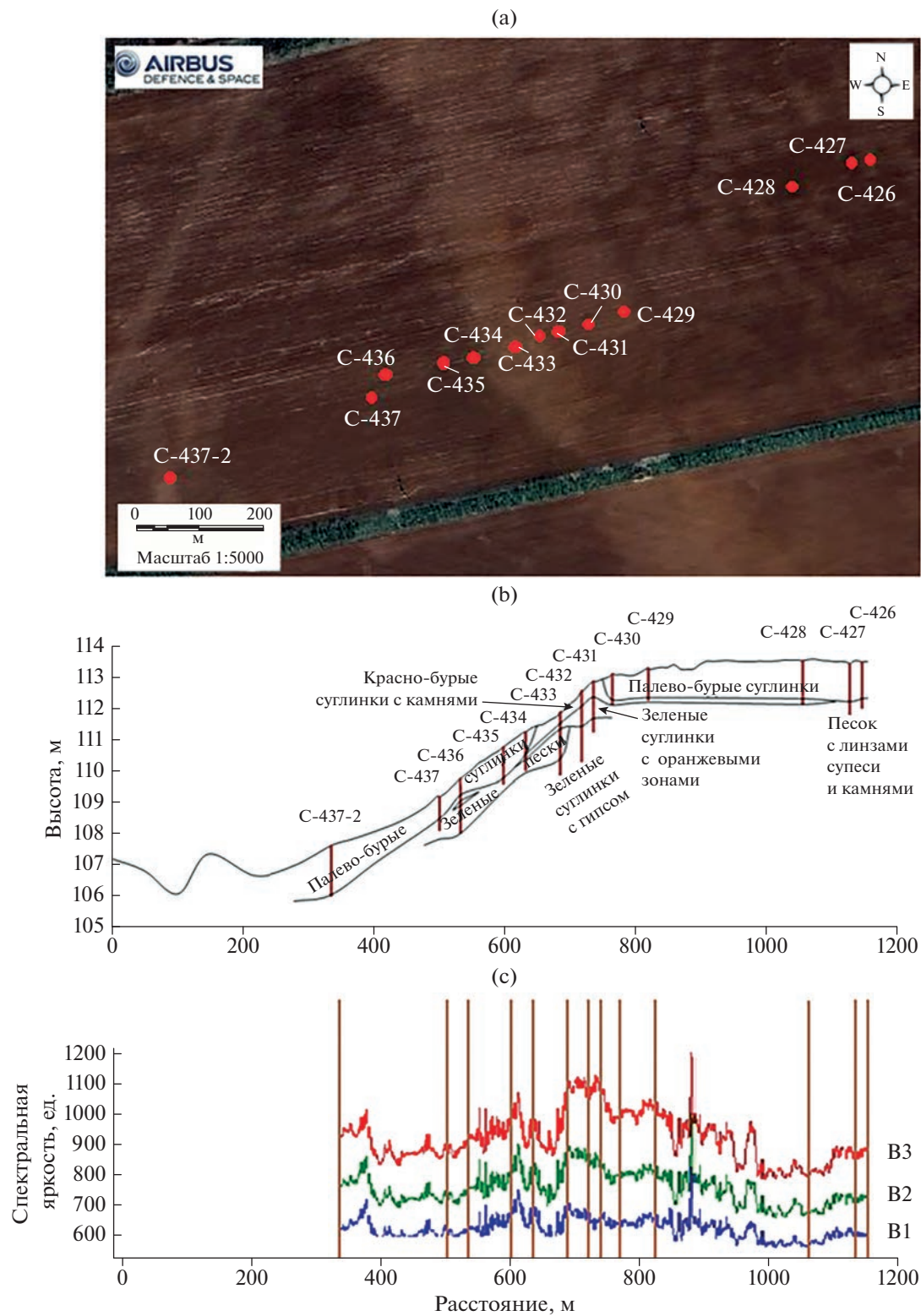
Использование такой таблицы позволит более детально подходить к распознаванию почв по материалам космических съемок и разделять поверхностно-каменистые и песчаные почвы от поверхностно-карбонатных почв, отображающихся на снимках пятнистой неоднородностью, но отличающихся спектральной яркостью.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Внутриполевая неоднородность сельскохозяйственных полей и ее отображение на космиче-

ской информации в виде светлых пятен и полос может быть связана как с выходом на поверхность и близким залеганием к поверхности (около 0.5 м) каменистых, щебнистых и песчаных почвообразующих и подстилающих пород, так и наличием карбонатного материала в верхних горизонтах почв. Использование космической информации позволяет провести разделение таких почв.

2. Для подробной оценки внутриполевой неоднородности необходимо использовать космическую многозональную съемку сверхвысокого разрешения (до 1 м) и анализировать изображение открытой поверхности почв для разных полей на одном снимке, полученном в одно время и при одних погодных условиях. Предварительно, космический снимок должен пройти радиометрическую калибровку и атмосферную коррекцию



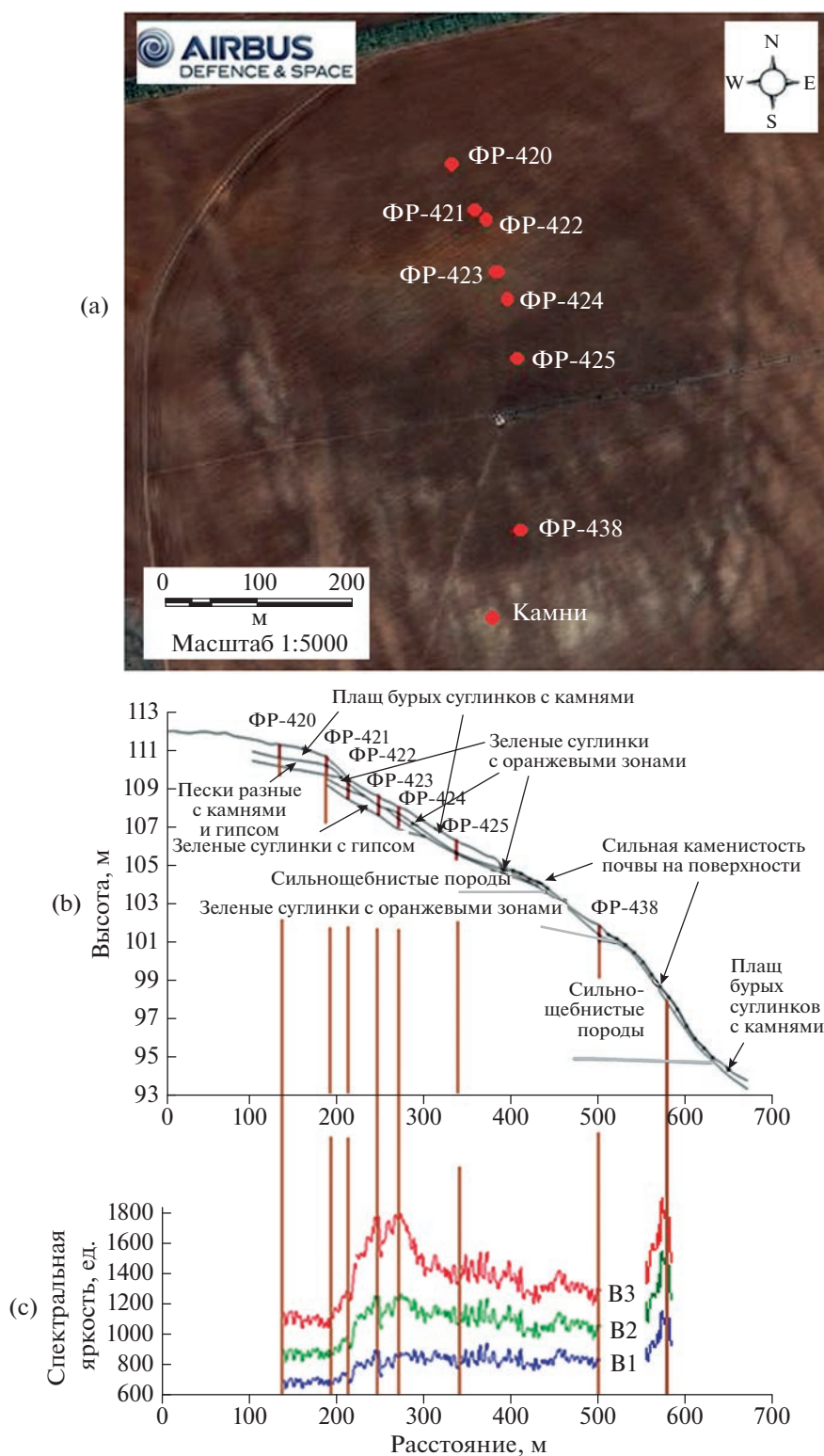


Рис. 5. Почвенно-топографический профиль 3: а – космическое изображение почвенно-топографического профиля (Pleiades 25.04.2020); б – схематическое изображение почвообразующих пород профиля; с – спектральное изображение профиля в трех каналах (B1, B2, B3).

Таблица 3. Почвы профиля 3 и его спектральные статистические параметры в 4 каналах

№ точки	Почва: РК-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость, ед.			
			B1	B2	B3	B4
ФР-420	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный поверхностно-вскипающий агропереуплотненный гипсодержащий среднесуглинистый на палево-бурых суглинках с камнями, подстилаемыми с 70 см пестроцветным песком с камнями и гипсом; Haplic Kastanozem (Aric, Loamic, Raptic); P1ca–P2ca,ad–P3ca,pb–Bca–BCAnc–2BCAnc,i–3Dca,dc,cs,sand	Максимальная	746	946	1208	1792
		Минимальная	604	775	987	1413
		Средняя	671	859	1097	1601
		Стандартное отклонение	25	32	42	72
ФР-421	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационно-натечный поверхностно-вскипающий агропереуплотненный гипсодержащий среднесуглинистый средне-каменистый на палево-бурых каменистых суглинках с камнями, подстилаемыми с 50 см пестроцветным песком с камнями и гипсом; Haplic Kastanozem (Aric, Loamic, Raptic); P1ca–P2ca,ad–P3ca,pb–BCAnc,ic,sk–2Dca,cs,sand	Максимальная	854	1209	1666	2400
		Минимальная	667	890	1201	1709
		Средняя	753	1036	1405	2013
		Стандартное отклонение	35	64	97	138
ФР-422	Агрозем аккумулятивно-карбонатный мицеллярно-диффузный поверхностно-вскипающий солонцеватый агропереуплотненный литохромный среднесуглинистый поверхностно-каменистый на палево-бурых каменистых суглинках, подстилаемыми с 28 см пестроцветными суглинками; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic); P1ca–P2ca,ad–P3ca,pb–2BCAmc,dc,sn–2Dca,sn,loam–3D3ca,sn–4D4ca,sn	Максимальная	898	1262	1780	2558
		Минимальная	691	1005	1447	1989
		Средняя	799	1147	1621	2308
		Стандартное отклонение	37	49	75	123
ФР-423	Агрозем аккумулятивно-карбонатный сегрегационный солонцеватый поверхностно-вскипающий агропереуплотненный литохромный среднесуглинистый профильно-каменистый на двучленных каменистых отложениях: палево-бурых суглинках, подстилаемыми с 54 см зелеными суглинками; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic) P1ca–P2ca,ad–P3ca,ad,pb–BCAnc,sn–2BDca,sn,cs,loam–2Dca,cs	Максимальная	907	1229	1532	2208
		Минимальная	733	975	1219	1663
		Средняя	804	1076	1359	1898
		Стандартное отклонение	33	46	55	99

Таблица 3. Окончание

№ точки	Почва: РК-2004(8); WRB-2015; формула профиля	Статистические параметры спектральной яркости	Спектральная яркость, ед.			
			B1	B2	B3	B4
ФР-424	Агрозем аккумулятивно-карбонатный мицеллярный солонцеватый поверхностно-вскипающий агропереуплотненный литохромный (зеленый) среднесуглинистый поверхностно-каменистый на зеленых суглинках с камнями, подстилаемых с 105 см зеленой глиной с ржавыми пятнами и линзами песка, и с 155 см сцементированным песком; Luvic Kastanozem (Aric, Loamic, Protosodic, Raptic); P1ca -P2ca,ad-Bca,sn-BCAmc,sn-BC(ca),cs-2BDcs,loam-2Dcs,clay+sand-3D2sand	Максимальная Минимальная Средняя Стандартное отклонение	898 734 808 29	1195 972 1070 39	1480 1231 1346 46	2135 1672 1880 86
ФР-425	Агросолонец светлый агрогенноуплотненный сегрегационный срединно-вскипающий среднесуглинистый на двучленных суглинистых отложениях (бурые суглинки на зеленых суглинках с 54 см), подстилаемых сильнокаменистыми плитчатыми отложениями 74 см; Haplic Solonetz (Aric, Loamic, Cutanic, Ochric, Endoskeletal, Raptic); P1-P2ad-SN-BCA1nc,sn-2BCA2nc,sn-3Dsk,ic	Максимальная Минимальная Средняя Стандартное отклонение	910 716 821 39	1164 895 1049 54	1426 1112 1292 66	2089 1507 1834 119
ФР-438	Агросолонец светлый агрогенноуплотненный сегрегационный высоковскипающий среднесуглинистый на двучленных суглинистых отложениях (бурые суглинки на зеленых суглинках с 53 см), подстилаемых сильнокаменистыми отложениями 77 см; Haplic Solonetz (Aric, Loamic, Cutanic, Ochric, Endoskeletal, Raptic); P1-P2ad-P3sn-SN-BCAnc,sn-2BCAnc,sn-3Dca,sk,ic	Максимальная Минимальная Средняя Стандартное отклонение	985 687 817 47	1246 855 1035 60	1533 1071 1269 73	2337 1479 1857 138
Камни	Преимущественно карбонатный щебень, 60–80% покрытия поверхности	Максимальная Минимальная Средняя Стандартное отклонение	1214 950 1092 46	1581 1191 1432 67	1878 1416 1698 83	2752 1999 2416 133

для устранения влияния атмосферы и технических помех съемки.

3. Обязательно изучение природных и геологических условий района исследования, истории освоения и использования сельскохозяйственных земель, поскольку выход каменистых, щебнистых и песчаных пород на поверхность или близко к поверхности, эродированность участка, проведение планировки полей, орошение, спо-

соб и длительность орошения приводят к внутри-полевой неоднородности поверхности поля и влажности почв.

4. Спектральная яркость во всех каналах съемки, отображающая близко залегающие к поверхности геологические породы и поверхностно-карбонатные почвы, имеет схожие, но различимые значения, что позволяет использовать космический снимок для разделения этих объектов. Наиболь-

Таблица 4. Изменения спектральной яркости почв с открытой поверхностью в зависимости от состава и глубины залегания почвообразующих и подстилающих пород (по средним значениям с округлением до 10 ед.)

Характеристика почвообразующих и подстилающих пород почв	Интервал спектральной яркости в разных каналах				Номер точки
	B1	B2	B3	B4	
Каменистые с поверхности почвы	1100	1400	1700	2400	Камни
Песчаные с поверхности почвы	970	1200	1600	2200	С-453
Вскипающие с поверхности почвы на сильнощебнистых породах с глубины около 0.5 м	810–820	1050–1070	1270–1350	1830–1880	ФР-424, ФР-425, ФР-438
Супесчаные почвы на палево-бурых суглинках	710–830	890–1080	1160–1350	1720–2170	С-452, С-454, С-455, С-456
Вскипающие с поверхности почвы на палево-бурых суглинках, подстилаемые пестрыми суглинками или песками с глубины около 0.5 м	670–800	870–1100	1100–1620	1500–2300	ФР-421, ФР-422, ФР-423, С-433
Почвы на палево-бурых суглинках, подстилаемые пестрыми суглинками или песками около 0.5 м	630–650	760–830	930–1100	1310–1500	С-431, С-432, С-436
Вскипающие с поверхности почвы на палево-бурых суглинках, подстилаемые пестрыми суглинками или песками с 70 см и глубже	600–670	720–860	880–1100	1200–1600	ФР-420, С-437-2, С-430, С-429, С-426
Почвы на палево-бурых суглинках, подстилаемые пестрыми суглинками или песками с глубины 70 см и глубже	560–620	660–760	790–950	1060–1330	С-427, С-428, С-434, С-435, С-437, С-450, С-451

шую яркость (B1) создают разбросанные по поверхности камни, щебень и песок (970–1100 ед.). Визуально на снимке они имеют яркий ажурный или пятнистый рисунок изображения. Далее следуют поверхностно-карбонатные почвы с сильнощебнистыми породами на глубине около полуметра (810–820 ед.) и супесчаные почвы (710–830 ед.). Визуально они также выделяются в виде светлых, но однородных по структуре пятен или полос. Вскипающие с поверхности почвы на пестрых суглинках и вскипающие с глубины ≈ 50 см на песках имеют спектральную яркость (670–800 ед.) и осветленный фон на снимке. Карбонатные почвы, где пестрые суглинки и пески расположены глубоко (более 70 см), или наблюдается отсутствие карбонатного материала в поверхностных горизонтах, имеют яркость почв от 560 до 670 ед. Для разделения каменистых, песчаных и карбонатных с поверхности почв можно использовать построение спектральных профилей через неоднородные участки или определение и статистическую обработку яркостей почв вокруг точек опробования на снимке.

5. Предложенный метод предполагает использование его при классификации космического

изображения для выделения каменистых, песчаных и карбонатных почв. Способ отражает состояние конкретного района исследований, поэтому для расширения географии ее применения требуются дальнейшие исследования.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антипов-Каратаев И.Н. Мелиорация солонцов в СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 563 с.
2. Базовые шкалы морфологических элементов почв. Методическое руководство по описанию почв в поле. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1982. 58 с.
3. Барановская А.В., Азовцев В.И. Влияние орошения на миграцию карбонатов в почвах Поволжья // Почвоведение. 1981. № 10. С. 17–26.
4. Волгоградская область: природные условия, ресурсы, хозяйство, население, геоэкологическое состояние. Волгоград: Перемена, 2011. 528 с.

5. *Высоцкий Г.Н.* Ергеня: культурно-фитологический очерк // Тр. бюро по прикладной ботанике. Петроград: тип. К. Маттисена в Юрьеве, 1915. 331 с.
6. Геологическая карта СССР (М 1 : 200000), лист М-38-XXXIII. Всесоюзные аэрогеологический трест Министерства геологии СССР. М., 1968.
7. *Горохова И.Н., Панкова Е.И., Чурсин И.Н.* Методические подходы к разработке мониторинга орошаемых земель юга Европейской части России на основе материалов космической съемки // Аридные экосистемы. 2020. Т. 26. С. 84–93. <https://doi.org/10.24411/1993-3916-2020-10087>
8. *Дегтярева Е.Т., Жулидова А.Н.* Почвы Волгоградской области. Волгоград: Нижне-Волжское книжное изд-во, 1970. 319 с.
9. *Димо Н.А., Келлер Б.А.* В области полупустыни: Почвенные и ботанические исследования на юге Царицынского уезда Саратовской губернии. Саратов: Изд-во Саратовского губернского земства, 1907. С. 3–185.
10. Доклад о состоянии и использовании земель сельскохозяйственного назначения РФ в 2020 г. М., 2022. 384 с.
11. *Зимовец Б.А.* Экология и мелиорация почв сухостепной зоны. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1991. 248 с.
12. *Зинченко Е.В., Горохова И.Н., Круглякова Н.Г., Хитров Н.Б.* Современное состояние орошаемых почв юга Приволжской возвышенности // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 104. С. 68–109. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-104-68-109>
13. *Иванова Е.И.* Очерк почв южной части Подуральского плато и прилегающих районов Прикаспийской низменности. Л.: Изд-во АН СССР, 1928. 320 с.
14. *Иванова Е.Н., Фридланд В.М.* Почвенные комплексы сухих степей и их эволюция // Вопросы улучшения кормовой базы в степной, полупустынной и пустынной зонах СССР. М.–Л.: Изд-во. АН СССР, 1954. С. 162–190.
15. *Карманов И.И.* Спектральная отражательная способность и цвет почв как показатели их свойств. М.: Колос, 1974. 351 с.
16. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
17. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 247 с.
18. *Любимова И.Н., Дегтярева Е.Т.* Изменение карбонатного профиля почв солонцовых комплексов при агрогенном воздействии // Почвоведение. 2000. № 7. С. 855–860.
19. *Минашина Н.Г.* Мелиорация засоленных почв. М.: Колос, 1978. 263 с.
20. *Орлов Д.С., Суханова Н.И., Розанова М.С.* Спектральная отражательная способность почв и их компонентов. М.: Изд-во МГУ, 2001. 176 с.
21. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
22. *Приходько В.Е.* Орошаемые степные почвы: функционирование, экология, продуктивность. М.: Интеллект, 1996. 179 с.
23. *Роде А.А.* Почвообразовательный процесс и эволюция почв. М.: Географгиз, 1947. 142 с.
24. Руководство по описанию почв. Рим. Продовольственная и сельскохозяйственная организация объединенных наций, 2012. 101 с.
25. *Сиземская М.Л.* Современная природно-антропогенная трансформация почв полупустыни Северного Прикаспия. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. С. 276.
26. *Симакова М.С.* Методика картирования почв Прикаспийской низменности по материалам аэрофотосъемки // Почвенно-географические исследования и использование аэрофотоснимков в картографировании почв. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 283–357.
27. *Панкова Е.И., Мазиков В.М.* Методические вопросы использования аэрофотоснимков для характеристики засоления почв // Почвенно-мелиоративные процессы в районах нового орошения. Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1975. С. 97–111.
28. *Вышивкин Д.Д.* Географическая интерпретация космических снимков в целях тематического картирования засоленных земель // Исследования природной среды космическими средствами М.: ВИНТИ, 1975. Т. 4. С. 34–37.
29. *Антонова С.Ю., Кравцова В.И.* Опыт использования космических многозональных снимков для изучения засоления территории // Исследования природной среды космическими средствами М.: ВИНТИ, 1976. С. 131–139.
30. *Хитров Н.Б., Горохова И.Н., Панкова Е.И.* Дистанционная диагностика содержания карбонатов в орошаемых почвах сухостепной зоны Волгоградской области // Почвоведение. 2021. № 6. С. 657–674. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21060071>
31. *Jia-ge Chen, Jun Chen, Qin-jun Wang, Yue Zhang, Haifeng Ding, Zhang Huang.* Retrieval of Soil Dispersion Using Hyperspectral Remote Sensing // Indian Soc. Remote Sensing. 2016. V. 44. P. 563–572.
32. *Medeiros Pessoa L.G., Galvão Dos Santos Freire M.B., Wilcox B.P., Machado Green C.H., Tolêdo De Araújo R.J., De Araújo Filho J.C.* Spectral reflectance characteristics of soils in northeastern Brazil as influenced by salinity levels // Environ. Monitoring Assessment. 2016. V. 188. P. 616.
33. *Myers V.J., Carter D.L., Rippert W.G.* Remote sensing for estimate soil salinity // J. Irrigation Drainage Division. 1966. V.4. P. 59–68.
34. *Ren D., Wei B., Xu X., Engel B., Li G., Huang Q., Xiong Y., Huang G.* Analyzing spatiotemporal characteristics of soil salinity in arid irrigated agro-ecosystems using integrated approaches // Geoderma. 2019. V. 356. P. 113935. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113935>
35. *Richardson J.A.* Detection of soils with sky lab multispectral, scanner data program // Eng. And Remote Sensing. 1976. V. 5. P. 679–684.
36. *Wang F., Shi Z., Biswas A., Yang S., Ding J.* Multi-algorithm comparison for predicting soil salinity // Geoderma. 2020. V. 365. P. 114211. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114211>
37. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports. 2015. No. 106. FAO, Rome. 192 p.

Recognition of Rocky, Sandy and Calcareous Soils from the Surface in the South of the Volga Upland (Volgograd Oblast) from Satellite Images

I. N. Gorokhova^{1, *} and N. B. Khitrov^{1, **}

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

**e-mail: g-irina14@yandex.ru*

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

The purpose of the work is to recognize rocky, sandy and calcareous soils from the surface using a multi-zone satellite image in the south of the Volga Upland in the Volgograd oblast. The object of the study was the Volga-Don irrigation system, within the experimental station “Oroshayemaya”. The recognition was carried out by the spectral brightness of the space image of the bare soil surface in 4 bands. The most ranked values among them were marked in B1 band. Three catenae were studied, along which field information about soils was obtained. It was found that the greatest brightness (B1) is created by stones, rubble and sand scattered on the surface (970–1100 units). This is followed by: surface-effervescent soils with strongly rubbed rocks at a depth of about half a meter and sandy loam soils (710–830 units), with effervescence from the soil surface on mottled loams and sands of about half a meter (up to 700 units), and surface-calcareous soils, where mottled loams and sands occur deep (more than 70 cm), or with the absence of calcareous material in the surface horizons, with a brightness of 560–670 units. The use of this approach will enable more detailed recognition of soils on the basis of satellite imagery materials and separate surface-rocky and sandy soils from surface-calcareous soils, which are displayed in images with a similar spotty heterogeneity, but differ in spectral brightness.

Keywords: spectral brightness, soil-topographic profile, spectral profile

УДК 631.42

Vis-NIR СПЕКТРОСКОПИЯ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ОЦЕНКИ СОДЕРЖАНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА ПОЧВ (МЕТААНАЛИЗ)

© 2023 г. А. В. Чинилин^{a, *}, Г. В. Виндекер^a, И. Ю. Савин^{a, b}^aПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия^bРоссийский университет дружбы народов, Институт экологии, Подольское ш., 8, стр. 5, Москва, 115093 Россия

*e-mail: chinilin_av@esoil.ru

Поступила в редакцию 10.04.2023 г.

После доработки 19.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Выполнен обзор и метаанализ научных статей, посвященных оценке содержания органического углерода почв с применением подходов Vis-NIR спектроскопии. В обзор вошло 134 исследования, опубликованных в период с 1986 по 2022 гг. с общей выборкой в 709 значений количественных метрик. Поиск статей проводили в научных поисковых системах: РИНЦ, Science Direct, Scopus, Google Scholar по ключевым словосочетаниям: “спектроскопия почв” и “Vis-NIR spectroscopy AND soil organic carbon”. В процессе метаанализа при помощи непараметрического одностороннего дисперсионного анализа Краскела–Уоллиса в совокупности с непараметрическим методом попарного сравнения выполняли определение наличия статистически значимой разницы между медианными значениями принятых количественных метрик предсказательной силы моделей (коэффициента детерминации ($R_{cv/val}^2$), корня среднеквадратичной оценки (RMSE) и отношения производительности к отклонению (performance to deviation, RPD)). В результате выявлена наилучшая эффективность метода предварительной обработки спектральных кривых. Проведено сравнение результатов оценки содержания органического углерода почв между методом спектроскопии в лаборатории и в полевых условиях.

Ключевые слова: бесконтактное зондирование, прогноз, алгоритмы, калибровка моделей, валидация

DOI: 10.31857/S0032180X23600695, **EDN:** TOPMFN

ВВЕДЕНИЕ

Для количественной оценки изменений в составе органического углерода почв, которые могут возникнуть в результате изменения характера землепользования, смены приемов обработки почв, необходимы практичные и бюджетные методы измерения и мониторинга. Стандартные аналитические процедуры могут быть чрезвычайно трудоемкими и дорогостоящими, особенно в случае большого количества образцов при потоковых анализах [49]. Достижения в области бесконтактного почвенного зондирования, в частности спектроскопии почв, а также успехи в области приборостроения могут быть использованы для целей оценки свойств почв [71].

Спектроскопия почв (как в лаборатории, так и полевая) рассматривается как альтернатива (не замена, но дополнение), направленная на улучшение традиционных методов анализа свойств почв, “сухая химия”. Это быстрый, точный, безвредный для окружающей среды, воспроизводимый и экономически эффективный аналитический метод бесконтактной оценки свойств почв

[35, 46, 69]. Спектроскопия почв также может выступать в качестве базы для дальнейшей идентификации и распознавания почв с помощью спутниковой информации: модели для начала калибруются с помощью данных лабораторной или полевой спектрометрии, затем по полученным наиболее информативным длинам волн осуществляется переход к спутниковой информации (в идеальном случае к гиперспектральным данным) и получают картографические модели, отражающие пространственную дифференциацию интересующих свойств почв на уровне поля. Такой синергетический анализ получил название “снизу–вверх” [16, 17].

Спектральные особенности почв детально изучались в период освоения аэрометодов в почвоведении, начиная с 1950-х гг. Андрониковым [1], Ливеровским [6], Толчельниковым [11], Кармановым [3, 4]. Установлено, что различные почвы, минералы, виды растительности по-разному отражают, поглощают и излучают электромагнитные волны различных областей спектра, следовательно, каждая почва имеет свой спектраль-

ный “отпечаток” в зависимости от состава и состояния. Приблизительно в тот же период под руководством Кононовой [5] апробирован метод спектроскопии в ультрафиолетовой и видимой областях спектра, что позволило выявить характерные особенности гумусообразования почв различных почвенных зон. Орловым [8] разработана классификация спектров отражения большинства почв и их генетических горизонтов. За рубежом первые работы в области почвенной спектроскопии относятся к 1970–1980-м гг. [23, 83]. Прошло еще 30 лет до тех пор, как спектроскопия почв стала широко востребованным направлением [41].

Среди спектроскопических методов рассматривают, главным образом, спектроскопию в видимой-ближней инфракрасной (**Vis-NIR**), инфракрасной (**NIR**) областях спектра, спектроскопию в среднем диапазоне длин волн (**MIR**), которая включает спектроскопию с преобразованием Фурье (**FTIR**) и Рамановскую спектроскопию.

Согласно научной литературе, использование **MIR**-спектроскопии (2500–25 000 нм или 4000–400 см⁻¹) для оценки и прогнозирования свойств почв превосходит спектроскопию в видимой-ближней инфракрасной области спектра [12, 54, 60], что связано с более четко выраженными фундаментальными полосами поглощения химических связей (N–H, C–H, C–O) в среднем диапазоне длин волн в результате валентных и деформационных колебаний [62]. Происхождение полос поглощения в этой области спектра связано с колебаниями отдельных атомов или атомных групп, и вращением молекулы в целом. Полосы поглощения в **Vis-NIR** области спектра являются результатом обертонов (и их комбинаций) выше-названных колебаний, выражены не так ярко (меньше и шире), перекрываются друг с другом и менее различимы. Так, к примеру, органическое вещество почв имеет слабую полосу поглощения в области 1650–1700 нм (**NIR**), что обусловлено первым обертоном деформационных основных (фундаментальных) колебаний метильных (–CH₃) и метиленовых (=CH₂) групп в области 3400 нм (**MIR**). Однако **MIR**-спектроскопия практически не реализована в виде портативных приборов, которые могут применяться в полевых условиях. В пользу использования **Vis-NIR** спектроскопии говорит и меньшая стоимость данной технологии, что делает ее более доступной.

Применительно к анализу почв наибольший интерес представляет спектроскопия диффузного рассеяния (*diffuse reflectance spectroscopy*), так как при рассеянном отражении энергия электромагнитного спектра проникает и взаимодействует с физическими и химическими составляющими почвы, при этом глубина проникновения прямо пропорциональна длине волны. Спектроскопия

диффузного рассеяния используется для регистрации спектров гетерогенных систем, порошков или твердых веществ, при этом диффузно отраженное от образца излучение собирается под широким углом и передается на детектор, в отличие от традиционно используемой спектроскопии пропускания, где для регистрации спектров используют кюветы, прессование образца, стекла.

Vis-NIR (400–2500 нм или 25 000–4000 см⁻¹) спектроскопия диффузного рассеяния с успехом используется для прогнозирования широкого ряда физических и химических свойств почв: цвета [51], гранулометрического состава [22, 27, 28], влажности [10, 43, 57], содержания органического [26, 59, 63] и неорганического [29, 31] углерода почв, пулов и фракций органического углерода в почве [33, 61, 69, 76], обменных оснований [52, 73], pH [59, 75], засоления [36, 82], минералогического состава [40, 68], различных форм железа [67, 78], содержания тяжелых металлов и других загрязняющих веществ [25, 47]. **Vis-NIR** спектроскопия дополняет молекулярные подходы к характеристике разнообразия и биогеографии почвенных грибов и микробных сообществ [79, 80]. Оценке и прогнозированию поддаются свойства почв, как напрямую влияющие на спектр электромагнитного излучения (органические и неорганические соединения углерода, минералогический состав, оксиды железа), так и свойства (pH, состав обменных катионов, емкость катионного обмена), не вызывающие активного спектрального поглощения, но имеющие корреляцию со спектрально активными свойствами.

Будучи одним из важнейших компонентов, играющих роль в формировании окраски почв, органический углерод почв существенно влияет на форму и характер спектров отражения и обладает очевидными спектральными особенностями [7, 8]. Однако задача интерпретации зарегистрированного спектрального сигнала в отношении органического углерода почв не является тривиальной из-за сложности состава его соединений, перекрытия полос поглощения другими компонентами матрицы почв [62]. Поэтому для количественного анализа требуются калибровочные модели (в совокупности с предварительной обработкой спектральных кривых), извлекающие из спектров сложные схемы поглощения, генерируемые почвенными составляющими.

МЕТОДОЛОГИЯ

Метаанализ — распространенный и эффективный инструмент анализа научных публикаций, который представляет собой процедуру, суммирующую данные из ряда работ и делающую на их основе общий статистический вывод.

Обзор и метаанализ в этом исследовании включают в себя следующие шаги: определение цели исследования, поиск научных статей на основе ключевых слов с последующим извлечением данных, исключение не релевантных исследований или дублирующихся статей, формальный анализ.

Поиск статей проводился в научных поисковых системах: Science Direct, Scopus, Google Scholar по ключевым словосочетаниям “Vis-NIR spectroscopy AND soil organic carbon”. Поиск также осуществлялся по базе РИНЦ по словосочетанию “спектроскопия почв”. Часть статей исключалась, исходя из их названия, часть — путем анализа аннотации в связи с несоответствием тематике. В результате из оставшихся 134 работ (опубликованных в период с 1986 по 2022 гг.) извлекались данные для проведения метаанализа.

В статьях, включенных в метаанализ, используются подходы Vis-NIR спектроскопии образцов почв и последующее сравнение результатов со стандартными лабораторными процедурами с помощью принятых количественных метрик предсказательной силы модели. В качестве метрик извлекались следующие значения: коэффициент детерминации ($R_{cv/val}^2$), корень среднеквадратической оценки (RMSE) и отношение производительности к отклонению (performance to deviation, RPD). В то время как более высокие значения коэффициента детерминации и RPD представляют лучшие прогнозы, более низкие значения RMSE указывают на более высокую точность. Коэффициенты уравнения регрессии, показывающие силу и характер влияния независимых переменных на зависимую и характеризующие степень значимости отдельных переменных, нами не извлекались, так как приводятся авторами в единичных исследованиях.

Для определения наличия статистически значимой разницы между медианами трех или более независимых групп значений использовался непараметрический односторонний дисперсионный анализ Краскела—Уоллиса (критерий Уилкоксона—Манна—Уитни в случае двух групп) в совокупности с непараметрическим методом парного сравнения (апостериорный критерий Данна). Для визуализации результатов использовалась свободная программная среда вычислений R и пакет “ggstatsplot” [48].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Количество публикаций по теме использования Vis-NIR спектроскопии для целей оценки и содержания органического углерода почв заметно увеличилось за последние несколько лет. Так, из статей, включенных в метаанализ, за период с 2018 по 2022 гг. опубликовано 66 научных работ,

что составляет 49% от общего числа публикаций, что может быть связано с необходимостью бюджетного и практичного метода измерения свойств почв, а также с все большим вниманием и интересом к данному подходу научного сообщества.

В большинстве (84%) проанализированных работ подходы спектроскопии почв апробировались в лабораторных условиях, оставшиеся 16% использовали измерения *in situ* или с помощью передвижных платформ (on-the-go).

Проанализированные исследования охватывают масштабные уровни от поля до континентальных и глобальных оценок содержания органического углерода почв.

Предварительная обработка спектральных кривых. Обычно спектральные кривые отражения похожи, и по ним далеко не всегда удастся выделить особенности тех или других почв [8]. Выбор надежного способа предварительной обработки спектральных кривых может помочь в построении более точной модели прогнозирования исследуемого свойства. Это первый и важный шаг анализа спектральных данных. Различные способы предобработки исходных спектральных данных используются для уменьшения шума и артефактов, улучшения отношения сигнала к шуму, улучшения характеристик поглощения, уменьшения эффекта рассеяния света, уменьшения размерности исходных необработанных или “сырых” спектров. Наиболее часто используемыми методами предварительной обработки спектральных данных являются [15, 72]: фильтрация скользящим средним (MA), сглаживание Савицкого—Голея (SG), расчет первой производной (FD), мультипликативная коррекция рассеяния (MSC), нормализация спектра (SNV), вэйвлет-трансформация (WT), удаление континуума (CR), преобразование значений отражения (R) в значения поглощения ($A = \lg(1/R)$), удаление линейного тренда из спектра (DT). В ряде работ исследователи предпочли использовать комбинацию нескольких методов предварительной обработки: фильтрацию Савицкого—Голея с расчетом первой производной (SGD), фильтрацию Савицкого—Голея и преобразование в значения поглощения (A^*), нормализацию SNV и преобразование в значения поглощения (A^{**}), в то время некоторые исследования прямо утверждают, что предварительная обработка спектров не улучшает прогноз [45]. На сегодняшний день не существует “золотого стандарта” по использованию методов предобработки (или последовательности методов), поэтому предпринимаются подходы опробования нескольких из них и выбора лучшего [21, 24, 44]. Из 134 проанализированных публикаций 14 ($\approx 10\%$) относится к исследованиям, направленным на изучение влияния различных методов предварительной обработки. На рис. 1 показаны результаты применения нескольких

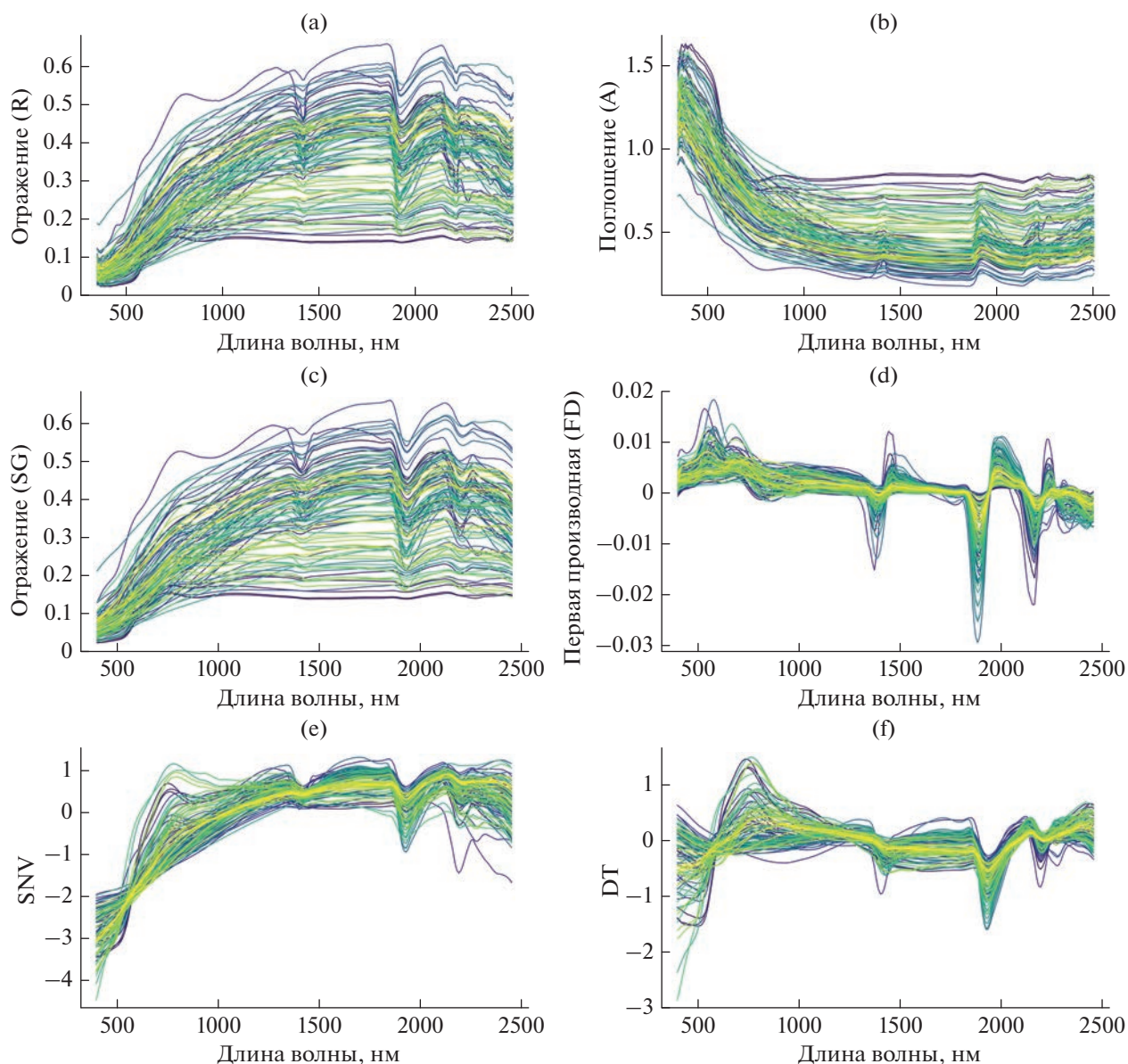


Рис. 1. Примеры спектров отражения в Vis-NIR диапазоне с различными методами предварительной обработки данных: (a) исходные необработанные спектры (R), (b) спектры поглощения (A), (c) спектры после фильтрации Савицкого–Голя (SG), (d) спектры первой производной (FD), (e) спектры после стандартного нормального изменения (SNV), (f) спектры с удалением линейного тренда (DT). Исходные спектры взяты из открытой спектральной библиотеки ICRAF-ISRIC Soil VNIR Spectral Library. Предобработка проведена с помощью программной среды вычислений R и пакета “prospectr” [64].

методов предварительной обработки спектральных данных.

На рис. 2 показано сравнение медианных значений коэффициента детерминации и ошибки прогноза (RMSE) для различных используемых методов предварительной обработки спектральных кривых. Так, лучшую эффективность (с точки зрения коэффициента детерминации) показывают следующие методы (рис. 2a): вейвлет-трансформация (WT) с $R^2 = 0.81$, фильтрация Савицкого–

Голя с преобразованием в значения поглощения (A^*) с $R^2 = 0.78$, фильтрация Савицкого–Голя (SG) с $R^2 = 0.77$, первая производная (FD) с $R^2 = 0.74$.

Вейвлет-преобразование (WT) представляется полезным инструментом для обработки спектров с точки зрения фильтрации и уменьшения размерности (сжатия данных). WT идеально подходит для извлечения спектральных признаков, прежде всего потому, что выполняет много-масштабный анализ сигнала [37], дальнейший анализ

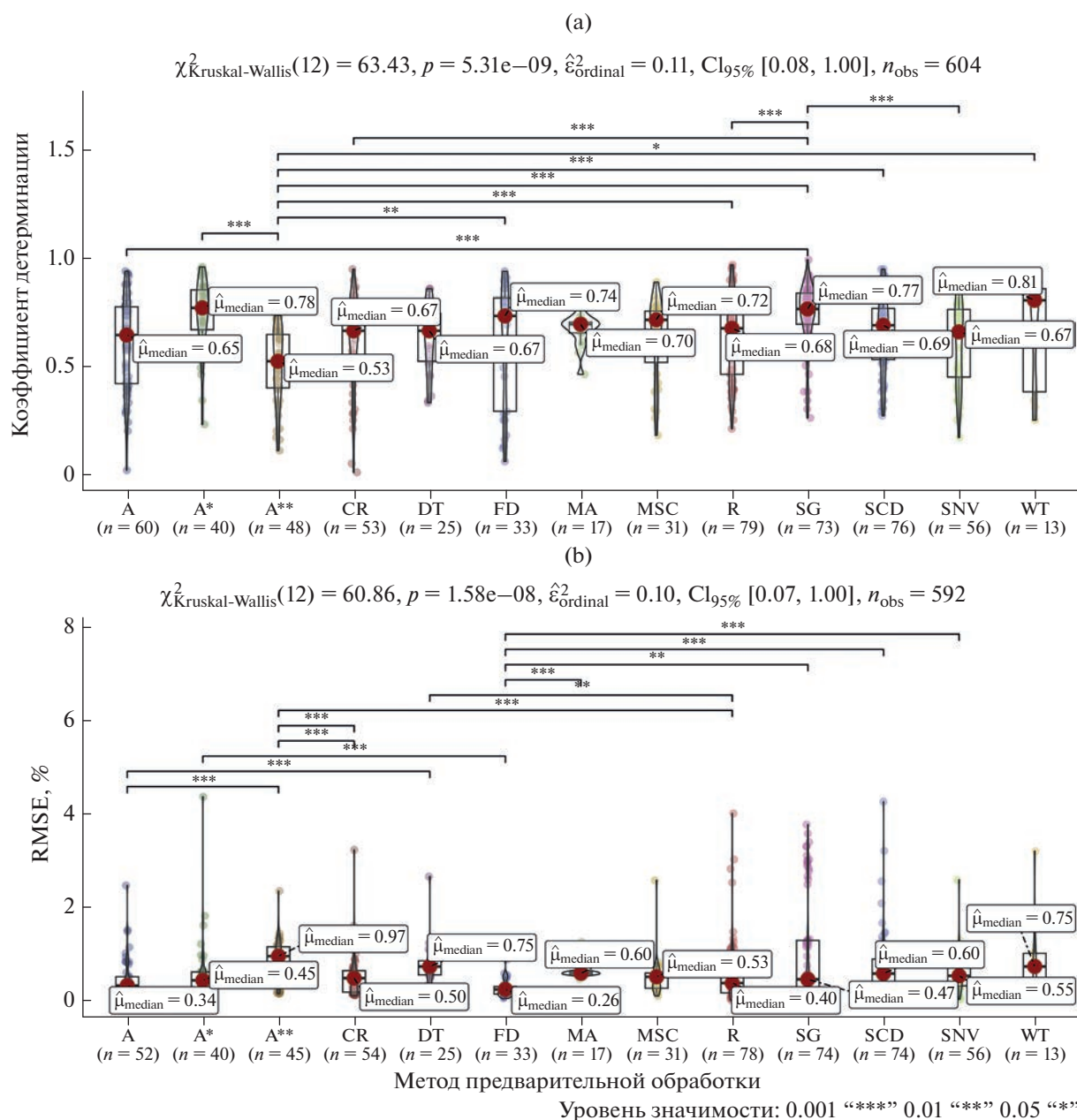


Рис. 2. Сравнение медианных значений коэффициента детерминации (R^2) и ошибки прогноза (RMSE) для различных используемых методов предварительной обработки спектральных кривых. Горизонтальными линиями отражены значимо отличающиеся медианы групп значений. Аббревиатуры расшифрованы по тексту.

на разных масштабах (или разрешениях) может улучшить идентификацию различных спектральных особенностей [58]. Фильтрация Савицкого–Голея (SG) широко используется для предобработки спектров почв применительно и к MIR-спектроскопии. Этот способ универсален и подходит для сглаживания, фильтрации, шумоподавления. Математически он работает как взвешенная сумма соседних значений. Подход имеет несколько параметров тонкой настройки: размер окна сглаживания, параметр дифференцирования, порядок

полиномов, определяющих степень фильтрации [56]. Взятие первой производной (FD) устраняет аддитивные и мультипликативные (например, размер частиц) эффекты в спектрах [72]. К плюсам этого метода можно отнести следующее: устранение перекрытия участков поглощения, усиление слабых участков поглощения, устранение инструментального дрейфа. К недостаткам: увеличение шума, следовательно требуется сглаживание, усложнение интерпретации спектра, риск “переобучения” калибровочной модели [30]. Поэтому

следует быть осторожным при использовании этого подхода предобработки, так как калибровочную модель можно исказить, генерируя связь с шумом, а не с реальным почвенным свойством.

Метаанализ показывает, что почти в каждом десятом исследовании авторы используют либо фильтрацию Савицкого–Голея (SG), либо комбинацию фильтрации Савицкого–Голея с расчетом первой производной (SGD).

Наименьшую ошибку прогноза при оценке содержания органического углерода почв с помощью Vis-NIR спектроскопии обеспечивают (рис. 2b): первая производная (FD) RMSE = 0.26, спектры поглощения (A) RMSE = 0.34, исходные спектры (R) RMSE = 0.40.

Отметим, что исходные необработанные спектры (R) дают лучшие результаты производительности моделей по сравнению с рядом подходов предобработки, что подтверждает гипотезу о необходимости итеративного эвристического анализа спектральных данных. Предположение в том, что применительно к различным почвенно-биоклиматическим условиям нужен свой подход опробования нескольких способов предварительной обработки и выбора того, который существенно улучшает производительность модели путем вычленения и идентификации характерных полос поглощения для почв с различным содержанием органического углерода. Можно предположить, что определенная предварительная обработка устраняет влияние некоторых компонентов почвы, что повышает чувствительность к оценке содержания органического углерода почв. Наиболее подходящие методы будут зависеть от варьирования оцениваемого свойства, качества исходных данных, погрешностей спектро-радиометра, условий съемки, метода многомерного анализа.

Перечень способов предварительной обработки не исчерпывается выше перечисленными. Существуют узконаправленные методы первоначальной обработки спектральных данных, к примеру, коррекция “склейки” (splice correction). Последний применяется для устранения погрешностей при съемке с помощью спектро-радиометров ASD FieldSpec Pro (Malvern Panalytical, Malvern, Worcestershire, United Kingdom), где наблюдается переход между различными детекторами. Эти переходы обычно происходят при длинах волн в 1000 и 1830 нм [64]. Например, метод Гауссовых пирамид (широко используется и при анализе растровых изображений), который представляет собой иерархический подход сжатия данных, подобный вейвлет-трансформации [13]. В качестве эффективного способа смягчения влияния влажности почв предложен подход ортогонализации внешних параметров (external parameter orthogonalization), разделяющий спектр на “полезную”

часть, содержащую характеристики почв, и “внешнюю” часть, подверженную влиянию влаги [21, 32, 53]. Однако подобные способы используются не так часто (и даже единично) и оказываются за рамками настоящего метаанализа.

Многомерный анализ данных. Такие факторы, как перекрывающиеся полосы поглощения почвенных составляющих, инструментальный шум, эффект рассеяния приводят к сложным схемам поглощения, и задача при сборе данных заключается в математическом извлечении из спектров информации, которая коррелирует со свойствами почв. Данная задача относится к области дисциплины хеометрики, находящейся на стыке химии и математики и применяющей математические и статистические методы для построения оптимальных методов измерения, а также для извлечения наиболее важной информации при анализе экспериментальных данных [9, 38].

Наиболее распространенными способами калибровки моделей связи между спектральными характеристиками ($x_1, x_2, \dots, x_n$) и свойствами почв (y) являются [72]: множественная линейная регрессия (MLR), регрессия на главные компоненты (PCR), регрессия частично наименьших квадратов или метод проекции на латентные структуры (PLSR), искусственные нейронные сети (NN), ансамбль деревьев решений (RF), метод опорных векторов (SVM), модель правил регрессии (Cubist), подходы локального моделирования (MBL), схожие по принципу с подходом k -ближайших соседей. Из 134 проанализированных публикаций в 107 ($\approx 80\%$) авторы используют регрессию частично наименьших квадратов.

Точность прогнозирования содержания органического углерода почв с помощью Vis-NIR спектроскопии проиллюстрирована на рис. 3 (вне зависимости от метода многомерного анализа и способа предобработки). Медианное значение коэффициента детерминации (R^2) по всем исследованиям составляет 0.67, ошибки прогноза — 0.48, RPD — 1.99. Согласно шкале Р.Е. Чеддока, а также [70], когда RPD принимает значения меньше 1.5 и коэффициент детерминации меньше 0.5 — прогнозы неудавшиеся; значения RPD от 1.5 до 2 и значения R^2 от 0.5 до 0.7 — прогнозы посредственные (но с возможностью разделения высоких и низких значений); значения RPD от 2 до 2.5 и значения R^2 от 0.7 до 0.9 — прогнозы достаточной точности с хорошей количественной оценкой; значения RPD выше 2.5 и значения R^2 выше 0.9 — отличные прогнозы.

Рис. 3 (гистограммы распределения, в частности) показывает, что большинство прогнозов лежит в области умеренных и хороших оценок. Одно из главных критических замечаний, относящихся к спектроскопии почв, состоит в том, что она не показывает столь точные результаты по

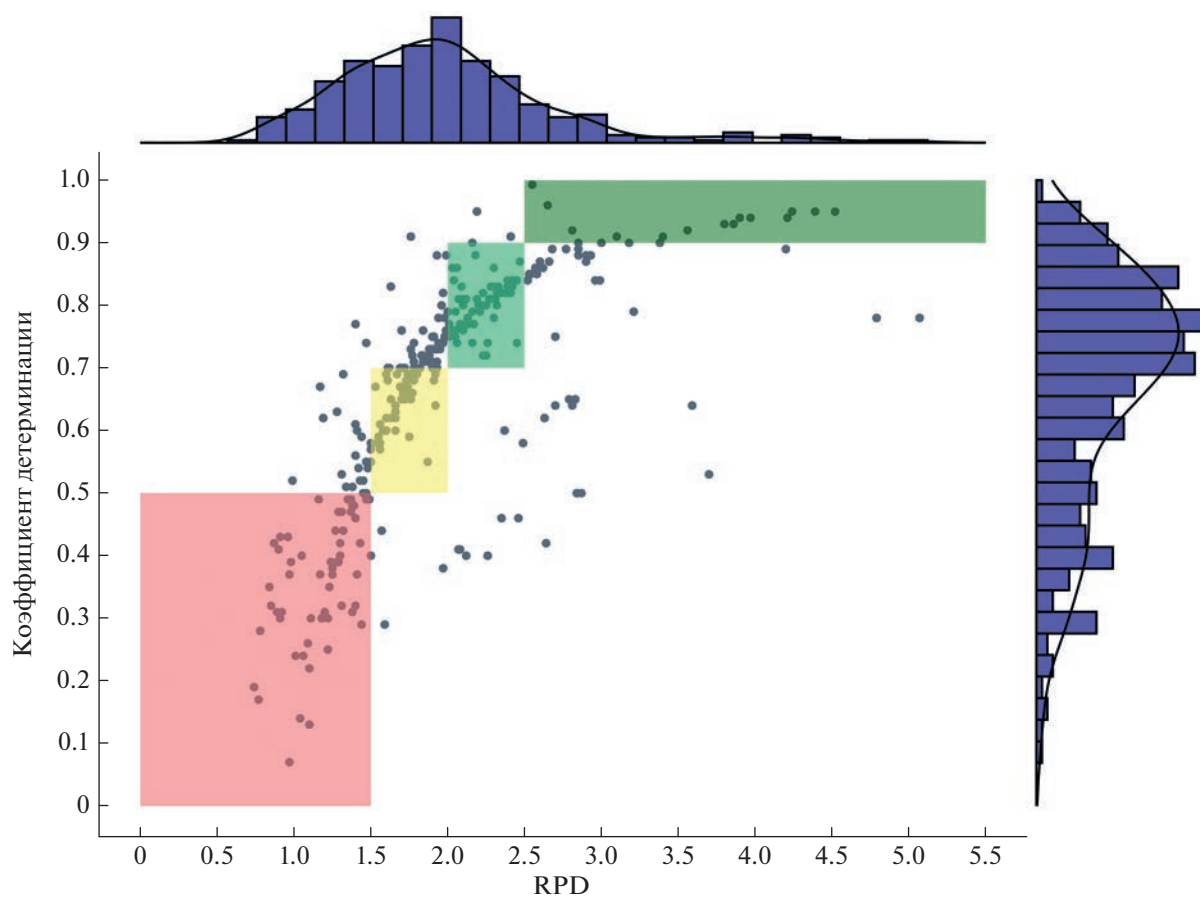


Рис. 3. Точность прогнозирования содержания органического углерода почв с помощью Vis-NIR спектроскопии. Цвета от красного до зеленого представляют неудачные, умеренные, хорошие и отличные прогнозы, соответственно. Дополнительно, по осям представлены гистограммы распределения значений коэффициента детерминации (R^2) и RPD.

сравнению с традиционными лабораторными способами [39]. Однако традиционные лабораторные способы фактически являются стандартами и любые другие методы, направленные на получение тех же результатов, неизбежно являются менее точными, поскольку они основаны на калибровке спектральных данных по стандартам и допускают статистическую погрешность. Плюс Vis-NIR спектроскопии в том, что при равных затратах можно провести на порядок больше измерений, таким образом дисперсия оценки будет меньшей по сравнению с обычным лабораторным анализом. Большее количество измерений также позволит снизить влияние случайных погрешностей.

На рис. 4 показано сравнение медианных значений коэффициента детерминации и ошибки прогноза (RMSE) для различных используемых многомерных подходов анализа данных. Лучшую эффективность (с точки зрения коэффициента детерминации) показывают следующие методы (рис. 4а): нейронные сети (NN) с $R^2 = 0.77$, множественная линейная регрессия (MLR) с $R^2 = 0.71$,

регрессия на главные компоненты (PCR) с $R^2 = 0.70$, регрессия частично наименьших квадратов (PLSR) с $R^2 = 0.69$. Два последних метода широко используются в хемометрике для количественного анализа спектров диффузного рассеяния. Оба метода используются для построения калибровочных моделей, когда имеется большое количество независимых переменных (предикторов), которые сильно коллинеарны. Оба метода справляются с “проклятием размерности” и сжимают данные перед выполнением регрессионного анализа на ряд ортогональных переменных (главные компоненты в случае PCR, скрытые переменные в случае PLSR). Отличие подходов лежит в построении новых переменных. Для PCR неважно, как переменные-предикторы связаны с зависимой переменной. В отличие от PCR, алгоритм PLSR объединяет этапы сжатия и регрессии и выбирает последовательные ортогональные переменные, которые максимизируют ковариацию между переменными-предикторами ($x_1, x_2, \dots, x_n$) и откликом (y).

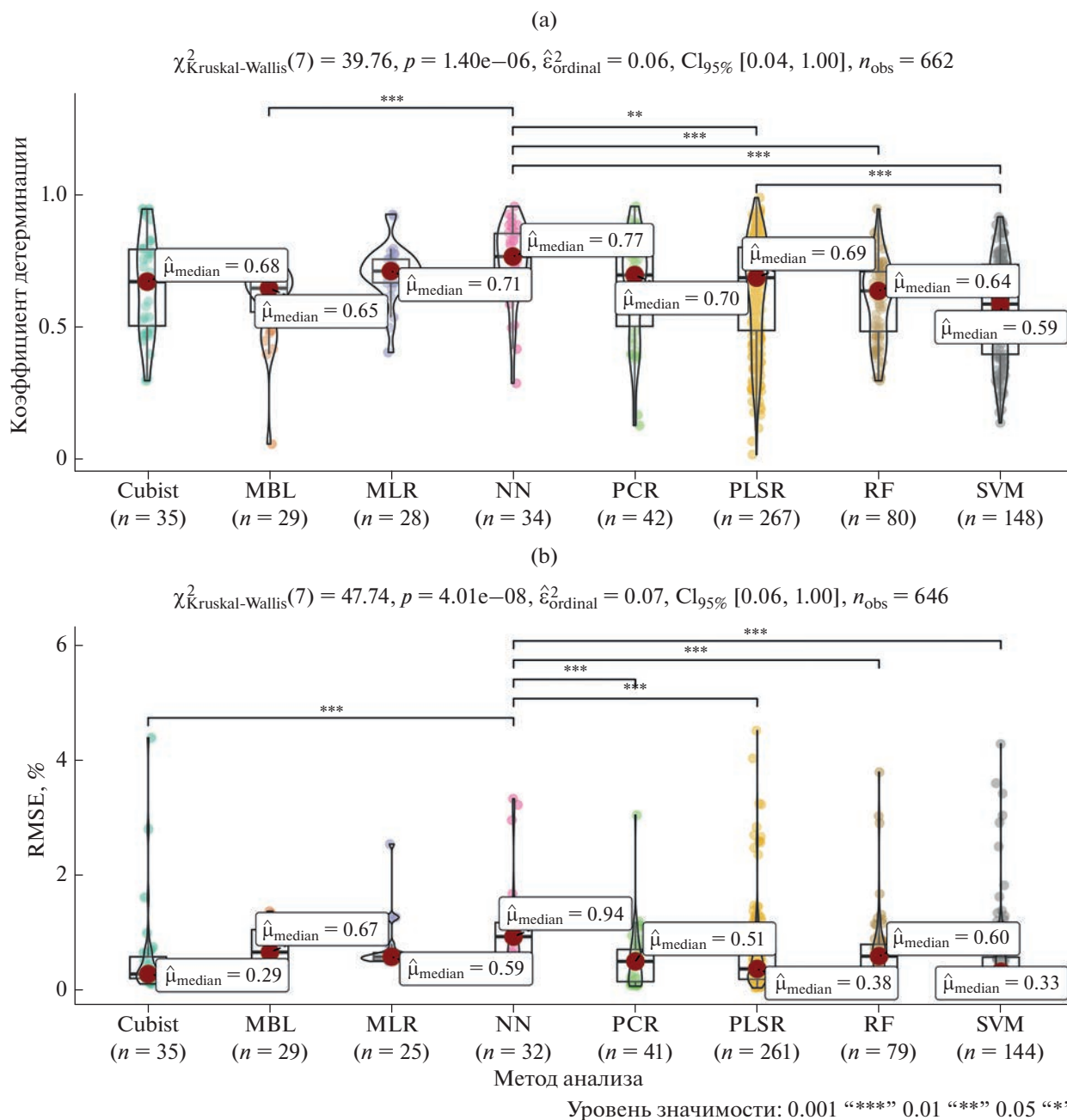


Рис. 4. Сравнение медианных значений коэффициента детерминации (R^2) и ошибки прогноза (RMSE) для различных используемых подходов многомерного анализа данных. Горизонтальными линиями отражены значимо отличающиеся медианы групп значений. Аббревиатуры расшифрованы по тексту.

Нейронные сети (NN) – мощный метод моделирования, позволяющий воспроизводить чрезвычайно сложные зависимости, в особенности нелинейные. Это особенно актуально для задач, где линейная аппроксимация (MLR) работает неудовлетворительно. Кроме того, нейронные сети справляются с сокращением размерности. Однако этот метод не всегда позволяет понять, на основании чего та или иная модель совершает прогноз (проблема черного ящика), и сделать на ос-

новании этого обоснованные выводы, что может подрывать доверие к таким моделям. Хотя в настоящее время используются подходы по интерпретации сложных моделей (к примеру, вектор Шепли) с целью отразить влияние отдельных переменных на результат [42, 81].

Наименьшую ошибку прогноза при оценке содержания органического углерода почв с помощью Vis-NIR спектроскопии обеспечивают (рис. 4b):

модель правил регрессии (Cubist) $RMSE = 0.29$, машина опорных векторов (SVM) $RMSE = 0.33$, регрессия частично наименьших квадратов (PLSR) $RMSE = 0.38$. Первый из методов очень популярен в настоящее время и является легко интерпретируемым и объяснимым. Этот метод использует условия вида “если, то” для разделения спектральных данных на взаимосвязанные ветви и аппроксимирует хорошо понятные модели линейной регрессии к результатам каждого разделения [34].

Большая ошибка может быть связана с тем, что в исследованиях регионального, национального и глобального масштабов в калибровочные и тестовые подмножества попадают почвы, значительно отличающиеся по свойствам. Например, в калибровочную подвыборку в большей мере попадают гумусово-гидрометаморфические и аллювиальные темногомусовые почвы с содержанием органического углерода 6–9%, а в тестовую подвыборку — черноземы текстурно-карбонатные с содержанием органического углерода 3–4%. Одно из возможных решений — построение моделей на определенном таксономическом уровне, т.е. на уровне типа. Другое возможное решение — исследование методов выбора подмножеств для обучения и валидации модели (кластерный анализ), оценка репрезентативности данных, отбраковка “выбросов”.

В последнее время значительные усилия направлены на разработку и оценку различных процедур ранжирования, которые объективно идентифицируют спектральные переменные, вносящие больший вклад, и одновременно устраняющие неинформативные переменные, вносящие шум в модель. Это позволяет упростить модель, избежать переобучения, повысить интерпретируемость. Процедуры ранжирования включают некоторые классические подходы, такие как экспертные знания, рекурсивное исключение признаков, а также более сложные: генетический алгоритм, регуляризованные деревья, алгоритм оптимизации подражением муравьиной колонии [77].

Нельзя не отметить и тот факт, что исходное варьирование содержания органического углерода почв на различных уровнях масштаба во многом определяет точность моделей оценки. На уровне национальных и глобальных спектральных библиотек почв, содержащих тысячи наблюдений, отмечается большее варьирование содержания органического углерода почв, и, как следствие, — большее смещение (математическое ожидание разности между истинными и прогнозируемыми значениями) в результирующих моделях. В региональном масштабе один и тот же тип почв может характеризоваться различным содержанием органического углерода из-за фациальных особенностей, эрозионных процессов, выпаванности и от-

личаться спектрами отражения. С другой стороны, на уровне поля почвы с близким содержанием органического углерода, но развитые на различных почвообразующих породах, также будут отличаться по спектральному облику. Объединение региональных данных с множеством локальных в спектральные библиотеки национального масштаба и получение общих моделей дает предвзятые результаты. Полученные общие взаимосвязи по таким моделям не дают представления о локальных изменениях в содержании органического углерода почв. В настоящее время становятся популярными подходы “дополнения” (spiking), например, региональных выборок с ограниченным числом данных (спектрально и географически наиболее похожих) из локальных выборок [66].

Лабораторная спектроскопия versus спектроскопия *in situ*. На рис. 5 показано сравнение результатов оценки содержания органического углерода почв между спектроскопией в лаборатории (график справа) и непосредственно в полевых условиях. Лучшую эффективность (с точки зрения коэффициента детерминации) показывают результаты лабораторной спектроскопии, R^2 выше на 20% по сравнению со спектроскопией *in situ* (рис. 5а). Однако лабораторная спектроскопия показывает большую неопределенность, на что указывают большие интервалы значений ошибки прогноза (рис. 5б). Что связано с гораздо большим количеством данных из пула исследований, использующих лабораторную спектроскопию.

Лучшая производительность лабораторной спектроскопии связана с использованием образцов в виде “идеальной” среды — высушенных, растертых, с предварительным удалением растительного и прочего материала. Подобная пробоподготовка входит в стандарты и протоколы по спектроскопии диффузного рассеяния [14]. Однако это может приводить к увеличению коэффициентов отражения и изменению характера спектральных кривых и выраженности локальных экстремумов [55]. Общими преимуществами лабораторной спектроскопии являются измерения в контролируемых условиях, например, при постоянном источнике освещения, отсутствии атмосферного воздействия.

Спектроскопия *in situ* экономит дополнительные ресурсы за счет устранения необходимости пробоподготовки образцов. Однако точность прогнозирования страдает от влияния влажности, наличия шероховатости поверхности. Для полевой спектроскопии увеличение влажности почвы вызывает, например, выраженные особенности поглощения при 1400 и 1900 нм, а также снижение общего альбедо [62]. Увеличение влажности почвы также имеет тенденцию маскировать спектральные характеристики компонентов почвы.

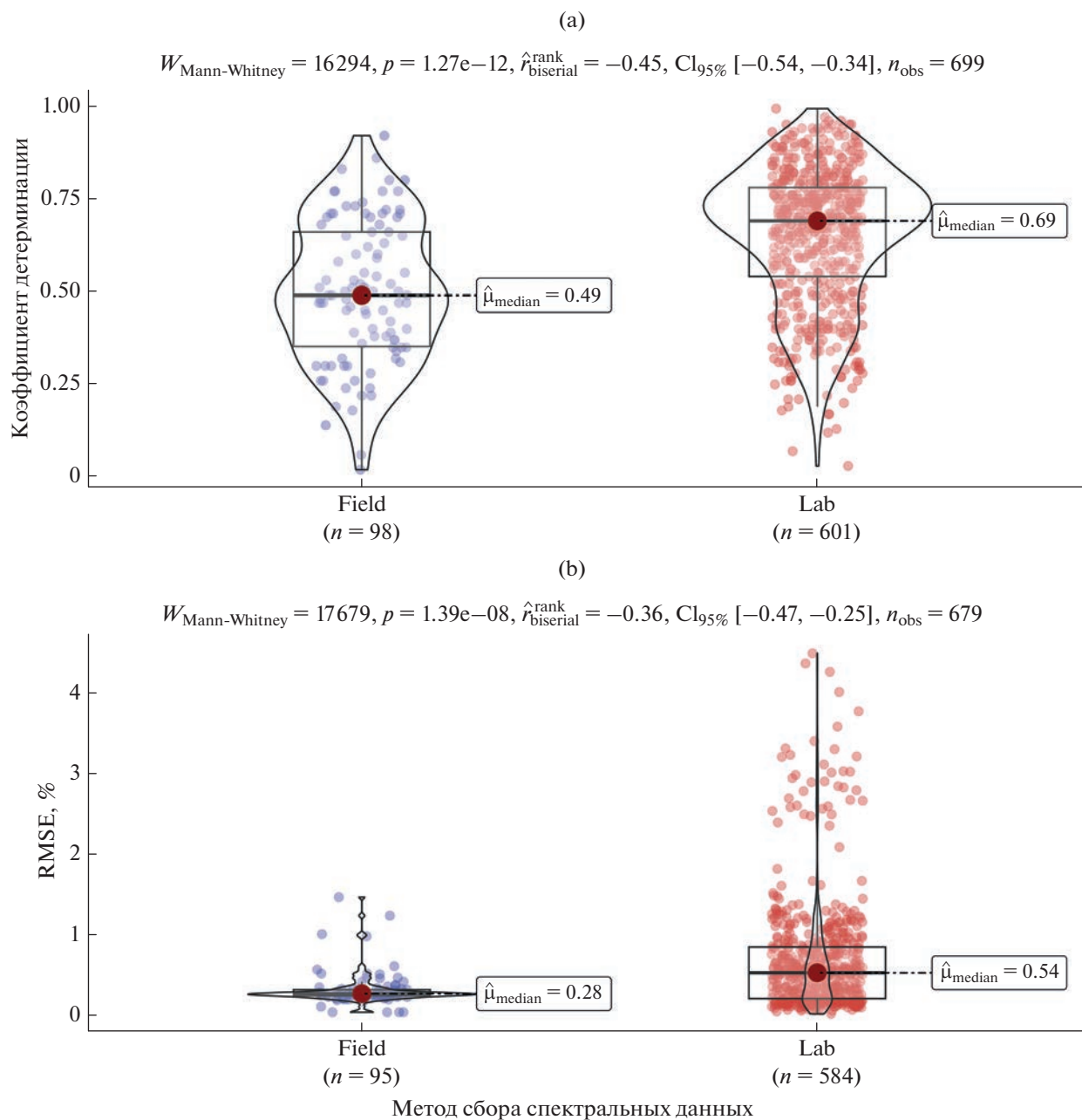


Рис. 5. Сравнение результатов оценки содержания органического углерода почв между спектроскопией в лаборатории и спектроскопией *in situ*.

Если спектроскопия выступает в качестве базы для дальнейшего картографирования содержания органического углерода почв с помощью данных дистанционного зондирования открытой поверхности почв — необходимо использовать данные инситу спектрометрирования (в идеале подспутникового) для установления зависимостей. Подобные подходы к прогнозированию содержания углерода почв успешно применялись к гиперспектральным спутниковым данным APEX [19] и AsiaFenix [65], а также к мультиспектральным

данным Sentinel-2 [16, 18], Landsat [74]. При этом при переходе к данным спутниковой информации модели зачастую теряют в точности (по сравнению с калибровочными моделями на основе данных спектроскопии *in situ*), что связано с несколькими причинами: искусственные шумы, вызванные конструктивными особенностями датчиков и сенсоров, условия рельефа, атмосферные условия, состояние поверхности почв и другие. Недавние исследования показывают, что добавление в анализ информации о состоянии по-

верхности позволяет компенсировать негативное воздействие внешних факторов и получить более устойчивые и точные модели [50].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Vis-NIR спектроскопия диффузного рассеяния представляет хороший вариант менее затратной и быстрой альтернативы традиционным методам анализа свойств почв с приемлемой точностью. По мере развития технологии, совершенствования приборной техники, развития методов анализа данных следует ожидать более убедительных результатов от использования этого подхода в будущем.

Метаанализ с общей выборкой в 709 значений количественных метрик показал, что медианное значение коэффициента детерминации (R^2) по всем исследованиям составляет 0.67, ошибки прогноза (RMSE) – 0.48, RPD – 1.99.

Как показал анализ, в настоящее время недостаточно данных для систематического подтверждения точности полевых измерений оценки содержания органического углерода почв с помощью Vis-NIR спектроскопии. В этом направлении необходимы дальнейшие исследования.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андроников В.Л. О спектральной отражательной способности некоторых почв лесостепи // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1958. № 3. С. 93–97.
2. Караванова Е.И. Оптические свойства почв и их природа. М.: Изд-во МГУ, 2003. 151 с.
3. Карманов И.И. Спектральная отражательная способность и цвет почв как показатель их свойств. М.: Колос, 1974. 351 с.
4. Карманов И.И. Изучение почв по спектральному составу отраженных излучений // Почвоведение. 1970. № 4. С. 34–47.
5. Кононова М.М. Органическое вещество почвы. Его природа, свойства и методы изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.
6. Ливеровский Ю.А. Применение аэрометодов при изучении почвенного покрова // Аэрометоды изучения природных ресурсов. М.: Географиз, 1962. С. 115–129.
7. Михайлова Н.А., Орлов Д.С. Оптические свойства почв и почвенных компонентов. М.: Наука, 1986. 118 с.
8. Орлов Д.С., Суханова Н.И., Розанова М.С. Спектральная отражательная способность почв и их компонентов. М.: Изд-во МГУ, 2001. 176 с.
9. Родионова О.Е., Померанцев А.Л. Хемометрика: достижения и перспективы // Успехи химии. № 4. С. 302–321.
10. Савин И.Ю., Виндекер Г.В. Некоторые особенности использования оптических свойств почв поверхности для определения их влажности // Почвоведение. 2021. № 7. С. 806–814. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21070121>
11. Толчельников Ю.С. Оптические свойства ландшафта (применительно к аэросъемке). Л.: Наука, 1974. 252 с.
12. Barra I., Haefele S.M., Sakrabani R., Kebede F. Soil spectroscopy with the use of chemometrics, machine learning and pre-processing techniques in soil diagnosis: Recent advances – A review // TrAC Trends Anal. Chem. 2021. V. 135. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.116166>
13. Behrens T., Viscarra Rossel R.A., Ramirez-Lopez L., Baumann P. Soil spectroscopy with the Gaussian pyramid scale space // Geoderma. 2022. V. 426. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116095>
14. Ben Dor E., Ong C., Lau I.C. Reflectance measurements of soils in the laboratory: Standards and protocols // Geoderma. 2015. V. 245–246. P. 112–124. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.002>
15. Buddenbaum H., Steffens M. The effects of spectral pre-treatments on chemometric analyses of soil profiles using laboratory imaging spectroscopy // Appl. Environ. Soil Sci. 2012. V. 2012. P. 1–12. <https://doi.org/10.1155/2012/274903>
16. Castaldi F. Sentinel-2 and Landsat-8 Multi-Temporal Series to Estimate Topsoil Properties on Croplands // Remote Sens. 2021. V. 13. <https://doi.org/10.3390/rs13173345>
17. Castaldi F., Chabrilat S., Chartin C., Genot V., Jones A.R., van Wesemael B. Estimation of soil organic carbon in arable soil in Belgium and Luxembourg with the LUCAS topsoil database // Eur. J. Soil Sci. 2018b. V. 69. P. 592–603. <https://doi.org/10.1111/ejss.12553>
18. Castaldi F., Chabrilat S., Don A., van Wesemael B. Soil organic carbon mapping using LUCAS topsoil database and sentinel-2 data: an approach to reduce soil moisture and crop residue effects // Remote Sens. 2019. V. 11. <https://doi.org/10.3390/rs11182121>
19. Castaldi F., Chabrilat S., Jones A., Vreys K., Bomans B., van Wesemael B. Soil organic carbon estimation in croplands by hyperspectral remote APEX data using the LUCAS topsoil database // Remote Sens. 2018. V. 10. <https://doi.org/10.3390/rs10020153>
20. Chakraborty S., Li B., Weindorf D.C., Morgan C.L.S. External parameter orthogonalisation of Eastern European VisNIR-DRS soil spectra // Geoderma. 2019. V. 337. P. 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.015>
21. Chinilin A.V., Savin I.Yu. Comparison of the effectiveness of various ways of preprocessing spectrometric data in order to predict the concentration of organic soil carbon // J. Opt. Technol. 2018. V. 85. P. 789–795. <https://doi.org/10.1364/JOT.85.000789>
22. Coblinski J.A., Giasson É., Demattê J.A.M., Dotto A.C., Costa J.J.F., Vašát R. Prediction of soil texture classes

- through different wavelength regions of reflectance spectroscopy at various soil depths // *Catena*. 2020. V. 89. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104485>
23. *Condit H.R.* The spectral reflectance of American soils // *Photogramm. Eng.* 1970. V. 36. P. 955–966.
 24. *Dotto A.C., Dalmolin R.S.D., ten Caten A., Grunwald S.* A systematic study on the application of scatter-corrective and spectral-derivative preprocessing for multivariate prediction of soil organic carbon by Vis–NIR spectra // *Geoderma*. 2018. V. 314. P. 262–274. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.006>
 25. *Gholizadeh A., Coblinski J.A., Saberioon M., Ben-Dor E., Drábek O., Demattê J.A.M., Borůvka L.* vis–NIR and XRF Data Fusion and Feature Selection to Estimate Potentially Toxic Elements in Soil // *Sensors*. 2021. V. 21. <https://doi.org/10.3390/s21072386>
 26. *Gholizadeh A., Viscarra Rossel R.A., Saberioon M., Borůvka L., Kratina J., Pavlů L.* National-scale spectroscopic assessment of soil organic carbon in forests of the Czech Republic // *Geoderma*. 2021b. V. 385. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114832>
 27. *Gozukara G., Akça E., Dengiz O., Kapur S., Adak A.* Soil particle size prediction using Vis–NIR and pXRF spectra in a semiarid agricultural ecosystem in Central Anatolia of Türkiye // *Catena*. 2022. V. 217. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106514>
 28. *Gozukara G., Hartemink A.E., Zhang Y.* Soil Catena characterization using pXRF and Vis–NIR spectroscopy in Northwest Turkey // *Eurasian Soil Sci.* 2021. V. 54. P. 1–15. <https://doi.org/10.1134/S1064229322030061>
 29. *Hong Y., Chen Y., Chen S., Shen R., Guo L., Liu Y., Mounem Mouazen A.* Improving spectral estimation of soil inorganic carbon in urban and suburban areas by coupling continuous wavelet transform with geographical stratification // *Geoderma*. 2023. V. 430. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116284>
 30. *Igné B., Reeves J.B., McCarty G., Hively W.D., Lund E., Hurburgh C.R.* Evaluation of spectral pretreatments, partial least squares, least squares support vector machines and locally weighted regression for quantitative spectroscopic analysis of soils // *J. Near Infrared Spectrosc.* 2010. V. 18. P. 167–176. <https://doi.org/10.1255/jnirs.883>
 31. *Khayamim F., Wetterlind J., Khademi H., Robertson A.H.J., Cano A.F., Stenberg B.* Using visible and near infrared spectroscopy to estimate carbonates and gypsum in soils in arid and subhumid regions of Isfahan, Iran // *J. Near Infrared Spectrosc.* 2015. V. 23. P. 155–165. <https://doi.org/10.1255/jnirs.1157>
 32. *Knadel M., Castaldi F., Barbetti R., Ben-Dor E., Gholizadeh A., Lorenzetti R.* Mathematical techniques to remove moisture effects from visible–near-infrared–shortwave-infrared soil spectra – review // *Appl. Spectrosc. Rev.* 2022. P. 1–34. <https://doi.org/10.1080/05704928.2022.2128365>
 33. *Knox N.M.M., Grunwald S., McDowell M.L.L., Bruland G.L.L., Myers D.B.B., Harris W.G.G.* Modelling soil carbon fractions with visible near-infrared (VNIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy // *Geoderma*. 2015. V. 239–240. P. 229–239. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.10.019>
 34. *Kuhn M., Johnson K.* Applied Predictive Modeling. N.Y.: Springer. 2013. 600 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6849-3>
 35. *Li S., Viscarra Rossel R.A., Webster R.* The cost-effectiveness of reflectance spectroscopy for estimating soil organic carbon // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. V. 73. <https://doi.org/10.1111/ejss.13202>
 36. *Liu Y., Pan X.-Z.X., Wang C., Li Y., Shi R.* Predicting soil salinity with Vis–NIR spectra after removing the effects of soil moisture using external parameter orthogonalization // *PLoS One*. 2015. V. 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140688>
 37. *Mallat S.G.* A theory for multiresolution signal decomposition: the wavelet representation // *IEEE Trans. Pattern Anal. Mach. Intell.* 1989. V. 11. P. 674–693. <https://doi.org/10.1109/34.192463>
 38. *Martens H., Næs T.* Multivariate calibration // *Chemo-metrics*. Netherlands, Dordrecht: Springer. 1984. P. 147–156. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1026-8_5
 39. *McBride M.B.* Estimating soil chemical properties by diffuse reflectance spectroscopy: Promise versus reality // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. V. 73. <https://doi.org/10.1111/ejss.13192>
 40. *Mendes W. de S., Demattê J.A.M., Bonfatti B.R., Resende M.E.B., Campos L.R., da Costa A.C.S.* A novel framework to estimate soil mineralogy using soil spectroscopy // *Appl. Geochem.* 2021. V. 127. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.104909>
 41. *Minasny B., McBratney A.B.* Digital soil mapping: A brief history and some lessons // *Geoderma*. 2016. V. 264. P. 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.017>
 42. *Molnar C.* Interpretable Machine Learning: A Guide For Making Black Box Models Explainable. 2022. <https://christophm.github.io/interpretable-ml-book/>
 43. *Morellos A., Pantazi X.-E., Moshou D., Alexandridis T., Whetton R., Tziotzios G., Wiebensohn J.* Machine learning based prediction of soil total nitrogen, organic carbon and moisture content by using VIS–NIR spectroscopy // *Biosyst. Eng.* 2016. V. 152. P. 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.04.018>
 44. *Moura-Bueno J.M., Dalmolin R.S.D., ten Caten A., Dotto A.C., Demattê J.A.M.* Stratification of a local VIS–NIR–SWIR spectral library by homogeneity criteria yields more accurate soil organic carbon predictions // *Geoderma*. 2019. V. 337. P. 565–581. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.015>
 45. *Muñoz J.D., Kravchenko A.* Soil carbon mapping using on-the-go near infrared spectroscopy, topography and aerial photographs // *Geoderma*. 2011. V. 166. P. 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.017>
 46. *Ng W., Malone B., Minasny B., Jeon S.* Near and mid infrared soil spectroscopy // *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00022-7>
 47. *Ng W., Minasny B., McBratney A.* Convolutional neural network for soil microplastic contamination screening using infrared spectroscopy // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 702. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134723>

48. *Patil I.* Visualizations with statistical details: The “ggstatsplot” approach // *J. Open Source Softw.* 2021. V. 6. <https://doi.org/10.21105/joss.03167>
49. *Poppiel R.R., Paiva A.F. da S., Demattê J.A.M.* Bridging the gap between soil spectroscopy and traditional laboratory: Insights for routine implementation // *Geoderma*. 2022. V. 425. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116029>
50. *Prudnikova E., Savin I. Yu.* Some Peculiarities of Arable Soil Organic Matter Detection Using Optical Remote Sensing Data // *Remote Sens.* 2021. V. 13. <https://doi.org/10.3390/rs13122313>
51. *Ramos P.V., Inda A.V., Barrón V., Siqueira D.S., Marques Júnior J., Teixeira D.D.B.* Color in subtropical brazilian soils as determined with a Munsell chart and by diffuse reflectance spectroscopy // *Catena*. 2020. V. 193. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104609>
52. *Rehman H.U., Knadel M., Jonge L.W., Moldrup P., Greve M.H., Arthur E.* Comparison of cation exchange capacity estimated from Vis–NIR spectral reflectance data and a pedotransfer function // *Vadose Zo. J.* 2019. V. 18. P. 1–8. <https://doi.org/10.2136/vzj2018.10.0192>
53. *Roudier P., Hedley C.B., Lobsey C.R., Viscarra Rossel R.A., Leroux C.* Evaluation of two methods to eliminate the effect of water from soil vis–NIR spectra for predictions of organic carbon // *Geoderma*. 2017. V. 296. P. 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.014>
54. *dos Santos U.J., Demattê J.A.M., Menezes R.S.C., Dotto A.C., Guimarães C.C.B., Alves B.J.R., Primo D.C.* Predicting carbon and nitrogen by visible near-infrared (Vis–NIR) and mid-infrared (MIR) spectroscopy in soils of Northeast Brazil // *Geoderma Reg.* 2020. V. 23. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00333>
55. *Savin I.Y., Shishkin M.A., Sharychev D.V.* Peculiarities of spectral reflectance of fractions with sizes from 20 to 5,000 microns in soil samples // *Dokuchaev Soil Bull.* 2022. V. 112. P. 24–47. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-24-47>
56. *Savitzky A., Golay M.J.E.* Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures // *Anal. Chem.* 1964. V. 36. P. 1627–1639. <https://doi.org/10.1021/ac60214a047>
57. *Slaughter D.C., Pelletier M.G., Upadhyaya S.K.* Sensing soil moisture using NIR spectroscopy // *Appl. Eng. Agric.* 2001. V. 17. <https://doi.org/10.13031/2013.5449>
58. *Song Y., Shen Z., Wu P., Viscarra Rossel R.A.* Wavelet geographically weighted regression for spectroscopic modelling of soil properties // *Sci. Rep.* 2021. V. 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96772-z>
59. *Sorenson P.T., Small C., Tappert M.C., Quideau S.A., Drozdowski B., Underwood A., Janz A.* Monitoring organic carbon, total nitrogen, and pH for reclaimed soils using field reflectance spectroscopy // *Can. J. Soil Sci.* 2017. V. 97. P. 241–248. <https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0116>
60. *Soriano-Disla J.M.J.M., Janik L.J., Viscarra Rossel R.A., MacDonald L.M., McLaughlin M.J.* The Performance of visible, near-, and mid-infrared reflectance spectroscopy for prediction of soil physical, chemical, and biological properties // *Appl. Spectrosc. Rev.* 2014. V. 49. P. 139–186. <https://doi.org/10.1080/05704928.2013.811081>
61. *Steffens M., Zeh L., Rogge D.M., Buddenbaum H.* Quantitative mapping and spectroscopic characterization of particulate organic matter fractions in soil profiles with imaging VisNIR spectroscopy // *Sci. Rep.* 2021. V. 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95298-8>
62. *Stenberg B., Viscarra Rossel R.A., Mouazen A.M., Wetterlind J.* Visible and near infrared spectroscopy in soil science // *Adv. in Agr.* 2010. V. 107. P. 163–215. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)07005-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)07005-7)
63. *Stevens A., Nocita M., Tóth G., Montanarella L., van Wesemael B.* Prediction of soil organic carbon at the european scale by visible and near infrared reflectance spectroscopy // *PLoS One*. 2013. V. 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066409>
64. *Stevens A., Ramirez-Lopez L.* An introduction to the “prospectr” package. R package version 0.2.6. <https://cran.r-project.org/package=prospectr>
65. *Tziolas N., Tsakiridis N., Ogen Y., Kalopesa E., Ben-Dor E., Theocharis J., Zalidis G.* An integrated methodology using open soil spectral libraries and Earth Observation data for soil organic carbon estimations in support of soil-related SDGs // *Remote Sens. Environ.* 2020. V. 244. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111793>
66. *Viscarra Rossel R.A., Behrens T., Ben-Dor E., Chabrilat S., Demattê J.A.M., Ge Y., Gomez C.* Diffuse reflectance spectroscopy for estimating soil properties: A technology for the 21st century // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. V. 73. <https://doi.org/10.1111/ejss.13271>
67. *Viscarra Rossel R.A., Bui E.N., De Caritat P., McKenzie N.J.* Mapping iron oxides and the color of Australian soil using visible–near-infrared reflectance spectra // *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 2010. V. 115. <https://doi.org/10.1029/2009JF001645>
68. *Viscarra Rossel R.A., Cattle S.R., Ortega A., Fouad Y.* In situ measurements of soil colour, mineral composition and clay content by vis–NIR spectroscopy // *Geoderma*. 2009. V. 150. P. 253–266. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.01.025>
69. *Viscarra Rossel R.A., Hicks W.S.* Soil organic carbon and its fractions estimated by visible–near infrared transfer functions // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 438–450. <https://doi.org/10.1111/ejss.12237>
70. *Viscarra Rossel R.A., Jeon Y.S., Odeh I.O.A., McBratney A.B.* Using a legacy soil sample to develop a mid-IR spectral library // *Soil Res.* 2008. V. 46. <https://doi.org/10.1071/SR07099>
71. *Viscarra Rossel R.A., McBratney A.B., Minasny B.* Proximal Soil Sensing. N.Y.: Springer, 2010. 468 p. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8859-8>
72. *Wadoux A.M.J.-C., Malone B., Minasny B., Fajardo M., McBratney A.B.* Soil Spectral Inference with R. N.Y.: Springer, 2021. 247 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-64896-1>
73. *Wan M., Hu W., Qu M., Li W., Zhang C., Kang J., Hong Y.* Rapid estimation of soil cation exchange capacity through sensor data fusion of portable XRF spectrometry and Vis-NIR spectroscopy // *Geoder-*

- ma. 2020. V. 363.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114163>
74. Wang X., Zhang Y., Atkinson P.M., Yao H. Predicting soil organic carbon content in Spain by combining Landsat TM and ALOS PALSAR images // *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 2020. V. 92.
<https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102182>
 75. Wang Y., Huang T., Liu J., Lin Z., Li S., Wang R., Ge Y. Soil pH value, organic matter and macronutrients contents prediction using optical diffuse reflectance spectroscopy // *Comput. Electron. Agric.* 2015. V. 111. P. 69–77.
<https://doi.org/10.1016/j.compag.2014.11.019>
 76. Wetterlind J., Viscarra Rossel R.A., Steffens M. Diffuse reflectance spectroscopy characterises the functional chemistry of soil organic carbon in agricultural soils // *Eur. J. Soil Sci.* 2022. V. 73.
<https://doi.org/10.1111/ejss.13263>
 77. Xiaobo Z., Jiewen Z., Povey M.J.W., Holmes M., Hanpin M. Variables selection methods in near-infrared spectroscopy // *Anal. Chim. Acta.* 2010. V. 667. P. 14–32.
<https://doi.org/10.1016/j.aca.2010.03.048>
 78. Xu S., Zhao Y., Wang M., Shi X. Quantification of Different Forms of Iron from Intact Soil Cores of Paddy Fields with Vis-NIR Spectroscopy // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2018. V. 82. P. 1497–1511.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2018.01.0014>
 79. Yang Y., Shen Z., Bissett A., Viscarra Rossel R.A. Estimating soil fungal abundance and diversity at a macro-ecological scale with deep learning spectrotransfer functions // *Soil.* 2022. V. 8. P. 223–235.
<https://doi.org/10.5194/soil-8-223-2022>
 80. Yang Y., Viscarra Rossel R.A., Li S., Bissett A., Lee J., Shi Z., Behrens T., Court L. Soil bacterial abundance and diversity better explained and predicted with spectro-transfer functions // *Soil Biol. Biochem.* 2019. V. 129. P. 29–38.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.005>
 81. Zhong L., Guo X., Xu Z., Ding M. Soil properties: Their prediction and feature extraction from the LUCAS spectral library using deep convolutional neural networks // *Geoderma.* 2021. V. 402.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115366>
 82. Zhou Y., Chen S., Hu B., Ji W., Li S., Hong Y., Xu H. Global soil salinity prediction by open soil Vis-NIR spectral library // *Remote Sens.* 2022. V. 14.
<https://doi.org/10.3390/rs14215627>
 83. Ziehmman W. Spectroscopic investigations of lignin, humic substances and peat // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 1964. V. 28. P. 1555–1566.
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90006-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90006-7)

Vis-NIR Spectroscopy for Soil Organic Carbon Assessment: Meta-Analysis

A. V. Chinilin¹*, G. V. Vindeker¹, and I. Yu. Savin^{1, 2}

¹Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

²Ecological Faculty, Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, 115093 Russia

*e-mail: chinilin_av@esoil.ru

In this study, a systematic review and meta-analysis of scientific researches devoted to the assessment of the soil organic carbon content using Vis-NIR spectroscopy approaches was carried out. The meta-analysis included 134 studies published between 1986 and 2022 with a total sample of 709 values of quantitative metrics. The articles were searched in databases of scientific periodicals: RSCI, Science Direct, Scopus, Google Scholar by the key words: “Vis-NIR spectroscopy AND soil organic carbon”. In the process of meta-analysis, using the nonparametric one-sided Kraskel-Wallis variance analysis in conjunction with the nonparametric pairwise method, the presence of a statistically significant difference between the median values of the accepted quantitative metrics of the predictive power of the models (coefficient of determination ($R^2_{cv/val}$), root mean square error (RMSE) and the ratio of performance to deviation (RPD) comparisons. As a result, the best efficiency (from the point of view of comparing these metrics) was revealed for the method of pre-processing spectral curves, for various multidimensional data analysis approaches used, and the results of assessing the organic carbon content of soils were compared between spectroscopy in the laboratory and directly in the field.

Keywords: proximal soil sensing, prediction, algorithm, model calibration, validation

УДК 631.4

ПОЧВЫ И ПУЛЫ УГЛЕРОДА НА ШУНГИТОВЫХ ПОРОДАХ ЮЖНОЙ КАРЕЛИИ ПРИ РАЗНЫХ ТИПАХ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

© 2023 г. И. А. Дубровина^а, *, Е. В. Мошкина^б, А. В. Туюнен^б,
Н. В. Геникова^б, А. Ю. Карпечко^б, М. В. Медведева^б

^аИнститут биологии КарНЦ РАН, ул. Пушкинская, 11, Петрозаводск, 185910 Россия

^бИнститут леса КарНЦ РАН, ул. Пушкинская, 11, Петрозаводск, 185910 Россия

*e-mail: vorgo@mail.ru

Поступила в редакцию 13.03.2023 г.

После доработки 17.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Исследованы азональные органо-аккумулятивные почвы на шунгитовых породах и влияние типа землепользования на их свойства и экосистемные запасы углерода. Проанализированы изменения в строении почвенных профилей, основные химические и микробиологические показатели верхних горизонтов, запасы $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ почвы в метровом слое и структура углеродных пулов участков. Исследовали сосняк в качестве контроля, пашню, сенокос, а также молодой ольшаник и средневозрастной смешанный лес. В отличие от зональных почв изменение землепользования не ведет к значительной трансформации свойств шунгитовых почв. Наибольшее влияние оказывает удаление камней, способствующее образованию развитых пахотных горизонтов. Для почв характерны высокая скелетность, слабодифференцированный маломощный профиль, низкие значения плотности и близкая к нейтральной реакция среды. Большой разброс значений содержания $C_{\text{орг}}$ от 1.6 до 11.7% обусловлен неоднородным составом почвообразующих пород. Сельскохозяйственное освоение способствует накоплению обменных оснований, подвижных калия и фосфора, содержание которых в шунгитовых почвах повышено изначально. Для всех участков характерна высокая скорость минерализации органического вещества (C/N не выше 17). В почвах отмечено небольшое содержание $C_{\text{мик}}$ (84–245 мг С/кг), что может быть следствием малой доступности субстрата вследствие литогенного происхождения углерода и повышенных концентраций тяжелых металлов и лантаноидов в шунгитовых породах. Запасы органического углерода почв колеблются в пределах 17–251 т С/га, а запасы $C_{\text{мик}}$ – в пределах 6–43 г С/м². Общие экосистемные запасы углерода (надземная и подземная фитомасса, дербис, подстилка и почва) максимальны на сенокосе (259 т С/га) и минимальны в молодом лесу (74 т С/га). Общий запас углерода на участках пашни, средневозрастного и контрольного лесов находится в пределах 169–211 т С/га.

Ключевые слова: изменение землепользования, почвенные функции, запасы углерода, органический углерод почвы, углерод микробной биомассы, органо-аккумулятивные почвы

DOI: 10.31857/S0032180X23600464, **EDN:** AIGFIQ

ВВЕДЕНИЕ

Изменения климата и рост глобальной температуры обусловлены в основном антропогенной эмиссией, в целях снижения которой необходимо не только ограничение выбросов парниковых газов, но и применение стратегий активной секвестрации углерода. Наиболее эффективным и воспроизводимым методом считается биологическое улавливание и фиксация CO_2 посредством фотосинтетического поглощения наземными экосистемами, которые являются значимым звеном глобального цикла углерода [51]. Часть растительного органического углерода поступает в почву в виде экссудата и с растительными остатками, которые затем долгосрочно аккумулируют-

ся в органическом веществе почвы посредством микробиоты. Образование стабильных соединений органического углерода почвы зависит от типа растительности, почвенных и ландшафтных характеристик местности, а также от агротехнических методов управления. В широком смысле тип, продуктивность и распространение тех или иных землепользований влияет на общий баланс потерь/накопления углерода в растительности и почвах [40, 46].

Считается, что деградировавшие экосистемы обладают большим потенциалом связывания углерода и увеличения запасов органического вещества [51]. Среди подходов управления землепользованиями с потенциалом увеличения накопления уг-

лерода выделяются шадящее сельское хозяйство, агролесоводство, лесовосстановление и обводнение водно-болотных угодий и торфяников. Известно, что восстановленные леса обладают высоким потенциалом связывания углерода и могут компенсировать до 68% глобальных выбросов CO₂ [39]. Скорость поглощения углерода посредством лесовосстановления зависит от климатических условий, типа почвы и вида деревьев. Большая интенсивность накопления углерода биомассы наблюдается в молодых насаждениях, лиственных лесах и во влажном холодном климате. При этом динамика пула углерода почвы при лесовосстановлении неоднозначна и недостаточно изучена. С другой стороны, масштабное восстановление лесов может конкурировать с сельскохозяйственными угодьями, что может снижать продовольственную безопасность, поскольку земли, отведенные под сельское хозяйство, являются ограниченным ресурсом и обеспечивают материальную базу для жизни [45]. Для оптимизации стратегического управления выбросами углерода и соблюдения баланса между различными землепользованиями необходим пространственно-ориентированный подход с учетом местных условий [41, 51].

Для оценки региональных особенностей различных землепользований ранее были исследованы экосистемы, приуроченные к типичным зональным почвам средней тайги Карелии [8, 9]. В данной работе изучены землепользования на азональных темноцветных почвах Заонежского полуострова, связанных с месторождениями шунгитов. Собираемый термин “шунгит” объединяет породы с высоким содержанием общего органического углерода (<10–98 мас. %), в состав которых также входят кремнезем, оксиды алюминия и железа [42, 49]. Район распространения шунгитов приурочен к палеопротерозойской Онежской структуре на востоке Фенноскандинавского щита. Шунгиты залегают в регионально метаморфизованных отложениях верхней подсвиты заонежской свиты. До 60–70% общей мощности заонежской свиты представлено магматическими породами, но также встречаются осадочные и вулканогенно-осадочные образования [16, 47]. Месторождения шунгитов характеризуются минералого-петрографическим разнообразием пород, они включают туфы, алевриты, известняки и габбро-долериты [25]. Массовое отложение углерода в заонежской свите получило название феномен “Шуньга”, и описывается как глобальная и синхронная эпоха (2.1–1.85 млрд лет назад) масштабного накопления органического вещества в ряде регионов Земли [33, 48]. Шунгиты представляют собой неграфитизируемое неупорядоченное углеродистое вещество с глобулярной фуллереноподобной надмолекулярной структурой с низким индексом Н/С [44]. Наиболее известная классификация шунгитов основывается на процентном со-

держании углерода и делит их на 5 классов [5]. Генезис шунгитов связывают с окаменением раннепалеопротерозойской нефти возрастом около 2 млрд лет [32]. Биогенную природу шунгитов подтверждает их биогеохимический и изотопный состав [4, 31, 53].

Почвообразование в Заонежье идет на элювации шунгитовых сланцев и шунгитовой морене. Почвообразующие породы очень разнообразны по химическому и гранулометрическому составу, а содержание шунгитового материала в породах сильно варьирует, поэтому регион характеризуется сложностью и пестротой почвенного покрова [17, 38]. Коренные породы заонежской свиты отличаются высокими концентрациями некоторых элементов (As, U, Mo, V, Ni) [32]. Четвертичные отложения наследуют элементы из коренных пород, но общий уровень их природного загрязнения значительно ниже. В целом почвы на шунгитовых породах отличаются от фоновых региональных почв повышенным содержанием как макроэлементов, важных для питания растений, так и редкоземельных и токсичных элементов. Концентрация некоторых из них может превышать кларковые значения [14, 21].

О плодородии местных почв было известно давно, согласно историческим данным освоение Заонежья произошло ранее XIV в., это один из основных сельскохозяйственных районов Карелии [13]. По некоторым оценкам, в период максимального развития территории около 30% полуострова было окультурено и использовалось в качестве пашен и сенокосов, а площадь лесных массивов значительно сократилась [3, 12]. До настоящего времени здесь ведется активное сельскохозяйственное производство.

Целью работы являлось исследование влияния разных типов землепользования на свойства и функции почв, сформированных на шунгитовых породах Карелии, а также на структуру общих запасов углерода участков.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование проводили в пределах Заонежского полуострова в окрестностях пос. Толвуй Медвежьегорского района Карелии. Участок расположен в Южном приозерном агроклиматическом районе, характеризующемся наиболее благоприятными климатическими условиями. Средняя температура января находится в пределах от –8 до –10°C, июля +16°C. Продолжительность безморозного периода составляет 120–130 дней. Сумма эффективных температур за вегетационный период около 1500°C при 650 мм осадков в год [2]. Естественная растительность района исследования относится к средне-таежной подзоне зеленомошных хвойных лесов. Заонежье характе-

Таблица 1. Характеристика участков

Рельеф, координаты	Землепользование	Растительность	Почва
Плоский выровненный участок 62°28'0.7" N, 35°18'41.9" E	Пашня, дискование, двупольный севооборот (картофель — многолет- ние травы)	Козлятник восточный (<i>Galega orientalis</i> Lam.) 30%, посевы сильно засорены, в основном злаковыми травами	Агрогумусовая темнопрофильная Mollic Umbrisol (Aric)
Верхняя часть пологого склона 62°30'34.0" N, 35°18'17.5" E	Сенокос, сенокосение регулярное, 1—2 раза в год	Луг злаково-разнотравный с преобла- данием тимopheевки луговой (<i>Phleum</i> <i>pratense</i> L.), ежи сборной (<i>Dactylis glom- erata</i> L.), пырея ползучего (<i>Elytrigia rep- ens</i> L.) и крапивы двудомной (<i>Urtica</i> <i>dioica</i> L.)	Агрогумусовая темнопрофильная Endoleptic Mollic Umbrisol (Hyperhumic)
Верхняя часть пологого склона 62°29'57.5" N, 35°16'50.1" E	17-летний лес, молодой древостой, I класс бонитета	Ольшаник злаково-разнотравный, в напочвенном покрове доминируют щучка дернистая (<i>Deschampsia</i> <i>cespitosa</i> L.), земляника лесная (<i>Fragaria vesca</i> L.), ястребинка зонтич- ная (<i>Hieracium umbellatum</i> L.)	Литозем серогумусо- вый темнопрофиль- ный Skeletal Umbric Lepto- sol
Верхняя часть гряды 62°30'01.8" N, 35°16'52.8" E	70-летний лес средневозрастной древостой, II класс бонитета	Сосняк разнотравно-кустарничковый, в напочвенном покрове преобладают ежа сборная (<i>Dactylis glomerata</i> L.), малина обыкновенная (<i>Rubus idaeus</i> L.) и герань лесная (<i>Geranium sylvaticum</i> L.)	Серогумусовая темнопрофильная постагрогенная Skeletal Umbrisol
Верхняя часть каменистой гряды 62°28'49.5" N, 35°17'28.4" E	70-летний лес средневозрастной древостой (контроль), III класс бонитета	Сосняк чернично-брусничный, в напочвенном покрове преобладают черника обыкновенная (<i>Vaccinium</i> <i>myrtillus</i> L.), брусника обыкновенная (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.), ландыш май- ский (<i>Convallaria majalis</i> L.)	Серогумусовая темнопрофильная Epi- leptic Skeletal Umbrisol

ризуется денудационно-тектоническим холми-сто-грядовым рельефом. Как сказано выше, почвообразование на большей части Заонежского полуострова идет на элюво-делювии шунгитовых сланцев и шунгитовой морене, что способствует развитию специфических темноцветных органо-аккумулятивных почв (Umbrisols).

Ключевые участки (табл. 1) выбирали на возвышенных элементах рельефа с почвами нормального увлажнения. Сельскохозяйственные землепользования (пашня и сенокос) принадлежат ОАО «Совхоз «Толвуйский» и находятся в длительном хозяйственном использовании. Молодой лес произрастает на заброшенном неулучшенном пастбище. Средневозрастной лес представляет собой участок заросшей пашни с хорошо сохранившимися «ровнищами» из камней. Контрольный участок леса расположен на завалуненной возвышенности с близким залеганием коренных пород. Несмотря на то, что контрольный древостой не старовозрастной, его производительность и каче-

ство (сосна без примеси лиственных пород) типичны для зональных сообществ, произрастающих в схожих топо-экологических условиях. Выбор некоторых участков на неудобье обусловлен тем, что изучаемая территория в прошлом подвергалась активному сельскохозяйственному освоению [12], которое поддерживается и в настоящее время. В районе исследования отсутствуют относительно недавно заброшенные пашни (сенокосы) и старовозрастные леса, поэтому невозможно подобрать некоторые типы землепользований с более адекватными почвенными и растительными условиями.

На ключевых участках проводили геоботаническое описание, определение возраста и запасов древостоя и расчет запасов углерода в растительности. Основные экосистемные запасы углерода определяли в пяти пулах: надземная фитомасса (древостой и напочвенный покров); подземная фитомасса; дебрис — сухостой и валеж; лесная подстилка; углерод почвы в слое 0—100 см. Запасы

напочвенной фитомассы исследовали методом укосов, а запасы древостоя рассчитывали на основании таксационных измерений по ОСТ 56–69–83 и показателей плотности древесины, после чего данные по общей фитомассе распределялись по отдельным фракциям. При пересчете запасов фитомассы в запасы углерода для древесных фракций и хвои использовали коэффициент 0.5, для листьев и трав – 0.45.

Производили морфологическое описание почв, отбирали образцы почв (по горизонтам и из верхних минеральных горизонтов в прикопках) и лесной подстилки в шести повторностях. В почвах и подстилках определяли плотность сложения (ρ) весовым методом, содержание и запасы органического углерода ($C_{орг}$) и углерода микробной биомассы ($C_{мик}$). Поскольку разделение литогенного углерода шунгитов и педогенного углерода методически непроработано [15], в мелкоземке определяли общий углерод методом высокотемпературного каталитического сжигания на анализаторе TOC-L CPN Shimadzu, который принимали как общий органический углерод. Углерод микробной биомассы определяли методом субстрат-индуцированного дыхания, которое оценивали по скорости начального максимального дыхания микроорганизмов после обогащения почвы глюкозой и инкубации в течение 1.5–2 ч при температуре 22°C. Изменение концентрации CO_2 регистрировали газоанализатором на основе NDIR-сенсора SenseAir.

Также в почвах определяли кислотность (pH_{KCl}) потенциометрически; содержание общего азота ($N_{общ}$) по Кьельдалю на анализаторе азота Buchi; содержание подвижного фосфора (P_2O_5) со спектрофотометрическим окончанием на спектрофотометре UV-1800 Shimadzu и калия (K_2O) с атомно-эмиссионным окончанием на атомно-абсорбционном спектрофотометре AA-7000 Shimadzu по Кирсанову; сумму обменных оснований (S) по Каппену–Гильковицу; микробный метаболический коэффициент QR , соотношения C/N и $C_{мик}/C_{орг}$ расчетными методами. Подробная схема отбора проб, анализа почв и растительности, а также статистической обработки данных описана ранее [8]. Поскольку почвы на шунгитах в основном каменистые, то запасы углерода в почве рассчитывали по следующей формуле:

$$Q = Ch\rho(100 - s)/100,$$

где Q – запас углерода, т С/га; C – содержание углерода, %; h – мощность горизонта, см; ρ – плотность сложения, г/см³; s – содержание камней, %.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Морфология профиля. Почвы исследованных участков имеют легкосуглинистый грануломет-

рический состав, среднюю и сильную степень каменистости и укороченный слабодифференцированный профиль (рис. 1). Для верхних почвенных горизонтов характерна мелкокомковатая структура, а преобладающими тонами окраски почв являются 7.5YR 3/1–2/1 (темно-коричневый, черный) по шкале Манселла [50]. На контрольном участке леса почва диагностирована как серогумусовая темнопрофильная (Epileptic Skeletic Umbrisol). Под лесной подстилкой мощностью в среднем 3.5 см развит серогумусовый горизонт, подразделяющийся на два подгоризонта по плотности, подстилаемый на глубине 48 см плотной породой. Аналогичный профиль характерен для участка средневозрастного леса с незначительными признаками постагрогенной трансформации в нижней части серогумусового горизонта, который подстилается элювием шунгита. Почва диагностирована как серогумусовая темнопрофильная постагрогенная (Skeletic Umbrisol). На участке молодого леса лесная подстилка маломощная, около 1.5 см, серогумусовый горизонт с большим содержанием камней на глубине 14 см подстилается обломками шунгитовых сланцев, переходящих на глубине 40 см в плотную породу. Почва данного участка не подвергалась значительному освоению и представляет собой литозем серогумусовый темнопрофильный (Skeletic Umbric Lertisol). На участках пашни и сенокоса, напротив, проводились мероприятия по окультуриванию и удалению камней. Почвы данных участков диагностированы как агрогумусовые темнопрофильные. Почва пашни (Mollic Umbrisol (Aric)) имеет наиболее развитый профиль, в верхней части агрогумусового горизонта мощностью 25 см сформирована дернина до 5 см. (В год исследования были посеы козлятника, засоренного злаковыми травами, корни которых и составляют дернину). Горизонт Р подразделяется на два подгоризонта по плотности, подстилается серогумусовым горизонтом, плавно переходящим в шунгитовую морену. Почва сенокоса (Endoleptic Mollic Umbrisol (Hyperhumic)) имеет мощную дернину до 8 см, агрогумусовый и серогумусовый горизонты, подстилаемые элювием шунгита, который переходит в плотную породу на глубине 65 см.

Агрофизические и агрохимические показатели почв. Исследованные почвы характеризуются низкой плотностью сложения в пределах 0.65–1.19 г/см³ в верхних горизонтах (рис. 2, табл. 2). На участке контроля и молодого леса значения плотности не меняются с глубиной, тогда как на сельскохозяйственных угодьях и участке средневозрастного леса плотность незначительно возрастает до 1.14–1.24 г/см³. Реакция среды почв на участках пашни, молодого и средневозрастного лесов близка к нейтральной и составляет 5.6–5.9 ед. pH. Для почвы сенокоса характерна нейтральная реакция (pH_{KCl} 6.3), а для контроль-

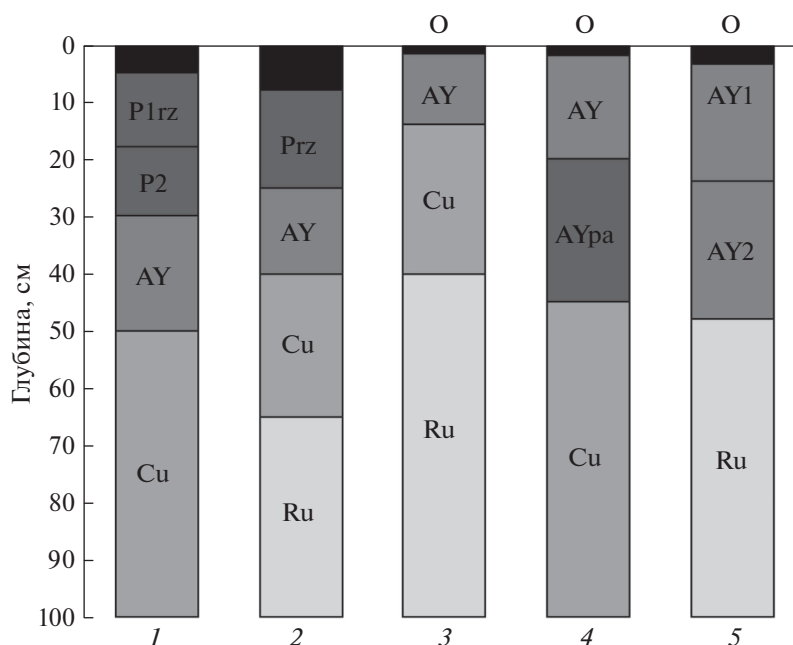


Рис. 1. Схематическое строение почвенных профилей: 1 – пашня; 2 – сенокос; 3 – лес, 17 лет; 4 – лес, 70 лет; 5 – лес, 70 лет (контроль).

ного леса – сильноокислая (рН 3.7). В средневозрастном и молодом лесах значения рН снижаются с глубиной до 4.6–5.1, тогда как на других участках рН_{KCl} практически не меняется по профилю.

Распределение органического углерода в профилях имеет равномерно-аккумулятивный тип

на всех участках и различается лишь содержанием $C_{орг}$. Содержание углерода в верхних горизонтах почв пашни, средневозрастного и контрольного лесов очень близко и составляет 6.3–6.4%. Для литозема под молодым лесом отмечено низкое содержание $C_{орг}$ (1.6%), тогда как в почве сенокоса

Таблица 2. Показатели почвенного плодородия и микробиологической активности в верхних минеральных горизонтах почв ($n = 6$)

Показатель	Пашня	Сенокос	Лес		
			17 лет	70 лет	70 лет (контроль)
Горизонт	Р	Р	AY	AY	AY
Глубина взятия образца, см	10–18	10–20	4–14	5–15	10–20
Плотность, г/см ³	0.89 ± 0.04a	0.65 ± 0.04b	1.19 ± 0.01c	0.72 ± 0.07ab	0.65 ± 0.06b
рН _{KCl}	5.94 ± 0.06ab	6.33 ± 0.06b	5.61 ± 0.20a	5.66 ± 0.11a	3.74 ± 0.16c
P ₂ O ₅ , мг/кг	1143.8 ± 72.8a	1977.5 ± 103.5b	14.5 ± 2.1c	14.5 ± 1.2c	34.3 ± 1.0c
K ₂ O, мг/кг	345.2 ± 34.3ab	532.4 ± 92.2b	179.1 ± 28.4ac	293.1 ± 35.3ac	84.4 ± 4.1c
S, смоль(экв)/кг	34.6 ± 1.11a	45.9 ± 0.45b	16.10 ± 1.48c	26.15 ± 2.05d	4.10 ± 1.06e
C _{орг} , %	6.37 ± 0.12a	11.70 ± 0.32b	1.59 ± 0.18c	6.28 ± 1.01a	6.41 ± 0.98a
N _{общ} , %	0.45 ± 0.01a	0.87 ± 0.03b	0.18 ± 0.02c	0.44 ± 0.07a	0.43 ± 0.07a
C/N	16.50 ± 0.15ad	15.78 ± 0.15ab	10.22 ± 0.24c	16.63 ± 0.12d	17.51 ± 0.14e
C _{мик} , мг C/кг	184.3 ± 21.3a	244.8 ± 38.3b	83.5 ± 13.5c	236.9 ± 30.4b	124.2 ± 33.1a
C _{мик} /C _{орг} , %	0.32 ± 0.02a	0.23 ± 0.03b	0.56 ± 0.03c	0.40 ± 0.04a	0.22 ± 0.03b
QR	0.17 ± 0.02ab	0.12 ± 0.03b	0.37 ± 0.05c	0.34 ± 0.06ac	0.41 ± 0.05c

Примечание. Приведены средние значения ± ошибка среднего, значимые различия при $p \leq 0.05$ обозначены разными буквами.

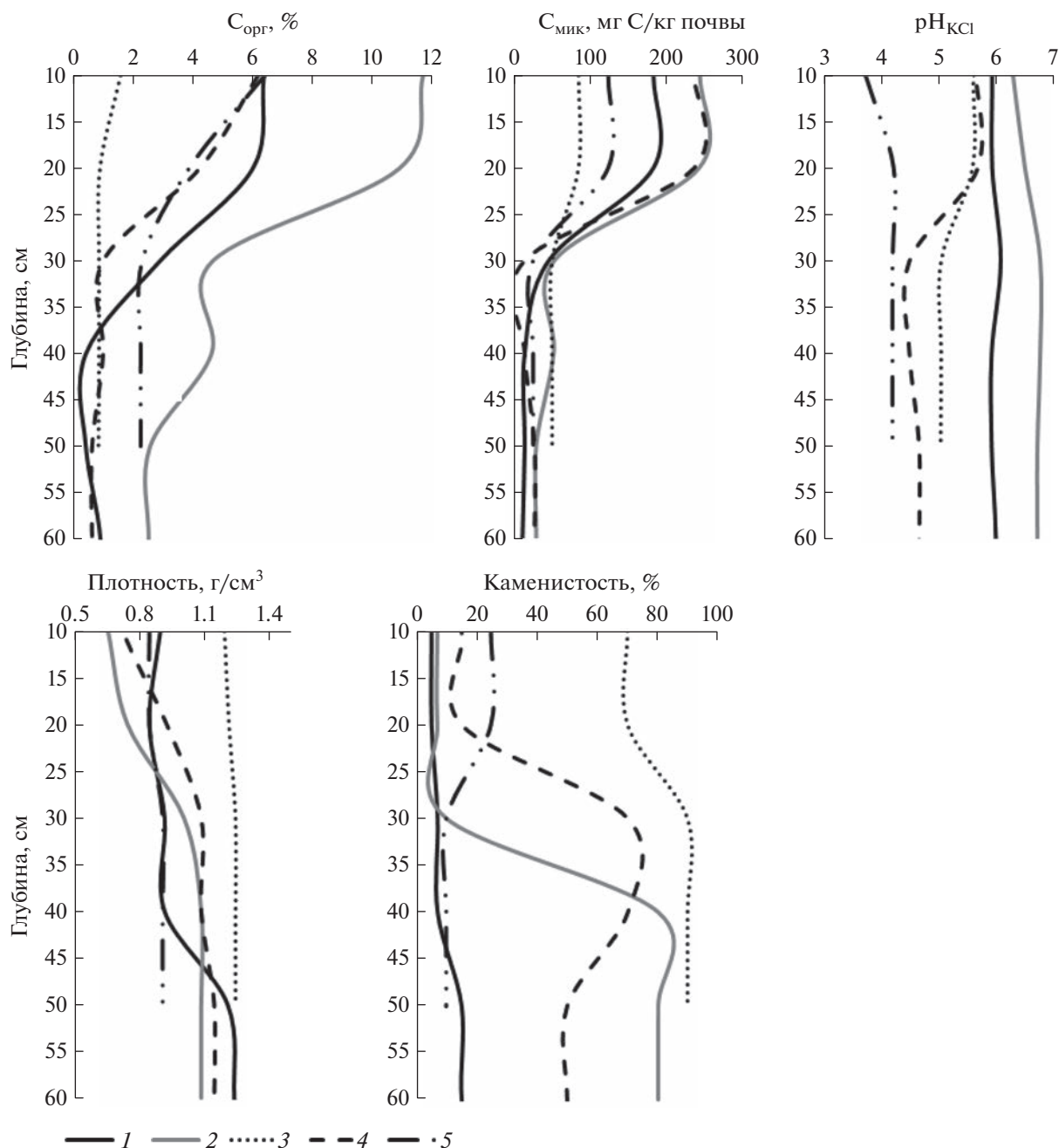


Рис. 2. Изменение почвенных свойств по профилю (среднее, $n = 3$): 1 – пашня; 2 – сенокос; 3 – лес, 17 лет; 4 – лес, 70 лет; 5 – лес, 70 лет (контроль).

са зафиксирован максимум углерода (11.7%). Похожая тенденция наблюдается и для общего азота, его содержание составляет 0.43–0.45% в почвах пашни, средневозрастного и контрольного лесов. Самое низкое содержание $N_{общ}$ отмечено в почве молодого леса (0.18%), а максимальное – на сенокосе (0.87%). В почве 17-летнего леса соотношение C/N узкое (10), тогда как на остальных участках оно имеет близкие значения и составляет 16–17.

Для показателей доступного фосфора характерны большие колебания значений. В сельскохозяйственных почвах содержание P_2O_5 очень высокое (1144–1978 мг/кг), тогда как оно составляет всего 14.5 мг/кг на участках молодого и средневозрастного лесов и 34.3 мг/кг в контрольном лесу. Содержание доступного калия колеблется от 532 мг/кг на сенокосе до 84 мг/кг в почве контрольного леса. Значение суммы обменных оснований (S) максимально в почвах пашни и сенокоса.

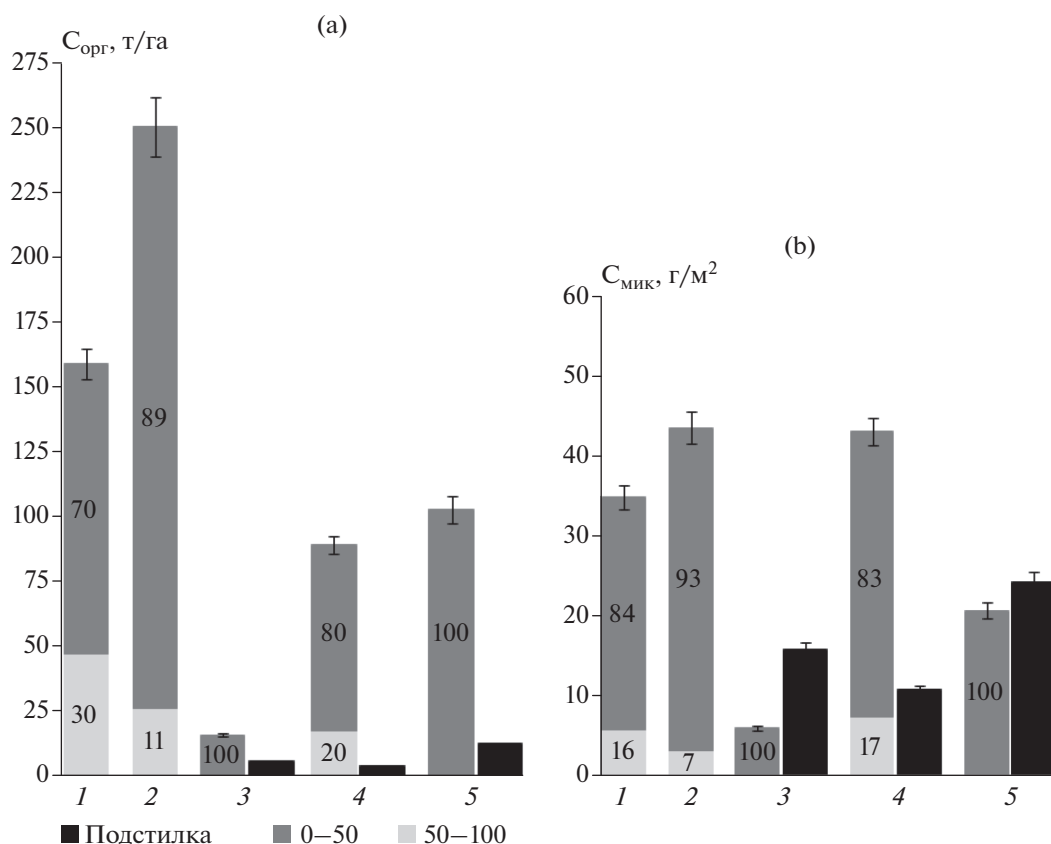


Рис. 3. Вклад разных слоев (%) и общие запасы органического углерода (а) и углерода микробной биомассы (б) в почве ($n = 3$) и подстилке ($n = 6$). Планки погрешности – ошибка среднего.

са (35–46 смоль(экв)/кг), несколько снижается на участках молодого и средневозрастного лесов (16–26 смоль(экв)/кг) и минимально в почве контрольного участка (4 смоль(экв)/кг).

Микробиологические показатели почв. Распределение углерода микробной биомассы имеет регрессивно-аккумулятивный тип для всех участков, кроме 17-летнего леса, где содержание $C_{мик}$ снижается более равномерно. Максимальное содержание углерода микробной биомассы зафиксировано в верхних горизонтах почв сенокоса (245 мг С/кг) и средневозрастного леса (237 мг С/кг). На пашне и контрольном участке значения показателя несколько ниже (124–184 мг С/кг), а минимум $C_{мик}$ отмечен в почве молодого леса (84 мг С/кг). Доля $C_{мик}$ в общем $C_{орг}$ минимальна в почвах сенокоса и контрольного участка (0.22–0.23%) незначительно возрастает в почвах пашни и средневозрастного леса (0.32–0.40%), и максимальна в молодом лесу (0.56%). Значения микробного метаболического коэффициента QR минимальны на сельскохозяйственных почвах (0.12–0.17), а на лесных участках имеют значения в пределах 0.34–0.41 (табл. 2).

Анализ структуры запасов углерода землепользований. На исследованных землепользованиях

запасы органического углерода почвы в слое 0–100 см имеют сильный разброс значений от 16.5 т С/га в литоземе 17-летнего леса до 250.7 т С/га в почве сенокоса (рис. 3а). На лесных участках запасы $C_{орг}$ почвы составляют 89.8–103.2 т С/га, а на пашне достигают 159.4 т С/га. На участках молодого и контрольного лесов, где плотная подстиляющая порода находится близко к поверхности, вклад верхних 50 см почвы в запасы углерода составляет 100%. На остальных участках в слое почвы 0–50 см сосредоточено от 70 до 89% углерода. Запасы $C_{орг}$ подстилки невелики и возрастают в ряду средневозрастной лес (4.4 т С/га), молодой лес (6.6 т С/га) и контроль (13.1 т С/га). Запасы углерода в подстилке в процентном соотношении к запасам $C_{орг}$ почвы составляют 40% в молодом лесу, 5% в средневозрастном лесу и 13% на участке контроля. Суммарный запас органического углерода почвы и подстилки максимален на участке контроля (116.3 т С/га), несколько снижается в средневозрастном лесу (94.2 т С/га) и минимален в молодом лесу (23.1 т С/га).

Запасы углерода микробной биомассы почвы в слое 0–100 см составляют около 43 г С/м² на сенокосе и в средневозрастном лесу, несколько сни-

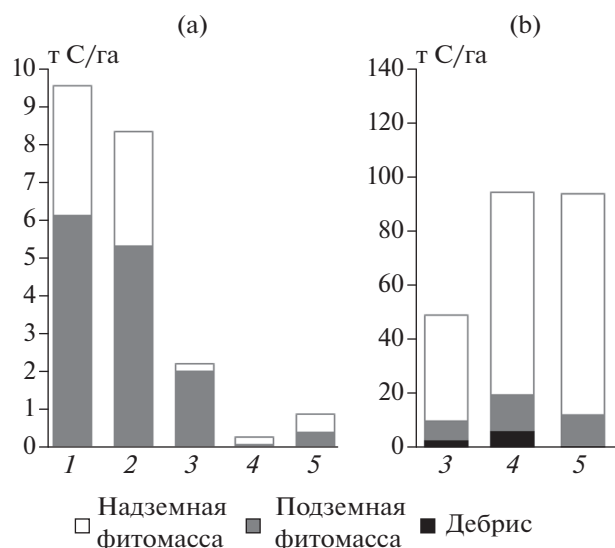


Рис. 4. Структура запасов углерода фитомассы напочвенной (а) и древесной (б) растительности.

жаются на пашне (34.9 г С/м^2) и в контрольном лесу (20.7 г С/м^2) и минимальны в 17-летнем лесу (6 г С/м^2) (рис. 3б). Большая часть $\text{С}_{\text{мик}}$ сосредоточена в слое почвы 0–50 см (83–93%), а на участках молодого и контрольного лесов – 100%. В лесных подстилках запасы $\text{С}_{\text{мик}}$ максимальны на контрольном участке (24.3 г С/м^2), и значительно ниже в молодом (15.9 г С/м^2) и средневозрастном лесах (10.8 г С/м^2). Запасы углерода микробной биомассы в подстилках превышают запасы $\text{С}_{\text{мик}}$ в почвах в 2.7 раза в 17-летнем лесу и в 1.2 раза в контрольном лесу. Суммарные запасы углерода микробной биомассы почвы и подстилки максимальны на участке средневозрастного леса (53.9 г С/м^2), несколько меньше на участке контроля (45.0 г С/м^2) и минимальны в молодом лесу (21.9 г С/м^2).

Максимальные запасы углерода в фитомассе напочвенной растительности накапливаются на участках сенокоса и пашни ($8.3\text{--}9.5 \text{ т С/га}$). На

остальных землепользованиях данный показатель незначителен и составляет 2.2 т С/га в молодом лесу и $0.3\text{--}0.9 \text{ т С/га}$ в средневозрастном и контрольном лесах (рис. 4а). Доля углерода подземной фитомассы превалирует в напочвенной растительности 17-летнего леса (91%), а также на сенокосе и пашне (64%). В средневозрастном и контрольном лесах доля углерода надземной фитомассы выше и составляет 56–67%. На лесных участках запасы углерода в древесной фитомассе возрастают от 45.4 т С/га в молодом лесу до $87.2\text{--}92.7 \text{ т С/га}$ в средневозрастном и контрольном лесах (рис. 4б). Запасы углерода древесной растительности увеличиваются в основном за счет надземной фитомассы, доля которой составляет 85–88%. Запасы углерода в дебрисе контрольного участка незначительны и составляют 1.1 т С/га , увеличиваясь до $3.4\text{--}6.9 \text{ т С/га}$ на участках молодого и средневозрастного лесов. Доля углерода мертвых органических остатков от углерода древостоя составляет около 1% в контрольном лесу и 8% на остальных участках.

Общие экосистемные запасы углерода участков имеют широкий диапазон значений от 74.1 т С/га в молодом лесу до 259 т С/га на сенокосе (табл. 3). В ряду пашня – средневозрастной лес – контроль запасы углерода составляют $168.9\text{--}211 \text{ т С/га}$. Доля углерода почвы составляет 94–97% на сельскохозяйственных угодьях, 48–49% в средневозрастном и контрольном лесах и 22% в 17-летнем лесу. В молодом лесу доля углерода растительной фитомассы достигает 65%, а на остальных лесных участках 44–46%. Доля подземной фитомассы составляет 2–4% на сельскохозяйственных участках и 5–12% в лесных экосистемах. Доля углерода дебриса и подстилки на лесных участках в целом невелика и составляет 1–4% для дебриса и 2–9% для подстилки.

ОБСУЖДЕНИЕ

Почвы на шунгитах являются аazonальными, нетипичными для своей природной и климатической области. Особым фактором почвообразова-

Таблица 3. Общие экосистемные запасы углерода (т С/га)/доля каждого пула (%)

Пул/участок	Пашня	Сенокос	Лес		
			17 лет	70 лет	70 лет (контроль)
Надземная фитомасса	3.4/2	3.0/1	39.0/53	74.7/39	82.1/39
Подземная фитомасса	6.1/4	5.3/2	8.6/12	12.8/7	11.5/5
Дебрис	0	0	3.4/4	6.9/4	1.1/1
Подстилка	0	0	6.6/9	4.4/2	13.1/6
Почва, 0–100 см	159.4/94	250.7/97	16.5/22	89.8/48	103.2/49
Сумма	168.9/100	259.0/100	74.1/100	188.6/100	211.0/100

ния для азональных почв являются шунгитовые породы, резко не соответствующие геохимическим условиям зоны подзолов и подзолистых почв. Исследованные почвы обладают значительным морфологическим сходством с горными почвами (горно-луговыми дерновыми), поскольку для них характерна малая мощность профиля, высокая скелетность и подстиление плотными породами на небольшой глубине [1]. Существенный вклад в изменение морфологии профиля шунгитовых почв вносит процесс окультуривания и расчистки от камней. Участки, расположенные вблизи крупных водоемов, с наиболее плодородными почвами осваивались в первую очередь, здесь мощность агрогумусовых горизонтов Р достигает 20–30 см, это в основном активно используемые пашни и сенокосы. Окультуривание сильнощепнистых почв сопровождалось удалением камней, которые складывались в кучи, чаще всего именуемые “ровницы”, являющиеся индикатором сельскохозяйственного освоения территории и неотъемлемым элементом культурного ландшафта Заонежья [3]. “Ровницы” представлены на участке средневозрастного леса, где довольно условно можно выделить старопашотный горизонт АУра. Как в средневозрастном, так и в контрольном лесах, серогумусовые горизонты достигают мощности более 40 см и разделяются на 2 подгоризонта по плотности и содержанию камней. Морфологически наиболее “естественной” почвой является литозем на участке молодого леса с маломощным горизонтом АУ 15 см, подстилаемый щепнистой и плотной породой.

Исследованные почвы имеют хорошую оструктуренность и слабо-дифференцированные по ряду показателей профили. Почвы в целом характеризуются общими низкими значениями плотности верхних горизонтов, которые незначительно меняются с глубиной. Для всех участков, за исключением контрольного леса, характерна нейтральная либо близкая к нейтральной реакция, при этом значения рН практически не меняются с глубиной. Данная особенность позволяет диагностировать почвы пашни и сенокоса в классификации [55] как Mollic Umbrisols, что нетипично для кислых гумидных условий Карелии. Сильнокислая реакция почвы в условиях контрольного леса обусловлена хвойным опадом без примесей лиственных пород [23, 28]. В отличие от большинства зональных почв [8, 9], распределение углерода в профилях шунгитовых почв имеет равномерно аккумулятивный характер. При этом аграрное освоение способствует накоплению органического углерода в верхней части профиля, особенно на участке сенокоса. Углерод микробной биомассы сконцентрирован в верхних горизонтах почв и имеет регрессивно-аккумулятивный тип распределения, поскольку глубже 30 см резко снижается на всех землепользованиях, за

исключением 17-летнего леса. Для литозема характерно невысокое содержание $C_{орг}$ и $C_{мик}$ в профиле, которое значительно ниже данных показателей в почвах других участков. Большой разброс значений содержания $C_{орг}$ в исследованных почвах объясняется неоднородным составом и пестротой почвообразующих пород. Для шунгитов также характерна разная степень внутрислойной упорядоченности, вследствие чего их устойчивость к выщелачиванию углеродистого вещества варьирует [34]. Данная особенность определяет различную скорость накопления углерода и других химических элементов в шунгитовых почвах.

Содержание органического углерода и общего азота в верхних горизонтах почв пашни, средневозрастного и контрольного лесов соответствует уровню выщелоченных черноземов [10, 27]. На участке сенокоса значения $C_{орг}$ и $N_{общ}$ превышают средние значения для черноземных почв, что можно связать с изначально более высоким содержанием углерода в породе и развитым дерновым процессом, который обуславливает луговая растительность. Исследования в различных климатических зонах показывают, что травяные экосистемы способствуют накоплению $C_{орг}$ в верхней части профиля почв [20, 37, 43]. Шунгитовые породы определяют высокие значения обменных оснований и калия для всех категорий землепользования по сравнению с зональными почвами [8, 9], при этом на лесных участках отмечено невысокое содержание фосфатов. Сельскохозяйственное освоение почв способствует накоплению обменных оснований, подвижного калия, а также фосфора, содержание которого в агроценозах очень высокое. В целом, участок контрольного леса отличается низкими значениями рН и основных агрохимических показателей, за исключением $C_{орг}$ и $N_{общ}$. Для остальных землепользований характерна высокая функция продуктивности и депо элементов питания, за исключением P_2O_5 в лесах. В исследованных почвах отмечены близкие значения соотношения C/N , соответствующие сельскохозяйственным угодьям альфегумусовых почв [9] на всех участках, кроме молодого леса, где показатель C/N еще уже. Данная особенность диагностирует одинаково высокую скорость минерализации органического вещества как в агроценозах, так и в лесных сообществах. В целом, изменение землепользования не так значительно влияет на морфологические, физические и химические свойства почв на шунгитовых породах, как на зональные почвы, что было показано ранее [7, 24].

Содержание углерода микробной биомассы в исследованных почвах находится в пределах, характерных для зональных почв Карелии [8, 9]. Следует отметить, что содержание микробной биомассы прямо коррелирует с содержанием ор-

ганического углерода почв [54]. При этом в почвах с относительно высоким содержанием $C_{\text{орг}}$ показатели $C_{\text{мик}}$ значительно выше, чем в почвах на шунгитах [26, 57]. На фоне высокого содержания в почвах $C_{\text{орг}}$ доля микробного углерода в общем органическом углероде невелика и минимальна на участках сельскохозяйственных землепользований и контроля. Вероятно, низкие значения $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ в шунгитовых почвах отражают малую доступность субстрата вследствие литогенного происхождения углерода. Невысокое содержание $C_{\text{мик}}$ может заключаться и в особенностях состава пород и почв Заонежского полуострова, где такие элементы, как Co, Ni, Cu, Zn и Cr, присутствуют в концентрациях выше ПДК [21, 30]. Известно, что тяжелые металлы (ТМ) влияют на почвенный микробиом и снижают содержание $C_{\text{мик}}$ [6, 52, 57]. При этом в почвах с высоким содержанием органического углерода функциональное разнообразие микроорганизмов при наличии ТМ может не меняться, в отличие от $C_{\text{мик}}$, который является чувствительным показателем [29]. Известно, что токсичность ТМ оказывает большее негативное влияние на популяцию грибов, чем на другие микробные функциональные группы, что приводит к уменьшению соотношения грибы/бактерии [56]. Данная закономерность была отмечена в шунгитовых почвах Загурской и Морозовой [11]. Следует отметить, что в состав шунгитовых пород также входят редкоземельные ультрамикроэлементы лантаноиды, обладающие выраженными антибактериальными свойствами [14, 18, 19]. Несмотря на относительно невысокую микробиологическую активность, в исследованных почвах зафиксированы очень низкие значения микробного метаболического коэффициента QR , особенно на участках пашни и сенокоса, что диагностирует экологическое благополучие и стабильность микробоценозов. По совокупности микробиологических показателей можно отметить, что трансформационная функция шунгитовых почв больше зависит от эндогенных свойств почвообразующих пород, а не от типа землепользования, как в зональных почвах.

Структура запасов $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ почв в значительной мере определяется особенностями их генезиса и наличием коренной мелиорации (рис. 3). В целом для почв на шунгитах высок вклад слоя 0–50 см в запасы органического и микробного углерода, он составляет от 70–83 до 100% в зависимости от наличия плотной подстилающей породы. Отсутствие окультуривания, сильная каменистость, близкое залегание плотной породы и незначительное содержание $C_{\text{орг}}$ почвы объясняют низкие запасы углерода (16.5 т С/га) в литоземе на участке молодого леса. Напротив, на окультуренных участках сельскохозяйственных угодий запасы $C_{\text{орг}}$ максимальны и составляют 159.4–

250.7 т С/га, что сопоставимо с запасами $C_{\text{орг}}$ почв черноземной зоны [22, 36]. Значительные запасы углерода на участке сенокоса, несмотря на небольшую мощность почвы, обусловлены относительно высоким содержанием $C_{\text{орг}}$ в породе и развитым дерновым процессом. Запасы $C_{\text{орг}}$ почвы в средневозрастном и контрольном лесах близки и составляют 89.8–103.2 т С/га, что на 20–30% выше, чем в подзолистых и на 42–56% выше, чем в альфегумусовых почвах. При этом в шунгитовых почвах отмечены маленькие запасы $C_{\text{мик}}$, в среднем они в 2–4 раза ниже, чем запасы $C_{\text{мик}}$ в зональных почвах [8, 9], благодаря невысокому содержанию углерода микробной биомассы и сильной каменистости.

В лесных подстилках, напротив, зафиксировано сочетание небольших запасов $C_{\text{орг}}$ с высокой микробиологической активностью. Запасы $C_{\text{орг}}$ лесной подстилки в среднем в 1.5–2 раза меньше, чем на участках, приуроченных к зональным почвам, вследствие высокой скорости минерализации органического вещества в лесных почвах на шунгитах. Запасы углерода микробной биомассы подстилок сопоставимы с запасами в лесах на подзолистых и альфегумусовых почвах [8, 9]. Запасы $C_{\text{мик}}$ в подстилках на участках молодого и контрольного лесов превышают запасы $C_{\text{мик}}$ в почвах и вносят существенный вклад в запасы углерода микробной биомассы лесных землепользований.

Общие экосистемные запасы углерода имеют нетипичную для таежной зоны структуру и определяются высокими запасами $C_{\text{орг}}$ почвы. Запас углерода максимален на сенокосе (259 т С/га), что выше на 50–70 т С/га, чем в средневозрастном и контрольном лесах. Участки данных лесов и пашни имеют сопоставимые значения общих запасов углерода. Минимальные запасы углерода отмечены в 17-летнем лесу (74.1 т С/га), что близко к значениям запасов на участках сенокосов с подзолистыми и альфегумусовыми почвами. Для сельскохозяйственных угодий доля запасов углерода почвы традиционно высока и составляет 94–97%. В средневозрастном и контрольном лесах до 48–49% общих запасов углерода приходится на $C_{\text{орг}}$ почвы. Данное соотношение значительно больше, чем на аналогичных землепользованиях с зональными почвами и характерно для экосистем широколиственных лесов [35]. В лесах на шунгитовых почвах отмечена линейная зависимость запасов фитомассы от возраста древостоя. Запасы углерода в растительности, дебрисе и подстилке несколько ниже, чем на зональных почвах [8, 9], поскольку плотность лесных массивов невысока и местное население активно использует их в хозяйственных нуждах. Это снижает интенсивность конкуренции и отпада в растущей части древостоя и обуславливает небольшие запасы дебриса, осо-

бенно в контрольном лесу. В целом, все участки, кроме молодого леса на литоземе, обладают сопоставимо высокой функцией секвестрации углерода, которая обеспечивается на сельскохозяйственных землях в основном почвой, а в лесных экосистемах в равной степени почвой и надземной фитомассой.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Шунгитовые породы Южной Карелии способствуют развитию азональных органо-аккумулятивных почв, для которых характерна высокая скелетность и слабодифференцированный мало-мощный профиль. При смене землепользования трансформация свойств шунгитовых почв не столь значительна, как в зональных почвах. Существенный вклад в изменение морфологии профиля вносит процесс окультуривания и расчистки от камней, ведущий к образованию пахотных горизонтов и развитию дернового процесса. Для почв характерны низкие значения плотности и близкая к нейтральной реакция среды верхних горизонтов, данные показатели незначительно меняются с глубиной. Неоднородный состав почвообразующих пород и разная степень устойчивости шунгитов к выщелачиванию обуславливает большой разброс значений $C_{орг}$ почв: от незначительного содержания в литоземе под молодым лесом, до уровня выщелоченных черноземов на других участках. Шунгитовые породы определяют относительно высокое содержание обменных оснований и калия в почвах, при этом сельскохозяйственное освоение способствует накоплению данных элементов и фосфора. Независимо от типа землепользования в исследованных почвах отмечены близкие и довольно узкие значения соотношения C/N , что диагностирует высокую скорость минерализации органического вещества. Для исследованных почв характерна высокая функция продуктивности и депо элементов питания, за исключением некоторых показателей (pH и P_2O_5 в зрелых лесах). На фоне большого содержания органического углерода и низких значений микробного метаболического коэффициента QR доля микробного углерода почв и запасы $C_{мик}$ незначительны. Данная особенность может заключаться как в малой доступности субстрата, вследствие литогенного происхождения $C_{орг}$, так и в содержании повышенных концентраций тяжелых металлов и лантаноидов в почвах. Следовательно, трансформационная функция почв больше зависит от эндогенных свойств шунгитовых пород, а не от типа землепользования. Структура запасов $C_{орг}$ и $C_{мик}$ почв в значительной мере определяется особенностями их генезиса и наличием коренной мелиорации. На участках сельскохозяйственных угодий запасы углерода максимальны и сопоставимы с запасами почв черно-

земной зоны. Сильная каменистость, близкое залегание плотной породы и незначительное содержание углерода являются факторами, снижающими его запасы. Общие экосистемные запасы углерода имеют нетипичную для таежной зоны структуру и широкий диапазон значений от 74.1 т С/га в молодом лесу до 259 т С/га на сенокосе. Запас углерода участков пашни, средневозрастного и контрольного лесов находится в пределах 168.9–211 т С/га. Доля $C_{орг}$ почвы в общих запасах углерода в средневозрастном и контрольном лесах составляет 48–49%, что характерно для экосистем широколиственных лесов. На участках пашни и сенокоса доля запасов углерода почвы традиционно высока и составляет 94–97%. Функция секвестрации углерода обеспечивается на сельскохозяйственных землях в основном почвой, а в лесных экосистемах в равной степени пулами почвы и надземной фитомассы.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Т.В. Богдановой, А.Г. Каштановой, В.А. Карпину и Л.И. Скороходовой за помощь в проведении полевых и аналитических работ.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены в рамках госзадания КарНЦ РАН № FMEN-2022-0012 и при поддержке гранта РФФИ № 19-29-05153 на научном оборудовании Центра коллективного пользования ФИЦ «Карельский научный центр РАН».

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ананко Т.В., Герасимова М.И., Конюшков Д.Е. Почвы горных территорий в классификации почв России // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2018. Вып. 92. С. 122–146. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2018-92-122-146>
2. Атлас Карельской АССР / Под ред. Дурова А.Г. М.: ГУГК СССР, 1989. 40 с.
3. Богданова М.С. Ландшафты Заонежского полуострова (Республика Карелия) // Известия Русского географического общества. 2021. № 1. С. 32–58. <https://doi.org/10.31857/S086960712101002X>
4. Бондарь Е.Б., Клесмент И.Р., Кузник М.Г. Исследование структуры и генезиса шунгита // Горючие сланцы. 1987. 4/4. С. 377–393.
5. Борисов П.А. Карельские шунгиты. Петрозаводск: КФАН СССР, 1956. 92 с.
6. Васенёв В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В. Влияние поллютантов (тяжелые металлы, дизельное топливо) на дыхательную активность конструкто-

- земов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445.
<https://doi.org/10.7868/S0367059713060115>
7. Дубровина И.А. Изменение содержания общего углерода, азота и фосфора в почвах таежной зоны Республики Карелия при сельскохозяйственном использовании // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2018. № 41. С. 27–41.
<https://doi.org/10.17223/19988591/41>
 8. Дубровина И.А., Мошкина Е.В., Сидорова В.А., Туюнен А.В., Карпечко А.Ю., Геникова Н.В., Медведева М.В., Мамай А.В., Толстогузов О.В., Кулакова Л.М. Влияние типа землепользования на свойства почв и структуру экосистемных запасов углерода в среднетаежной подзоне Карелии // Почвоведение. 2021. № 11. С. 1392–1406.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21110058>
 9. Дубровина И.А., Мошкина Е.В., Туюнен А.В., Геникова Н.В., Карпечко А.Ю., Медведева М.В. Динамика свойств почв и экосистемные запасы углерода при разных типах землепользования (средняя тайга Карелии) // Почвоведение. 2022. № 9. С. 1112–1125.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22090052>
 10. Ерёмин Д.И. Изменение содержания и качества гумуса при сельскохозяйственном использовании чернозема выщелоченного лесостепной зоны Зауралья // Почвоведение. 2016. № 5. С. 584–592.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X1605004X>
 11. Загуральская Л.М., Морозова Р.М. Биологическая активность почв на шунгитовых породах // Почвоведение. 2003. № 1. С. 90–96.
 12. Исаченко Т.Е. Историко-географическое районирование побережья Онежского озера для рубежа XVIII–XIX вв. и его современная интерпретация // Известия русского географического общества. 2018. Т. 150. № 2. С. 48–72.
 13. История Карелии с древнейших времен до наших дней / Под ред. Кораблевой Н.А. и др. Петрозаводск: Периодика, 2001. 944 с.
 14. Кикеева А.В., Чаженгина С.Ю., Чаженгина Е.А. Редкоземельные элементы в шунгитовых почвах: содержание, распределение и особенности микоризообразования // Принципы экологии. 2019. Т. 8. № 1. С. 32–46.
 15. Красильников П.В. Устойчивые соединения углерода в почвах: происхождение и функции // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1131–1144.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15090075>
 16. Крупеник В.А., Свешникова К.Ю. Корреляция разреза ОПС с опорными разрезами Онежской структуры // Онежская палеопротерозойская структура (геология, тектоника, глубинное строение и минерализация) Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. С. 190–195.
 17. Морозова Р.М., Федорец Н.Г., Бахмет О.Н. Почвы и почвенный покров Заонежья Карелии // Тр. КарНЦ РАН. 2004. Вып. 6. С. 69–89.
 18. Пономарев А.П. Шунгитовые породы как источник редкоземельных ультрамикроразноэлементов — лантаноидов // Микроэлементы в медицине. 2019. № 20(2). С. 55–65.
<https://doi.org/10.19112/2413-6174-2019-20-2-55-65>
 19. Пономарев А.П., Тютиков С.Ф., Подколзин И.В., Большаков Д.Б. Оценка химического состава шунгита Зажогинского месторождения для его использования в биотехнологии // Геохимия. 2022. Т. 67. № 2. С. 171–181.
<https://doi.org/10.31857/S0016752522020078>
 20. Приходько В.Е., Манахов Д.В. Изменение органического вещества почв степного Зауралья при переводе в заповедный режим // Почвоведение. 2014. № 4. С. 401–409.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14020099>
 21. Рыбаков Д.С. Влияние палеопротерозойских образований онежской структуры на геохимические особенности почв Заонежья // Тр. Карельского научного центра РАН № 10. 2020. С. 72–83.
<https://doi.org/10.17076/geo1283>
 22. Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Пространственная вариабельность запасов органического углерода в почвах лесных и степных биогеоценозов // Почвоведение. 2008. № 12. С. 1429–1437.
 23. Рыжова И.М., Телеснина В.М., Ситникова А.А. Динамика свойств почв и структуры запасов углерода в постагрогенных экосистемах в процессе естественного лесовосстановления // Почвоведение. 2020. № 2. С. 230–243.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20020100>
 24. Сидорова В.А., Юркевич М.Г. Запасы и профильное распределение биофильных элементов в естественных и антропогенно трансформированных почвах Заонежья // Агрофизика. 2018. № 4. С. 50–58.
<https://doi.org/10.25695/AGRPH.2018.04.08>
 25. Степанова А.В., Самсонов А.В., Ларионов А.Н. Заключительный эпизод магматизма среднего палеопротерозоя в Онежской структуре: данные по долеритам Заонежья // Тр. Карельского научного центра РАН. № 1. 2014. С. 3–16.
 26. Сушко С.В., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Кудеяров В.Н. Эмиссия CO₂, микробная биомасса и базальное дыхание чернозема при различном землепользовании // Почвоведение. 2019. № 9. С. 1081–1091.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19090090>
 27. Сычёв В.Г., Шевцова Л.К., Мёрзлая Г.Е. Исследование динамики и баланса гумуса при длительном применении систем удобрения на основных типах почв // Агрохимия. 2018. № 2. С. 3–21.
<https://doi.org/10.7868/S0002188118020011>
 28. Телеснина В.М., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Овсепян Л.А., Личко В.И., Ермолаев А.М., Мишин Д.М. Динамика свойств почв и состава растительности в ходе постагрогенного развития в разных биоклиматических зонах // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1514–1534.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17120115>
 29. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кулачкова С.А., Горленко М.В., Учанов П.В., Сушко С.В., Ананьева Н.Д. Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов // Почвоведение. 2021. № 3. С. 372–384.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21030151>
 30. Федорец Н.Г., Морозова Р.М., Бахмет О.Н., Ткаченко Ю.Н. Почвы и почвенный покров Заонежья // Экологические проблемы освоения месторождения Средняя Падма. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2005. С. 20–34.
 31. Филиппов М.М., Голубев А.И., Медведев П.В. Органическое вещество шунгитонесущих пород Карелии (генезис, эволюция, методы изучения) / Отв.

- ред. Филиппов М.М. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1994. 208 с.
32. Филиппов М.М., Дейнес Ю.Е. Субпластовый тип месторождений шунгитов Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2018. 261 с.
 33. Филиппов М.М., Лохов К.И. Синхронность развития палеопротерозойского феномена “Шуньга” в бассейнах-аналогах // Вестник СПбГУ. Науки о Земле. 2018. Т. 63, вып. 3. С. 363–392.
 34. Чаженгина С.Ю., Рожкова В.С., Кочнева И.В. Моделирование процессов абиогенного выветривания углеродистого вещества палеопротерозойских шунгитовых пород онежской структуры (Карелия) // Тр. Карельского научного центра РАН. 2019. № 2. С. 67–79.
<https://doi.org/10.17076/geo827>
 35. Чернова О.В., Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Влияние исторических и региональных особенностей землепользования на величину и структуру запасов углерода в южной тайге и лесостепи Европейской России // Почвоведение. 2018. № 6. С. 747–758.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X18060114>
 36. Чернова О.В., Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Опыт региональной оценки изменений запасов углерода в почвах южной тайги и лесостепи за исторический период // Почвоведение. 2016. № 8. С. 1013–1028.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X16080037>
 37. Чэнь С.Х., Хоу С., Убузунев Л.Л., Вишнякова О.В., У.С., Рен В., Дин Ю. Запасы углерода в типичной степи при различном управлении выпасом // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1365–1374.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14110100>
 38. Bakhmet O.N., Fedorets N.G. Soils and their characteristics on Zaonezhye Peninsula // Biogeography, landscapes, ecosystems and species of Zaonezhye Peninsula, in Onega Lake, Russian Karelia. Reports of the Finnish Environment Institute. 2014. V. 40. P. 53–55.
 39. Bastin J.F., Finegold Y., Garcia C., Mollicone D., Rezende D., Routh C.M., Zohner T.W. The global tree restoration potential // Science. 2019. V. 365. P. 76–79.
<https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
 40. Bispo A., Andersen L., Angers D.A., Bernoux M., Brosard M., Cécillon L., Comans R.N.J., Harmsen J., Jonassen K., Lamé F., Lhuillery C., Maly S., Martin E., McInnea A.E., Sakai H., Watabe Y., Eglin T.K. Accounting for carbon stocks in soils and measuring GHGs emission fluxes from soils: do we have the necessary standards? // Frontiers Environ. Sci. 2017. V. 41.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00041>
 41. Brown I. Challenges in delivering climate change policy through land use targets for afforestation and peatland restoration // Environ. Sci. Policy. 2020. V. 107. P. 36–45.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.02.013>
 42. Buseck P.R., Galdobina L.P., Kovalevski V.V., Rozhkova N.N. Shungites: The C-rich rocks of Karelia, Russia // Canadian Mineralogist. 1997. V. 35. P. 1363–1378.
 43. Hurisso T.T., Norton J.B., Norton U. Soil profile carbon and nitrogen in prairie, perennial grass – legume mixture and wheat-fallow production in the central High Plains, USA // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2013. V. 181. P. 179–187.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.008>
 44. Kovalevski V.V., Buseck P.R., Cowley J.M. Comparison of carbon in shungite rocks to other natural carbons: An X-ray and TEM study // Carbon. 2001. V. 39. P. 243–256.
[https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(00\)00120-2](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(00)00120-2)
 45. Lambin E.F., Gibbs H.K., Ferreira L., Grau R., Mayaux P., Meyfroidt P., Morton D.C., Rudel T.K., Gasparri I., Munger J. Estimating the world’s potentially available cropland using a bottom-up approach // Global Environmental Change. 2013. V. 23(5). P. 892–901.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.005>
 46. Mathe I., Shimelis H., Mutema M., Minasny B., Chaplot V. Crops for increasing soil organic carbon stocks – a global meta analysis // Geoderma. 2020. V. 367. P. 114230.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114230>
 47. Melezhik V.A., Črne A.E., Prave A.R. The Onega Basin // Reading the Archive of Earth’s Oxygenation. V. 2: The Core Archive of the Fennoscandian Arctic Russia – Drilling Early Earth Project Series: Frontiers in Earth Sciences. Springer: Heidelberg. 2013. P. 769–1046.
 48. Melezhik V.A., Fallick A.E., Filippov M.M., Larsen O. Karelian shungite – an indication of 2.0-Ga-old metamorphosed oil-shale and generation of petroleum: geology, lithology and geochemistry // Earth Sci. Rev. 1999. V. 47. P. 1–40.
[https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(99\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(99)00027-6)
 49. Melezhik V.A., Filippov M.M., Romashkin A.E. A giant Palaeoproterozoic deposit of shungite in NW Russia: genesis and practical application // Ore Geology Rev. 2004. V. 24. P. 135–154.
<https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2003.08.003>
 50. Munsell A. Munsell Soil Color Charts. Revised Washable Edition. Munsell Color. New Windsor. N.Y. 2000.
 51. Nayak N., Mehrotra R., Mehrotra S. Carbon biosequestration strategies: a review // Carbon Capture Sci. Technol. 2022. V. 4. 100065.
<https://doi.org/10.1016/j.ccst.2022.100065>
 52. Papa S., Bartoli G., Pelligrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element content in an urban soil // Environ. Monitor. Assessment. 2010. V. 165. P. 193–203.
<https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1>
 53. Verchovsky A.V., Watson J.S., Wright I.P., Lokhov K.I., Prasolov E.M., Prilepski E.B., Polekhovski Yu.S., Goltsin N.A. Nitrogen isotopes in shungite // Geophysical Research Abstracts. 2006. V. 8. P. 10920.
 54. Wang Z., Zhao M., Yan Z., Yang Y., Niklas K.J., Huang H., Mipam T.D., He X., Hu H., Wright S.J. Global patterns and predictors of soil microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus in terrestrial ecosystems // Catena. 2022. V. 211. P. 106037.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106037>
 55. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports № 106. FAO, Rome.
 56. Xua Y., Seshadri B., Bolan N., Sarkar B., Ok Y.S., Zhang W., Rumpel C., Sparks D., Farrell M., Hall T., Dong Z. Microbial functional diversity and carbon use feedback in soils as affected by heavy metals // Environ. Int. 2019. V. 125. P. 478–488.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.071>
 57. Yuangen Y., Campbell C.D., Clark L. 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>

Soils and Carbon Pools on Shungite Rocks of South Karelia under Different Types of Land Use

I. A. Dubrovina^{1, *}, E. V. Moshkina², A. V. Tuyunen², N. V. Genikova²,
A. Yu. Karpechko², and M. V. Medvedeva²

¹*Institute of Biology, Karelian Research Centre, Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, 185910 Russia*

²*Forest Research Institute, Karelian Research Centre, Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, 185910 Russia*

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

Azonal organo-accumulative soils (Umbrisols) on shungite rocks and the influence of type of land use on their properties and ecosystem carbon stocks were investigated. Changes in soil profile structure, basic agro-chemical and microbiological indicators of upper horizons, C_{org} and C_{mic} stocks in a meter layer of soils and sites carbon pool structure were analyzed. Pine forest as a control, arable land, hayfield, as well as young alder and middle-aged mixed forest were studied. Land use change does not lead to a significant transformation of the properties of shungite soils in contrast to zonal soils. The removal of stones has the greatest influence, leading to the formation of developed arable horizons. The soils are characterized by a high stony, a weak-divided thin profile, low density values, and a pH close to neutral. The wide range of C_{org} content values from 1.6% to 11.7% is due to the heterogeneous composition of parent rocks. Agricultural development contributes to the accumulation of exchangeable bases, available potassium and phosphorus, the content of which are initially increased in shungite soils. All sites are characterized by a high rate of organic matter mineralization (C/N ratio not higher than 17). A small content of C_{mic} (84–245 mg C/kg) was noted in the soils, which may be due to the low availability of substrate because of lithogenic origin of carbon and the increased concentrations of heavy metals and lanthanides in shungite rocks. The structure of C_{org} and C_{mic} stocks depends on carbon content, keep of stones and presence of dense bedrock. Soil organic carbon stocks range from 17–251 t C/ha, while C_{mic} stocks range from 6–43 g C/m². The total ecosystem carbon stocks are maximum in hayfield (259 t C/ha) and minimum in young forest (74 t C/ha). The stocks of carbon in the sites of arable land, middle-aged and control forests are within 169–211 t C/ha.

Keywords: land use change, soil functions, carbon stocks, soil organic carbon, microbial biomass carbon, Umbrisols

УДК 631.4

АНАЛИЗ ЭМИССИИ CO₂ ГОРОДСКИМИ ПОЧВАМИ В УСЛОВИЯХ КРАЙНЕГО СЕВЕРА

© 2023 г. М. В. Корнейкова^{a, b, *} (ORCID: 0000-0003-1563-8587), В. И. Васенев^c, Н. В. Салтан^d,
М. В. Слуковская^e, А. С. Сошина^b, М. С. Заводских^d, Ю. Л. Сотникова^a, А. В. Долгих^f

^aРоссийский университет дружбы народов, Москва, 117198 Россия

^bИнститут проблем промышленной экологии Севера — обособленное подразделение ФИЦ КНЦ РАН,
Апатиты, 184209 Россия

^cГруппа географии почв и ландшафтов, Университет Вагенингена, Вагенинген, 6707 Нидерланды

^dПолярно-альпийский ботанический сад-институт — обособленное подразделение ФИЦ КНЦ РАН,
Апатиты, 184209 Россия

^eЛаборатория природоподобных технологий и техносферной безопасности Арктики,
Кольский научный центр РАН, Апатиты, 184209 Россия

^fИнститут географии РАН, Москва, 119017 Россия

*e-mail: korneykova.maria@mail.ru

Поступила в редакцию 26.05.2023 г.

После доработки 20.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Исследования динамики эмиссии CO₂ (ЭМ_{CO₂}) с параллельным наблюдением температуры и влажности почвы проводили в селитебных зонах городов Мурманск и Апатиты (Мурманская область) по сравнению с ненарушенными фоновыми участками с мая по октябрь 2021–2022 гг. Средние ЭМ_{CO₂} городскими почвами составили 5–7 г С/(м² сут) в летний период и 1–2 г С/(м² сут) в весенний и осенний периоды. Температура была основным абиогенным фактором, определяющим сезонную динамику почвенного дыхания (R^2 от 0.4 до 0.7, $p < 0.05$; температурный коэффициент Q_{10} до 2.5), при этом избыточная влажность оказывала лимитирующее воздействие, особенно на фоновых участках. Неоднородность гидротермических условий и содержание биофильных элементов определили различия средней ЭМ_{CO₂} между фоновыми и городскими почвами. Для фоновых почв средняя температура была ниже, а влажность выше, чем для городских участков, что определило наименьшие значения эмиссии. Среди городских почв более высокая ЭМ_{CO₂} была показана для участков с древесно-кустарниковой растительностью.

Ключевые слова: урбанизация, Арктика, зеленая инфраструктура, экологические функции почв, сезонная динамика, почвенное дыхание, Albic Podzol, Urbic Technosol

DOI: 10.31857/S0032180X23600373, **EDN:** MEPCMH

ВВЕДЕНИЕ

Арктические экосистемы играют важную роль в глобальном цикле углерода. Занимая около 15% от общей площади, криогенные почвы содержат по разным оценкам от 30 до 50% мировых запасов почвенного органического углерода [15, 54, 67, 84, 89]. В течение столетий низкие температуры и высокая влажность ограничивали скорость разложения органического вещества ниже скорости первичной продукции, обеспечивая накопление и консервацию органического углерода в арктических почвах [20, 34, 37, 66]. Климатические изменения меняют это соотношение, в результате арктические экосистемы могут из нетто-стока

превратиться в мощный источник эмиссии парниковых газов [37, 45, 78]. Высокая уязвимость накопленных запасов органического вещества северных почв к климатическим изменениям и обеспокоенность сопряженными климатическими рисками находят регулярное отражение в глобальных отчетах [62] и региональных исследованиях [59, 64, 92]. При этом особое внимание уделяется роли антропогенного фактора в изменении углеродного баланса хрупких арктических экосистем [51, 58, 75].

Антропогенная деятельность оказывает комплексное и разноплановое воздействие на баланс углерода арктических экосистем, подавляя или

усиливая эмиссию парниковых газов. Например, осушение и эксплуатация участков тундры приводит к увеличению почвенной ЭМ_{CO_2} , но снижает эмиссию CH_4 [68]. Для почв техногенных территорий (промышленные пустоши, заброшенные шахты, зоны воздействия предприятий) ЭМ_{CO_2} может быть как выше [39], так и ниже [13, 14, 81], чем для почв фоновых участков, в зависимости от характера антропогенного воздействия и степени деградации почвы. Среди различных видов антропогенных изменений, оказывающих воздействие на эмиссию парниковых газов северными почвами, влияние урбанизации остается, вероятно, наименее изученным и наиболее интересным.

Города Крайнего Севера — уникальные экосистемы, где суровые климатические условия сочетаются с постоянным антропогенным воздействием. Городские почвы отличаются высокой неоднородностью, так как формируются и функционируют под воздействием разнообразных, а часто и разнонаправленных факторов: загрязнение от объектов промышленности и транспорта сочетается с почвенным конструированием для озеленения и благоустройства [8, 34, 87]. К основным факторам, оказывающим потенциальное воздействие на ЭМ_{CO_2} почвами северных городов, относят изменение температурного и гидрологического режима [10, 21], изменение типа растительности и площади проективного покрытия [16, 17, 79], подсыпку органического материала для озеленения и благоустройства [4, 33, 56]. Несмотря на то, что на данный момент собран значительный материал по эмиссии парниковых газов естественными и антропогенными почвами Крайнего Севера [16, 38, 42, 51, 65], представление об ЭМ_{CO_2} городских почв в основном основывается на нерегулярных измерениях в различных по размеру, климату и почвенно-ландшафтным условиям населенных пунктах (Воркута, Якутск, Сыктывкар, Баренцбург). Накопленные данные позволяют выявить основные закономерности антропогенного воздействия на почвенную ЭМ_{CO_2} , но не характеризуют факторы пространственно-временной изменчивости ЭМ_{CO_2} почвами селитебных территорий в условиях Крайнего Севера.

Цель исследования — сравнительная оценка ЭМ_{CO_2} почвами селитебных зон городов Мурманск и Апатиты и соответствующих фоновых аналогов, а также изучить факторы, определяющие пространственную неоднородность и сезонную динамику ЭМ_{CO_2} городскими и фоновыми почвами в условиях Кольской Субарктики.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Городские экосистемы Мурманска и Апатитов. Мурманск ($68^{\circ}58' \text{ N}$, $33^{\circ}05' \text{ E}$) — областной центр, расположенный на севере Кольского полуострова. Климат умеренно континентальный, холодный и влажный, однако зимний период теплее и короче, чем в других городах региона, что определяется близостью Баренцева моря и влиянием теплого Североатлантического течения [53]. Средняя многолетняя температура января -10°C , июля $+12^{\circ}\text{C}$, количество осадков — около 500 мм, большая часть которых приходится на октябрь [46]. Мурманск находится в зоне лесотундры, в почвенном покрове на автоморфных позициях преобладают подзолы иллювиально-гумусовые и иллювиально-железистые (Albic Podzols) и подбуры (Entic Podzols) [22, 23]. Застройка, благоустройство и озеленение привели к значительным изменениям растительности и почв. В городе преобладает древесно-кустарниковая растительность, в том числе интродуцированные виды, газоны составляют до 10% от общей территории [43]. Разнообразие городских почв включает как малонарушенные подзолы и подбуры, так и их урбостратифицированные подтипы, а также техногенные поверхностные образования (ТПО) — реплатоземы и конструктороземы, созданные с использованием верхового торфа и смесей на его основе [5, 55, 69]. С населением около 300 тыс. человек Мурманск — самый крупный полярный город в мире. Промышленные предприятия (порт, судоремонт, металлообработка, морская геология), транспорт и теплоэнергетический комплекс — основные источники антропогенной нагрузки на почвы Мурманска.

Город Апатиты ($67^{\circ}33' \text{ N}$, $33^{\circ}24' \text{ E}$) расположен в 160 км к югу от Мурманска, в 3 раза меньше его по площади и в 5 раз — по населению. По сравнению с Мурманском для Апатитов характерна более высокая амплитуда температур (средняя температура января -13.5°C , июля $+13.5^{\circ}\text{C}$) и большее количество осадков (до 850 мм), значительную долю из которых составляет снег [46, 47, 53]. Устойчивый снежный покров образуется в конце октября — начале ноября и держится до начала мая. Продолжительность зимнего периода — более 210 дней (в Мурманске около 200). Апатиты расположены в подзоне северной тайги, зональные почвы автоморфных позиций — подзолы иллювиально-железистые и иллювиально-гумусовые (Albic Podzols), подбуры (Entic Podzols). Как в Мурманске и его окрестностях, в Апатитах и их округе городские и естественные почвы сезоннопромерзающие, многолетнемерзлые породы отсутствуют. Для городских почв характерна различная степень нарушенности — от слабонарушенных подзолов в лесопарках до урбостратифицированных дерново-подзолов в селитебных зонах и реплантоземов и

конструктоземов (ТПО) вдоль дорог, у промышленных предприятий и торговых центров [19, 56]. Основные источники антропогенной нагрузки — горнорудная промышленность, теплоэнергетика и транспорт.

Ключевые участки измерения почвенной ЭМ_{CO₂}

В Мурманске и в Апатитах было выбрано по одному участку в селитебной зоне и по одному фоновому участку (рис. 1). Фоновый для Мурманска участок площадью 563 м² находится на территории п. Абрам-мыс (68°59'01" N, 33°01'06" E), относится к пологому склону гряды, сложенной валунными песками и супесями основной морены. Микрорельеф образован на матрице крупных глыб с доминантой пород кислого состава, выделяются повышения, склоны и понижения. Почвенный профиль песчано-супесчаного гранулометрического состава включает характерные для подзолов иллювиально-гумусовые горизонты: поверхностный подстильно-торфянистый горизонт О мощностью 10 см, подстилаемый ярко выраженным белесовато-светло-бурым подзолистым горизонтом Е (10–23 см) и нижележащим охристо-темно-бурым с кофейным оттенком иллювиально-гумусовым ВН (23–45 см). Переходный горизонт ВСf (45–55 см) бурый с охристым оттенком, встречаются отдельные сизовато-грязно-бурые фрагменты песчано-супесчаного состава. Ниже материнская порода Сg (55–70 см) сизовато-светло-бурая с зеленоватым оттенком, плотная, пылеватая на ощупь супесь. Начиная с горизонта ВН и глубже, встречается большое количество каменных включений, в том числе щебень и отдельные валуны. Почва — подзол иллювиально-гумусовый глееватый (Folic Albic Podzol (Arenic)).

Участок расположен в зоне лесотундры, выделено два типа растительных сообществ. Первый тип представлен березовым криволесьем с доминированием *Betula tortuosa* Ledeb. в древесном ярусе, *Chamaepericlymenum suecicum* (L.) Asch. & Graebn., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop., *Equisetum sylvaticum* L., *Ledum palustre* L. в травяно-кустарничковом ярусе, *Hylocomium splendens* (Hedw.) Bruch et al. — в моховом ярусе. Второй тип сообществ характеризовался отсутствием древесного яруса и образован кустарничковой растительностью (*Empetrum nigrum* L., *V. vitis-idaea*, *Vaccinium myrtillis* L., *L. palustre*). Городской участок в Мурманске площадью 786 м² располагается на придомовой территории (ул. Карла Маркса, 14; 68°58'23" N, 33°05'20" E). Почвенный профиль отражает антропогенный генезис — поверхностный органо-генный горизонт РАТ (предположительно на основе верхового торфа), подстилаемый горизонтом UR со значительным количеством антропогенных включений (битый кирпич, известь, стекло).

С глубины 45 см описан подстиляющий горизонт с признаками оглеения ВСg темно-сизого цвета и легкосуглинистого гранулометрического состава с большим количеством каменных включений. Растительность представлена периодически скашиваемым злаково-разнотравным сообществом с доминированием *Festuca rubra* L. и участием *Taraxacum officinale* L. и *Ranunculus acris* L., и древесным ярусом из *Sorbus Gorodkovii* Pojark. по периметру.

Фоновый для г. Апатиты участок (67°34'43" N, 33°17'52" E) площадью 608 м² расположен на границе лесного массива, характеризуется пологим рельефом, материнские породы — моренные валунные пески и супеси. Почвенный профиль характерен для иллювиально-железистых подзолов. По сравнению с аналогичной фоновой почвой для г. Мурманск, поверхностный подстильно-торфянистый грубогумусированный горизонт Оao характеризуется меньшей мощностью (0–7 см) и более высокой степенью разложения органических остатков. Ниже яркий, охристой окраски, иллювиально-железистый горизонт BF (10–35 см). В подстиляющем переходном к материнской породе глееватом горизонте ВСg максимальное количество включений окатанного и неокатанного щебня и валунов. Почва — подзол грубогумусированный иллювиально-железистый глееватый (Folic Leptic Albic Podzol (Arenic)). Растительность представлена типичным сообществом северной тайги с преобладанием *Pinus friesiana* Wich. и *Picea obovata* Ledeb. и присутствием *B. pubescens*. Кустарниковый ярус представлен *Juniperus communis* L. Травяно-кустарничковый ярус сложен *E. nigrum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillis*, *L. Palustre*. Селитебный участок в г. Апатиты площадью 833 м² располагается на территории мкр. Академгородок (67°34'11" N, 33°24'04" E). В почвенном профиле срединные горизонты BF и ВСg перекрыты антропогенными горизонтами, сформированными в процессе строительства и благоустройства территории, — серо-гумусовым горизонтом АYur, подстилаемым супесчаным горизонтом ВСur со значительным количеством антропогенных включений, в первую очередь, строительного мусора. Почва — дерново-подзол иллювиально-железистый урбостратифицированный (Someriumbric Leptic Entic Podzol (Arenic, Technic)). Участок включает два сообщества. Древесно-кустарниковый ярус первого сообщества представлен *Betula pubescens* Ehrh. и *Syringa josikaea* J. Jacq. ex Rchb., в травянистом ярусе доминировали виды сем. *Poa-ceae*. Второе сообщество образовано только травянистой растительностью с доминированием *F. rubra* и участием *T. officinale* и скашивается несколько раз за сезон.

На каждом участке было выбрано по 10 точек для мониторинга ЭМ_{CO₂}, температуры и влажно-

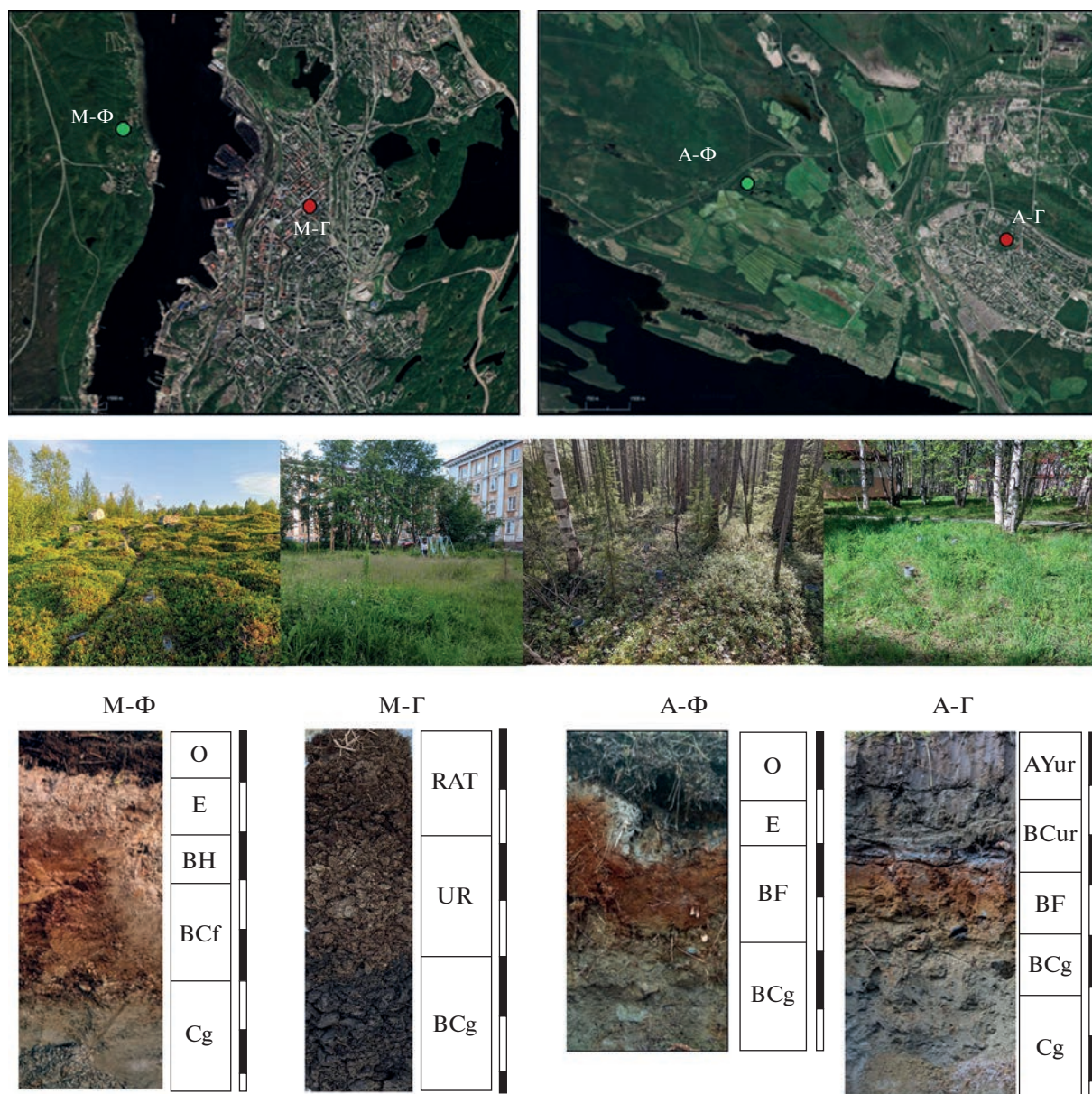


Рис. 1. Расположение (верхний ряд), внешний вид (средний ряд) и почвенные профили (нижний ряд) участков мониторинговых наблюдений почвенной ЭМ_{CO₂} экспериментальных городских (Г) и фоновых (Φ) экспериментальных участков в городах Мурманск (М) и Апатиты (А).

сти почвы. Точки выбирали так, чтобы учесть факторы внутренней неоднородности участков, в первую очередь — преобладание травянистой или древесно-кустарниковой растительности.

Почвенное обследование и анализ физико-химических и микробиологических свойств почв. На каждом участке закладывали полнопрофильный разрез (либо проводили бурение до глубины 100 см с послойным воспроизведением профиля на горизонтальной поверхности) для классификации почв и описания основных морфологических свойств. Для анализа внутренней неоднородности на каждом участке закладывали по 10 проб-

ных площадок площадью около 1 м² (круги диаметром 1 м с камерой в центре), характеризующих различные типы растительности: травянистую и древесно-кустарниковую. Внутри площадок проводили измерение ЭМ_{CO₂}, температуры и влажности почвы и отбор поверхностных почвенных образцов (0–10 см), что позволило проанализировать взаимосвязь ЭМ_{CO₂} с физико-химическими и микробиологическими свойствами почв. Отобранные образцы разделяли на две группы: пробы для физико-химических анализов просушивали на воздухе и просеивали через сито 1 мм, в то время как образцы для микробиологических анали-

зов хранили в холодильнике, а перед анализом почву просеивали через сито с размером ячеек 2 мм, увлажняли примерно до 55% влагоемкости и инкубировали при 25°C в течение 3 дней.

В отобранных образцах анализировали следующие физико-химические свойства: плотность (по Качинскому), pH_{KCl} — кислотность солевой суспензии (потенциометрически), общее содержание углерода (C) и азота (N) (сухое сжигание на CNHS-анализаторе, Vario Isotope, США). Субстрат индуцированное дыхание (СИД) измеряли по максимальной начальной реакции микроорганизмов на добавление глюкозы [2, 35]. Образцы почвы (1 г) помещали во флакон (объемом 15 мл) и добавляли по каплям 0.1 мл раствора глюкозы (5 мг глюкозы/г почвы). Затем флакон плотно закрывали и засекали время. Пробы почвы с добавлением глюкозы инкубировали с интервалом от 3 до 5 ч (22°C), отбирали пробы воздуха (фиксировали время) и вводили в газовый хроматограф (КристалЛ Люкс 4000 М, производитель “Мета-Хром”, Йошкар-Ола, Россия), оборудованный детектором для измерения концентрации CO₂. Скорость СИД (мкл CO₂/(г ч)) использовали для оценки углерода микробной биомассы почвы (C_{mic}, мкг С/г) по следующей формуле [35]:

$$C_{mic} = \text{СИД} \cdot 40.04 + 0.37.$$

Время инкубации (от 1 до 5 ч, каждые 0.5 ч) и концентрация глюкозы (2, 5 и 10 мг/г почвы) для достижения максимального начального дыхательного ответа для исследованных почв основывались на предыдущих методических исследованиях [2]. Базальное дыхание (БД) измеряли в образцах почвы (1 г, 24 ч, 22°C, добавляли воду, 0.1 мл/г почвы) для оценки скорости разложения органического вещества [2, 36]. БД выражали в мкг С/(г почвы ч).

Соотношение базального дыхания и углерода микробной биомассы использовали для расчета микробного метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$), соотношение микробной биомассы и органического углерода — для оценки эффективности использования углерода микроорганизмами (C-use efficiency). Устойчивость органического вещества к биодеструкции оценивали через константу биодеструкции (k), время полуразложения ($T_{0.5}$) и оборачиваемости ($T_{0.95}$). Параметры рассчитывали отношением БД к содержанию углерода [82].

Мониторинг почвенной ЭМ_{CO2}, температуры и влажности. Измерения ЭМ_{CO2} проводили 2 раза в месяц в течение вегетационного сезона с мая по октябрь 2021–2022 гг. методом закрытых камер с помощью газоанализатора AZ-77532 (<https://www.az-instrument.com.tw/en/product-616379/CO2-Meter-77532-AZ.html>, Taiwan, Китай), откалиброванно-

го и верифицированного по высокоточному прибору Li-8100A (LiCor, США) в процессе параллельных измерений. Камеры изготовлены на основе непрозрачных поливинилхлоридных трубок длиной 25 см с площадью основания 95 см². Измерения проводили в сухую (без осадков) погоду во временном диапазоне между 10 и 14 ч. Анализ суточного хода ЭМ_{CO2} почв фонового участка северной тайги и находящихся в непосредственной близости почвенных конструкций под газонным фитоценозом (эксперимент проведен в июне 2021 г., данные не опубликованы), показал, что средние значения ЭМ_{CO2} в это время суток значимо не отличаются от среднесуточных значений. Для расчета суммарной ЭМ_{CO2} за календарный месяц суточные значения, полученные в течение месяца, усредняли и умножали на количество дней. Суммарную ЭМ_{CO2} за сезон рассчитывали, как сумму месячных эмиссий.

За 2 ч до измерения открытые камеры углубляли в почву на глубину 3–4 см с предварительным удалением живой биомассы. Перед проведением измерений камеры проветривали и плотно закрывали крышкой, соединенной целлюлозными трубками с газоанализатором. Для перемешивания воздуха крышки камер были снабжены вентиляторами. Почвенное дыхание оценивали по увеличению концентрации CO₂ в изолированных камерах, наблюдаемому в течение 3-минутного периода. После проведения измерений камеры убирали и устанавливали снова внутри тех же пробных площадок за 2 ч до проведения следующего измерения. Параллельно измеряли температуру почвы на глубине 1 и 10 см с помощью термометра Checktemp-1 (Hanna Instruments, США) и влажность почвы на глубине 10 см — влагомером SM-150 (Delta-T Devices, Великобритания). Непрерывный мониторинг температуры почвы и воздуха в течение периода исследования производили с помощью автономных регистраторов температуры TR-1G (ООО “Инженерные технологии”) с точностью до 1°C и временным шагом — 3 ч. Регистраторы воздуха размещали на высоте 2.0–2.5 м, регистраторы почвы — на глубине 1, 7 и 20 см. Зависимость почвенной ЭМ_{CO2} от температуры характеризовали через температурный коэффициент Q_{10} , рассчитанный согласно правилу Вант-Гоффа по формуле 1 [31, 76]:

$$Q_{10} = (R_1/R_2)^{10/(T_1 - T_2)}, \quad (1)$$

где R_1 — ЭМ_{CO2} при температуре почвы T_1 , R_2 — ЭМ_{CO2} при температуре почвы T_2 .

Статистическая обработка и анализ данных. Для первичной обработки данных использовали традиционные методы описательной статистики (проверка нормальности по тесту Левена, оценка

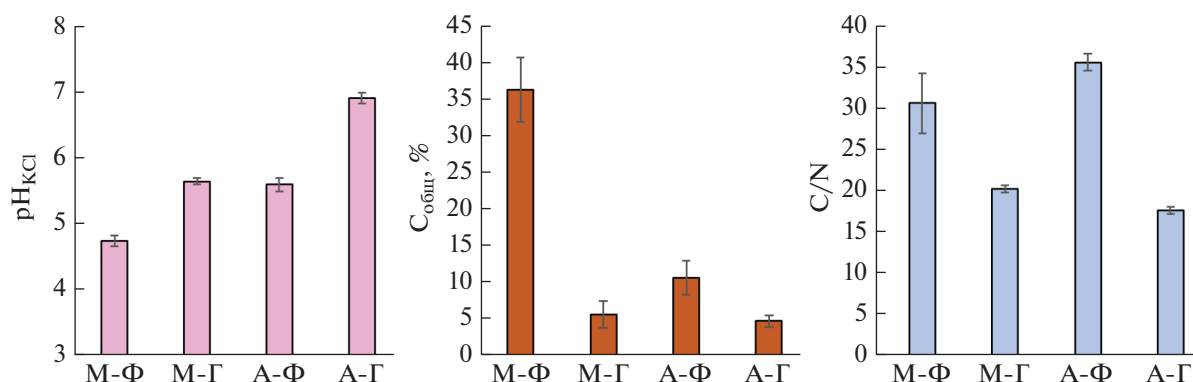


Рис. 2. Химические свойства городских (Г) и фоновых (Ф) почвы городов Мурманск (М) и Апатиты (А).

среднего, ошибки среднего, 95%-ный доверительного интервала). Для сравнения значимости различий между фоновым и городским объектами использовали *t*-тест для независимых выборок, а для различий между участками использовали многофакторный дисперсионный анализ. Зависимость между ЭМ_{CO₂}, гидротермическими условиями, физико-химическими и микробиологическими свойствами почв анализировали на основе многофакторной линейной регрессии, последовательно убирая факторы с наименьшей значимостью (наибольшим *p*-уровнем) и контролируя изменение скорректированного коэффициента детерминации (*R*² adj). Анализ данных проводили, используя программное обеспечение Statistica 10 и RStudio.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические и микробиологические свойства почв. Почвы Мурманска (Urbic Technosols (Arenic) и Апатитов (Someriumbric Leptic Entic Podzol (Arenic, Technic)) заметно отличались от фоновых (Folic Leptic Albic Podzol (Arenic)) по морфологии, физико-химическим и микробиологическим свойствам, при этом основные закономерности антропогенной трансформации в обоих городах были идентичны. В отличие от фоновых подзолов, где поверхностный подстильно-торфяной горизонт О характеризовался кислой реакцией среды и очень высоким содержанием углерода, профили урбаноземов городских участков содержали поверхностный серо-гумусовый горизонт АYur (Апатиты) и органогенный горизонт RAT (Мурманск), сформированные в результате аккумуляции и преобразования техногенных материалов органического и минерального происхождения (явных следов свежих подсыпок почвогрунтов для задач рекультивации не обнаружено). Разница также заметна при сравнении средней влажности поверхностных горизонтов в насыщенном состоянии (при анализе микробиологи-

ческой активности), составившей для Апатитов 20% (62% для фона и 43% для города), а для Мурманска — один порядок (213% для фона и 29% для города). Содержание углерода в поверхностных горизонтах городских почв в 2–3 раза ниже, а pH_{KCl} — на одну единицу выше, чем в фоновых почвах. Для городских почв также были показаны значимо более низкое соотношение С : N и более высокая плотность (рис. 2).

Выявленные особенности химических свойств могут быть как приобретенными в процессе урбопедогенеза, так и заимствованными от привнесенных почвогрунтов. В Апатитах и Мурманске, как и практически во всех городах, сложившаяся практика озеленения и благоустройства подразумевает подсыпку органических и органоминеральных субстратов на поверхность почвы. Нормативно-правовые документы [25, 26] не оговаривают перечень таких субстратов, в результате чего на практике используются смеси сложного и трудно прогнозируемого состава, включая верхний органический горизонт пахотных почв, торфа, срезку, компосты. В то же время научным сообществом накоплен большой практический опыт создания почвенных конструкций и газонных экосистем для задач озеленения [9, 48]. Как правило, при проведении работ по озеленению используется смесь низинного или переходного торфа и песка (3 : 1, об. %) с внесением извести и минеральных удобрений. Известен успешный опыт применения апатито-нефелиновых, серпентиновых и карбонатитовых отходов добычи и обогащения различных полезных ископаемых [24, 57, 63, 80].

Более высокие значения pH в городских почвах могут быть связаны как раз с добавками карбонатных отходов или извести. С другой стороны, подщелачивание городских почв — распространенное явление, объясняемое дополнительными источниками поступления известковых частиц со строительной пылью, включениями строительного мусора (цемент, гравий) и других артефактов

Таблица 1. Микробиологическая активность (среднее $\pm$ ошибка среднего) городских (Г) и фоновых (Ф) участков в Мурманске (М) и Апатитах (А)

Участок	C_{mic} , мкг С/г	БД, мкг С–CO ₂ /(г ч)	qCO_2 , мг CO ₂ –С/мг C_{mic} /ч	$C_{mic} : C_{org}$, %	$T_{0.5}$	$T_{0.95}$
М-Г	354 $\pm$ 81	0.82 $\pm$ 0.15	2.63	0.76	12	52
М-Ф	2199 $\pm$ 353	7.20 $\pm$ 1.50	3.04	0.67	16	71
А-Г	516 $\pm$ 49	0.93 $\pm$ 0.05	1.92	1.20	17	72
А-Ф	630 $\pm$ 178	1.52 $\pm$ 0.35	2.85	0.62	12	53

[27, 60, 72]. Более низкое содержание углерода в городских почвах по сравнению с фоновыми менее характерно. Например, для почв Москвы [86], Берлина [74] и Нанкина [90] была показана обратная закономерность. Вероятно, бедность фоновых почв и ограниченный бюджет, выделяемый на городское озеленение городов Мурманской области, определяет меньший суммарный объем и повторяемость подсыпок почвогрунтов, а также более низкие средневзвешенные значения содержания органического вещества в них. В профилях изученных городских почв не выявлено свежих подсыпок, для почвы в Апатитах не диагностирован органогенный горизонт RAT, характерный, в частности, для почвенных конструкций в Москве [4, 28, 29], а содержание углерода 4.5–5.5% не превышает средние значения для поверхностных горизонтов почв северных городов [43, 56, 69]. В то же время особенности строения профиля фоновых подзолов определяют максимальные запасы углерода в поверхностно-торфяных горизонтах, что и было показано для обоих фоновых объектов.

Содержание C_{mic} в городских почвах Апатитов и Мурманска значимо не различалось, но было в 1.2 и в 6 раз ниже по сравнению с соответствующим фоном (дисперсионный анализ, $p < 0.05$). Аналогичная закономерность показана и для БД (табл. 1). Учитывая значимые различия между городскими и фоновыми почвами по содержанию и запасам органического вещества (особенно заметной для участков в Мурманске), полученные результаты были стандартизированы умножением на плотность почвы (для C_{mic} это позволило получить запас для слоя 0–10 см). В результате разница между фоновым и городским участками в Мурманске была нивелирована (2.6 и 3.0 г С/м²), а для Апатитов была показана обратная закономерность – запас C_{mic} в городской почве был на 70% выше, чем для фоновой. Максимальное значение БД, скорректированное на плотность, также отмечено для городского участка в Апатитах, в то время как результаты для остальных участков значимо не отличались.

Коэффициенты корреляция C_{mic} и БД с содержанием углерода составили 0.9 ($p < 0.05$), соответ-

ственно снижение микробиологической активности в городских почвах по сравнению с фоном объясняется как меньшим содержанием органического вещества, так и более высокой антропогенной нагрузкой, что соответствует общей тенденции, характерной для сопоставления нарушенных и природных экосистем, ранее отмеченной для почв Москвы [6, 12], Курска [3] и других городов. При этом значения C_{mic} в этих городах были в том же диапазоне 200–600 мкг С/г, что и результаты, полученные для Мурманска и Апатитов, в то время как C_{mic} для фоновой участка Мурманска был почти на порядок выше по сравнению с фоновой дерново-подзолистой почвой в Москве [83]. В то же время в отличие от Москвы [49, 50] микробная доступность углерода, выраженная через C_{mic}/C , в городских почвах Мурманска и особенно Апатитов выше, чем в соответствующих фоновых почвах. Для городской почвы Апатитов также показан наименьший микробный метаболический коэффициент qCO_2 , что в литературе интерпретируется как индикатор более устойчивого состояния почвенного микробного сообщества в условиях антропогенной нагрузки [1, 7, 36]. Можно предположить, что объекты зеленой инфраструктуры северных городов формируют благоприятную нишу для развития почвенного микробного сообщества, как это ранее было показано по данным анализа микробного разнообразия и структуры микробного сообщества [55, 56]. Этот вывод подтверждается и более высоким коэффициентом биодеструкции, в результате чего период полураспада $T_{0.5}$ в городской почве Апатитов составил 12 лет, что значимо меньше, чем на фоновой территории, хотя и больше, чем для Москвы [82, 88]. Для Мурманска показана обратная закономерность, что можно объяснить очень высоким содержанием органического вещества в поверхностно-торфяном горизонте, в 7 раз превышающем таковое в поверхностном горизонте городской почвы.

В целом, и по химическим, и по микробиологическим свойствам городские почвы были ближе друг к другу, чем фоновые. Такая гомогенизация свойств почв городов, расположенных в различных биоклиматических условиях, как правило,

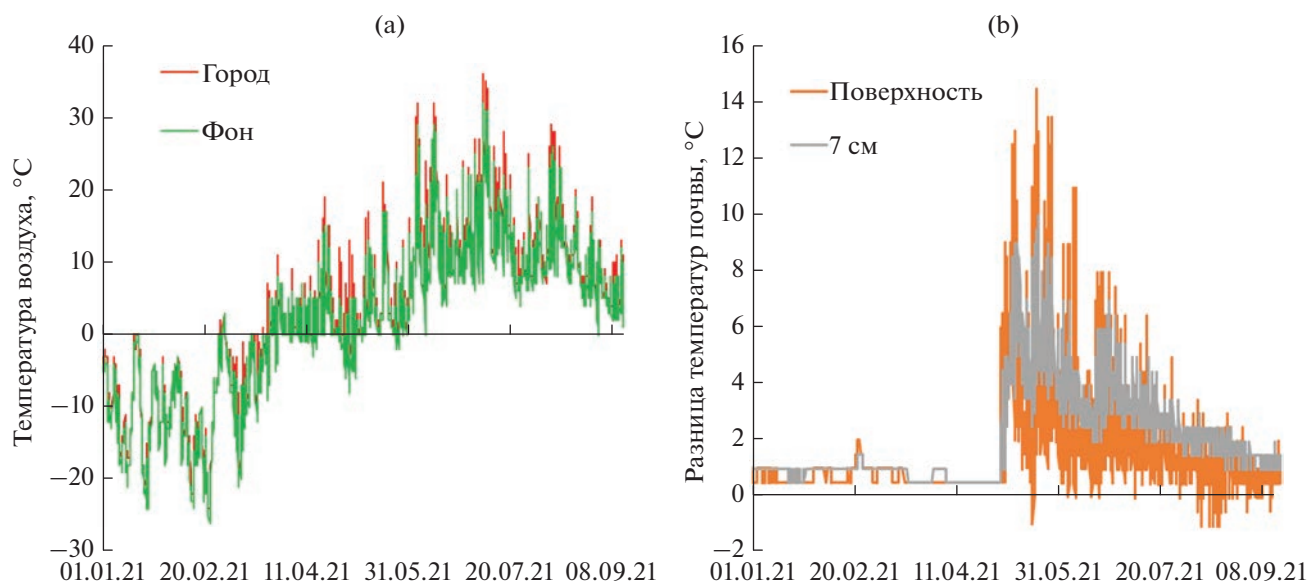


Рис. 3. Динамика температуры воздуха (2021 г., а) и разницы температур почвы для двух глубин (2022 г., б) на городском и фоновом участках в Мурманске (непрерывное измерение портативными датчиками).

объясняется схожестью условий формирования и антропогенных факторов воздействия. Аналогичная закономерность была показана для почв городов США [70], Западной Европы [61] и Европейской России [88], а для ее обозначения было предложено понятие конвергентности городских почв [58].

Микроклиматические условия и $ЭМ_{CO_2}$. Средние температуры воздуха в Мурманске за период наблюдения были на $1.3^{\circ}C$ выше, чем в Апатитах. При этом и для Мурманска, и для Апатитов температура воздуха на городском участке была значимо выше, чем на фоновом (t -тест, $p < 0.05$) (рис. 3а). Аналогичная закономерность показана и для температуры почвы, причем в Апатитах температура поверхности почвы в городе в среднем превышала фоновую почти на $3^{\circ}C$, а пиковые значения разницы превышали $+10^{\circ}C$, постепенно снижаясь с глубиной. Максимальная разница показана для конца мая – начала июня и, по-видимому, объясняется более ранним снеготаянием в городе (рис. 3б). Полученные данные могут быть объяснены эффектом городского острова тепла, показанным ранее на основании модельных данных для Апатитов и других городов Российской Арктики [18, 85]. Средняя влажность почв городских участков практически не различалась, в то время как почвы лесотундрового участка были почти в 2 раза влажнее, чем северо-таежного. Весна–лето 2022 г. в регионе были значительно теплее, чем в 2021 г., что было более заметно по данным измерений в Мурманске, чем в Апатитах (табл. 2).

Усредненная за период наблюдения $ЭМ_{CO_2}$ для городского и фоновых участков Мурманска значимо не отличалась (дисперсионный анализ, $p < 0.05$), составив соответственно 4.1 ± 0.2 и 4.2 ± 0.2 г $C/(m^2$ сут). В Апатитах средняя $ЭМ_{CO_2}$ городскими почвами составила 4.8 ± 0.2 г $C/(m^2$ сут) и превысила фоновые значения на 30%. Среди городских почв и в Апатитах, и в Мурманске средние эмиссии для участков с древесно-кустарниковой растительностью были на 5–15% выше, чем для газонов. Средние значения почвенной $ЭМ_{CO_2}$ в 2022 г. также были значительно выше, чем в 2021 г. Наибольшая разница показана для почв фоновых лесотундрового участка, где средняя эмиссия увеличилась более, чем в 2 раза. Наиболее вероятная причина такого резкого роста эмиссии – изменение гидротермических условий в мае–июне. Температура поверхности в этот период год к году увеличилась более, чем на $5^{\circ}C$, а влажность снизилась на 10–15%. В результате создались условия для быстрой минерализации органического вещества торфяного горизонта, высокая уязвимость которого к биодеструкции подтверждается высокими значениями базального дыхания. Увеличение $ЭМ_{CO_2}$ почвами тундры за счет интенсификации микробной деградации органического вещества при увеличении температуры и снижении влажности было неоднократно показано раньше в полевых исследованиях и лабораторных экспериментах [11, 21, 40, 52] и считается одним из основных рисков глобального потепления в Арктике. В Апатитах, наоборот, более значительные увеличения эмиссии показаны для городских почв с максимальной разницей в

Таблица 2. Усредненные микроклиматические характеристики (m – среднее значение, s – ошибка среднего, CI 95% – доверительный интервал 95%) городских (Г) и фоновых (Ф) участков в Мурманске (М) и Апатитах (А) (полевые измерения в течение вегетационного сезона с мая по октябрь)

Объект	Т воздуха, °C			Т почвы 1 см, °C			Т почвы 7 см, °C			W почвы 7 см, %		
	m	s	CI 95%	m	s	CI 95%	m	s	CI 95%	m	s	CI 95%
2021 г.												
М-Г	12.8	6.8	(11.5;14.2)	10.7	5.0	(9.7;11.7)	9.7	4.1	(8.9;10.6)	27	12	(25;30)
М-Ф	12.4	6.8	(11.0;13.7)	10.1	4.5	(9.2;11.0)	8.8	3.8	(8.1;9.6)	43	29	(37;48)
А-Г	13.3	7.8	(11.9;14.8)	12.6	7.0	(11.3;14.0)	10.9	4.9	(10.0;11.8)	23	9	(31;25)
А-Ф	9.7	6.4	(8.5;10.9)	8.8	4.5	(7.9;9.6)	8.0	4.0	(7.2;8.7)	17	8	(16;19)
2022 г.												
М-Г	15.4	5.3	(14.4;16.5)	13.0	4.4	(12.1;13.9)	11.8	3.5	(11.1;12.5)	27	13	(24;30)
М-Ф	14.5	4.5	(13.6;15.4)	11.7	3.9	(11.0;12.5)	10.1	3.1	(9.5;10.7)	38	29	(32;44)
А-Г	12.6	6.4	(11.5;13.7)	12.4	5.6	(11.4;13.4)	11.1	4.5	(10.3;11.9)	30	7	(29;31)
А-Ф	10.3	6.9	(9.0;11.5)	8.6	4.9	(7.7;9.5)	7.9	4.3	(7.1;8.6)	17	9	(16;19)

июле–августе (рис. 4). На всех участках более половины эмиссии приходится на летний период. Доля весеннего периода на фоновых участках меньше, чем на городских, что объясняется более поздним снеготаянием. Полученные для Апатитов результаты подтверждают для длительного периода наблюдений полученные ранее на основании разовых замеров выводы об увеличении почвенной ЭМ_{CO₂} под воздействием антропогенной нагрузки в условиях Крайнего Севера [16, 21, 51].

Факторы пространственно-временной неоднородности ЭМ_{CO₂}. Временная динамика ЭМ_{CO₂} фоновыми и городскими почвами определялась, в первую очередь, температурой и в меньшей степени – влажностью. Зависимость эмиссии от температуры для всех участков была статистически значимой, прямой, описывалась линейной или экспоненциальной функцией. Температурный коэффициент варьировал от 1.5 до 2.5, при этом для фоновых почв он был выше, чем для городских. Линейной зависимости интенсивности ЭМ_{CO₂} от влажности не выявлено. Пространственная неоднородность ЭМ_{CO₂} определялась как типом землепользования (город/фон), так и типом растительности внутри участка. Под древесно-кустарниковой растительностью почвенная ЭМ_{CO₂} была в среднем на 10–15% выше, чем под газонной на том же участке и в Мурманске, и в Апатитах. Учитывая, что различия микроклиматических условий внутри участков были незначительными, более высокую эмиссию для участков с древесно-кустарниковой растительностью можно объяснить поступлением дополнительного органического вещества с листовым опадом, что подтверждается и более высокими значениями содержания углерода в почве. Многоступенчатый регрессионный анализ показал

значимое ($p < 0.05$) воздействие температуры почвы (положительное) и C/N (отрицательное) на ЭМ_{CO₂} – вместе они объяснили до 40% от общей дисперсии. Полученная закономерность отличается от наблюдений для Москвы, Курска и других более южных городов, где ЭМ_{CO₂} почвами газонов, как правило, выше, чем для древесно-кустарниковой растительности [30, 44, 83]. Большие значения эмиссии для газонов объясняются как более высокими температурами поверхности, так и прямыми и косвенными воздействиями мероприятий по уходу (полив, внесение удобрений, стрижка) [73, 77, 91]. В городах Крайнего Севера интенсивность мероприятий по содержанию и уходу за зелеными территориями, как правило, ограничена как коротким сезоном, так и скромным бюджетом, что обуславливает более “природный” подход – за исключением отдельных партерных участков газоны не поливаются, периодичность кошения и внесения удобрений также меньше, чем в Москве и других крупных городах. По-видимому, такой щадящий режим ухода и определяет меньшую ЭМ_{CO₂} почвами городских газонов, что может стать интересной практикой в контексте целей углеродной нейтральности и устойчивого развития городской зеленой инфраструктуры.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ антропогенного воздействия на почвенную ЭМ_{CO₂} и экосистемный баланс углерода особенно актуален для условий Крайнего Севера, где нарушение хрупкого равновесия между первичной продукцией и деструкцией органического вещества на фоне глобальных изменений может привести к необратимым экологическим по-

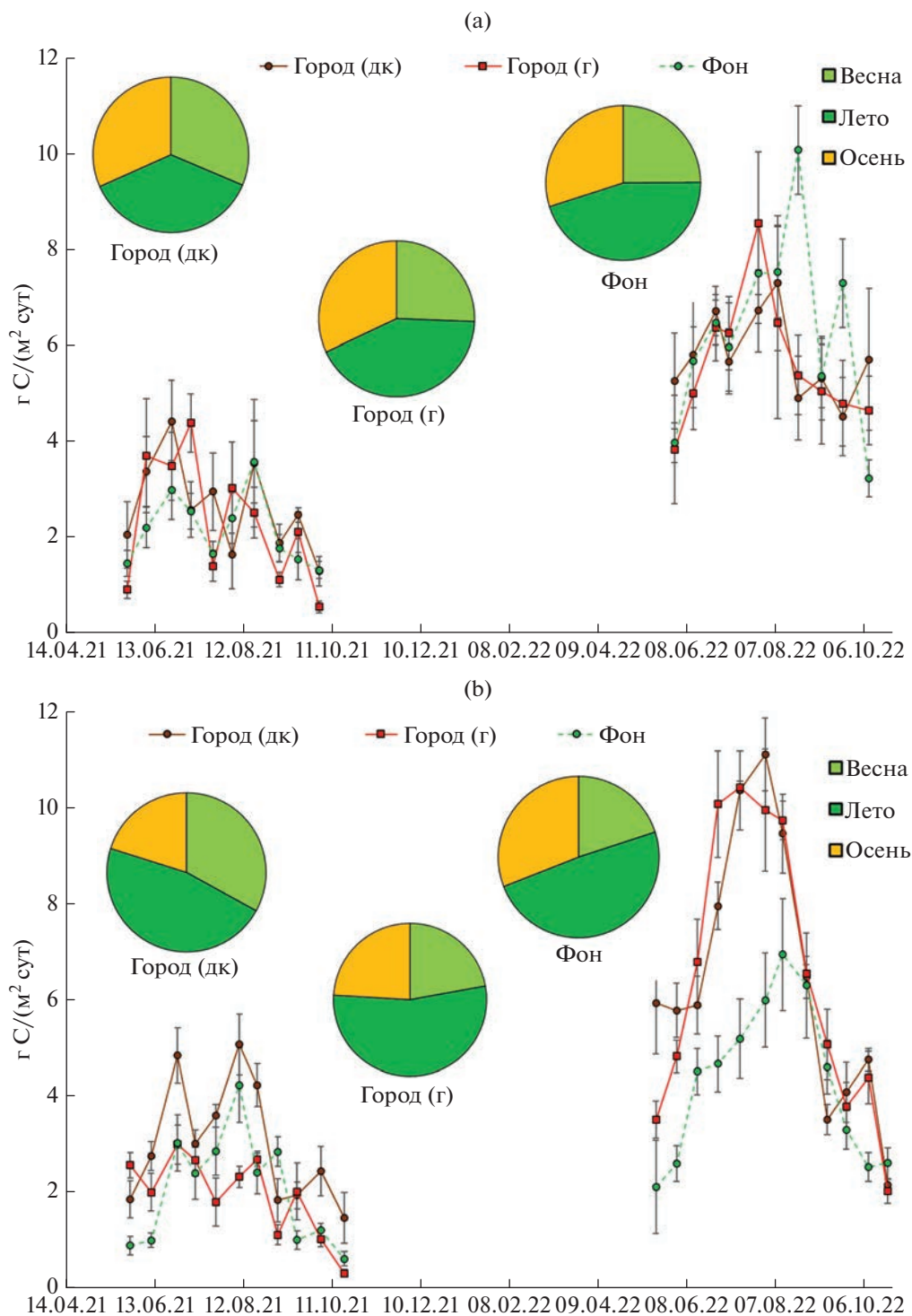


Рис. 4. Динамика ЭМ_{CO₂} почвами фоновых и городских участков с древесно-кустарниковой (дк) и газонной (г) растительностью и вклад (%) сезонов (2022 г.) в суммарную эмиссию для Мурманска (а) и Апатитов (б).

следствиям. Почвы городов Крайнего Севера формируются и функционируют в условиях постоянного и разнонаправленного антропогенного воздействия, которое определяет отличия ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами, их

пространственную неоднородность и временную динамику. На примере городов Мурманск и Апатиты в Кольской субарктике показано, что основными факторами, определившими пространственно-временную изменчивость почвен-

ной ЭМ_{CO₂}, стали температура, тип растительности и соотношение C/N. Для Мурманска средние значения ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами значимо не отличались, а для Апатитов средняя ЭМ_{CO₂} городскими почвами была выше фоновых значений на 30%. Влияние городской среды на ЭМ_{CO₂} городскими почвами обусловлено комплексом факторов, включая дополнительное антропогенное поступление органического вещества и его более высокую доступность к биодеструкции, реализованную на фоне влияния городского острова тепла. Средние значения ЭМ_{CO₂} городскими и фоновыми почвами были сопоставимы, при этом для фоновой почвы показано резкое увеличение ЭМ_{CO₂} в жаркий и сухой период мая–июня 2022 г. Значительное увеличение ЭМ_{CO₂} в 2022 г. по сравнению с более прохладным 2021 г. было отмечено для всех участков, но фоновые почвы лесотундры оказались наиболее уязвимыми к климатическим изменениям. Средние ЭМ_{CO₂} фоновыми почвами лесотундрового участка были в 1.5 раза выше, чем севернотаяжного, в то время как значения для городских участков Мурманска и Апатитов были достаточно близки. В обоих городах ЭМ_{CO₂} почвами под газонами были меньше, чем под древесно-кустарниковой растительностью, что с учетом меньшего поступления растительных остатков можно считать аргументом в пользу более природного подхода к содержанию и уходу объектов городской зеленой инфраструктуры в рамках целей углеродной нейтральности и задач устойчивого развития городских экосистем Крайнего Севера.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Экспедиционные работы и отбор почвенных образцов выполнены в рамках темы НИР по госзаданию 122022400109-7. Мониторинг ЭМ_{CO₂} и микроклиматических параметров выполнены при поддержке гранта РФФИ № 19-29-05187. Анализ запасов углерода и азота городских и фоновых почв проведен при поддержке гранта РНФ № 23-17-00118. Анализ данных и подготовка публикации выполнены в рамках проекта системы грантовой поддержки научных проектов РУДН.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С.* Оценка устойчивости микробных комплексов почв к природным и антропогенным воздействиям // Почвоведение. 2002. № 5. С. 580–587.

2. *Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Сусьян Е.А., Васенкина И.В., Вирт С., Звягинцев Д.Г.* Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404–412.
3. *Ананьева Н.Д., Сушко С.В., Иващенко К.В., Васенев В.И.* Микробное дыхание почвы в подтаежных и лесостепных экосистемах Европейской России: полевые и лабораторные подходы // Почвоведение. 2020. № 53. С. 1492–1501. <https://doi.org/10.1134/S106422932010004X>
4. *Брянская И.П., Васенев В.И., Брыкова Р.А., Маркелова В.М., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В.* Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1537–1546. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20120047>
5. *Вихман М.И., Кислых Е.Е., Моисеева М.М., Нефедова Е.С.* Агрохимическая оценка урбанизированных территорий городов Мурманской области // Агрохимический вестник. 2008. № 4. С. 17–18.
6. *Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Макаров О.А.* Особенности экологического функционирования конструкторов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. 2012. № 2. С. 224.
7. *Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Влияние поллютантов (тяжелые металлы, нефтепродукты) на дыхательную активность конструкторов // Экология. 2013. № 6. С. 436–445.
8. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
9. *Гонтарь О.Б., Жиров В.К., Казаков Л.А., Святковская Е.А., Тростенюк Н.Н.* Зеленое строительство в городах Мурманской области. Апатиты: КНЦ РАН, 2010. 226 с.
10. *Гончарова О.Ю., Семенюк О.В., Матышак Г.В., Богатырев Л.Г.* Биологическая активность городских почв: пространственная вариативность и определяющие факторы // Почвоведение. 2022. № 8. С. 1009–1022. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22080032>
11. *Замолодчиков Д.Г.* CO₂-газообмен тундр острова Вайгач в нетипично теплый и сухой вегетационный сезон // Журн. общ. биологии. 2015. Т. 76. № 2. С. 83–98.
12. *Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудяров В.Н., Валентини Р.* Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно преобразованных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 4. С. 892–903. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14090056>
13. *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. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17090039>
14. *Кадулин М.С., Копцик Г.Н.* Изменения потока диоксида углерода из почв лесных экосистем под

- воздействием техногенного загрязнения в Кольской Субарктике // Почвоведение. 2021. № 10. С. 1281–1292.
<https://doi.org/10.1134/S0367059719060076>
15. Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г. Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М.: Наука, 2008. 344 с.
 16. Карелин Д.В., Горячкин С.В., Замолодчиков Д.Г., Долгих А.В., Зазовская Э.П., Шишков В.А., Краев Г.Н. Влияние различных видов антропогенного воздействия на эмиссию парниковых газов в мерзлотных экосистемах // Докл. РАН. 2017. № 477. С. 610–612.
<https://doi.org/10.7868/S0869565217350225>
 17. Карелин Д.В., Зазовская Э.П., Шишков В.А., Долгих А.В., Сирин А.А., Суворов Г.Г., Азовский А.И., Осокин Н.И. Наблюдения за потоками CO₂ на архипелаге Шпицберген: использование территории человеком меняет газообмен арктической тундры // Известия РАН. Сер. географическая. 2019. № 5. С. 56–66.
<https://doi.org/10.31857/S2587-55662019556-66>
 18. Константинов П.И., Грищенко М.Ю., Варенцов М.И. Картографирование островов тепла городов Заполярья по совмещённым данным полевых измерений и космических снимков на примере г. Апатиты (Мурманская область) // Исследование Земли из космоса. 2015. № 3. С. 27.
 19. Корнейкова М.В., Никитин Д.А., Долгих А.В., Сошина А.С. Микобиота почв города Апатиты (Мурманская область) // Микология и фитопатология. 2020. № 54. С. 264–277.
<https://doi.org/10.31857/S0026364820040078>
 20. Матышак Г.В., Тархов М.О., Рыжова И.М., Гончарова О.Ю., Сефилян А.Р., Чуванов С.В., Петров Д.Г. Оценка температурной чувствительности эмиссии CO₂ с поверхности торфяных почв севера Западной Сибири методом трансплантации почвенных монолитов // Почвоведение. 2021. № 7. С. 815–826.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21070108>
 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. 444–462.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20040115>
 22. Переверзев В.Н. Лесные почвы Кольского полуострова // Лесное хозяйство и зеленое строительство в Западной Сибири. Томск: Томский гос. ун-т, 2007. С. 225–231.
 23. Переверзев В.Н. Почвообразование в лесной зоне Кольского полуострова // Вестник Кольского научного центра РАН. 2011. № 2. С. 74–82.
 24. Петрова А.Г., Слуковская М.В., Корнейкова М.В., Иванова Л.А., Кременецкая И.П. Применение пироксенового продукта обогащения вермикулит-лизардитовых отходов для ремедиации торфяной почвы в импактной зоне Кольской ГМК // Тр. Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. 2020. № 17. С. 437–441.
<https://doi.org/10.31241/fns.2020.17.084>
 25. Положение о порядке вырубки (прореживания) зеленых насаждений на территории городского округа Апатиты. Утверждено постановлением Администрации города Апатиты от 19.10.2018. Апатиты, 2018.
 26. Правила благоустройства и санитарного содержания территории муниципального образования города Апатиты с подведомственной территорией Мурманской области. Утверждены решением Совета депутатов города Апатиты от 23.10.2017 № 548. Апатиты, 2017.
 27. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И. Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18090095>
 28. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Горбов С.Н., Бахматова К.А., Матинян Н.Н., Гольева А.А., Жарикова Е.А., 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/10.31857/S0032180X20120114>
 29. Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А. Систематика почв и почвообразующих пород города Москвы и возможность включения их в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120114>
 30. Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем Центрально-Черноземного региона // Почвоведение. 2015. № 4. С. 469–478.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X15040097>
 31. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 301 с.
 32. Смагин А.В. Теория и практика конструирования почв. М.: МГУ, 2012. 544 с.
 33. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мягкова А.Д., Курбатова А.С. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение. 2006. № 5. С. 603–615.
 34. Старцев В.В., Мазур А.С., Дымов А.А. Содержание и состав органического вещества почв Приполярного Урала // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1478–1488.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X20120114>
 35. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. P. 215–221.
 36. Anderson T.H., Domsch K.H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach // Soil Biol. Biochem. 2010. V. 42. P. 2039–2043.
 37. Belshe E.F., Schuur E.A.G., Bolker B.M. Tundra ecosystems observed to be CO₂ sources due to differential amplification of the carbon cycle // Ecol. Lett. 2013. V. 16. P. 1307–1315.
<https://doi.org/10.1111/ele.12164>
 38. Berestovskaya Y.Y., Rusanov I.I., Vasil'eva L.V., Pimenov N.V. The processes of methane production and oxidation in the soils of the Russian Arctic tundra //

- Microbiology. 2005. V. 74. P. 221–229.
<https://doi.org/10.1007/s11021-005-0055-2>
39. *Chen Q., Zhu R., Wang Q., Xu H.* Methane and nitrous oxide fluxes from four tundra ecotopes in NyElesund of the High Arctic // *J. Environ. Sci.* 2014. V. 26. P. 1403–1410.
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.05.005>
 40. *Crowdhury T.R., Berns E.C., Moon J.W., Gu B., Liang L., Wullschleger S.D., Graham D.E.* Temporal, Spatial, and Temperature Controls on Organic Carbon Mineralization and Methanogenesis in Arctic High-Centered Polygon Soils *Frontiers // Microbiology.* 2021. V. 11. P. 616518.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.616518>
 41. *Deeb M., Groffman P.M., Blouin M., Egendorf S.P., Vergnes A., Vasenev V., Cao D.L., Walsh D., Morin T., Sére G.* Using constructed soils for green infrastructure—challenges and limitations // *Soil.* 2020. V. 6. P. 413–434.
<https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
 42. *Desyatkin A.R., Takakai F., Fedorov P.P., Nikolaeva M.C., Desyatkin R.V., Hatano R.* CH₄ emission from different stages of thermokarst formation in central Yakutia. *East Siberia // Soil Sci. Plant Nutr.* 2009. V. 55. P. 558–570.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2009.00389.x>
 43. *Dvornikov Y.A., Vasenev V.I., Romzaykina O.N., Grigorieva V.E., Litvinov Y.A., Gorbov S.N., Dolgikh A.V., Korneykova M.V., Gosse D.D.* Projecting the urbanization effect on soil organic carbon stocks in polar and steppe areas of European Russia by remote sensing // *Geoderma.* 2021. V. 399. P. 115039.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115039>
 44. *Goncharova O.Y., Matyshak G.V., Udovenko M.M., Bobrik A.A., Semenyuk O.V.* Seasonal and annual variations in soil respiration of the artificial landscapes (Moscow Botanical Garden) // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services.* Cham: Springer International Publishing, 2019. P. 112–122.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_15
 45. *Heijmans M.M.P.D., Magnusson R.I., Lara M.J. et al.* Tundra vegetation change and impacts on permafrost // *Nat. Rev. Earth Environ.* 2022. V. 3. P. 68–84.
<https://doi.org/10.1038/s43017-021-00233-0>
 46. <https://ru.climate-data.org/>
 47. <https://www.weatheronline.co.uk/>
 48. *Ivanova L., Slukovskaya M., Kremenetskaya I., Alekseeva S., Neaman A.* Ornamental Plant Cultivation Using Vermiculite-Lizardite Mining Waste in the Industrial Zone of the Subarctic // *Springer Geography.* 2020. P. 199–204.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-16091-3_22
 49. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko A., Selezneva A., Demina S., Kudiyarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil Environ.* 2019. V. 38. P. 31–41.
<https://doi.org/10.25252/SE/19/61524>
 50. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Selezneva A., Sushko A., Lepore E., Vasenev V., Demina S., Khabibulina F., Vaseneva I., Dolgikh A., Dovletyarova E., Marinari S.* Assessing soil-like materials for ecosystem services provided by constructed technosols // *Land.* 2021. V. 10. P. 1185.
<https://doi.org/10.3390/land10111185>
 51. *Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A., Suvorov G., Kraev G., Badmaev N., Badmaeva N., Tsybenov Y., Kulikov A., Danilov P., Savinov G., Desyatkin A., Desyatkin R.* Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural setting and under human impact: controls on spatial variability // *Geoderma Regional.* 2020. T. 22. P. e00290.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00290>
 52. *Kim D., Chae N., Kim M., Nam S., Kim T.K., Park K.T., Lee B.Y., Kim E., Lee H.* Microbial metabolic responses and CO₂ emissions differentiated by soil water content variation in subarctic tundra soils // *Microbiology.* 2022. V. 60. P. 1130–1138.
<https://doi.org/10.1007/s12275-022-2378-3>
 53. *Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., Rubel F.* World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated // *Meteorologische Zeitschrift.* 2006. V. 15. P. 259–265.
<https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
 54. *Köchy M., Hiederer R., Freibauer A.* Global distribution of soil organic carbon. Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world // *Soil.* 2015. V. 1. P. 351–365.
<https://doi.org/10.5194/soil-1-351-2015>
 55. *Korneykova M.V., Vasenev V.I., Nikitin D.A., Soshina A.S., Dolgikh A.V., Sotnikova Y.L.* Urbanization Affects Soil Microbiome Profile Distribution in the Russian Arctic Region // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2021. V. 18(21). 11665.
<https://doi.org/10.3390/ijerph182111665>
 56. *Korneykova M.V., Vasenev V.I., Nikitin D.A. et al.* Soil microbial community of urban green infrastructures in a polar city // *Urban Ecosyst.* 2022. V. 25. P. 1399–1415.
<https://doi.org/10.1007/s11252-022-01233-8>
 57. *Kremenetskaya I., Tereshchenko S., Alekseeva S., Mosendz I., Slukovskaya M., Ivanova L., Mikhailova I.* Vermiculite-lizardite ameliorants from mining waste. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2019. 368 012027.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012027>
 58. *Lal R.* Carbon sequestration // *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences.* 2008. V. 363(1492). P. 815–830.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
 59. *Lara M.J., Nitze I., Grosse G., Martin P., McGuire A.D.* Reduced arctic tundra productivity linked with landform and climate change interactions // *Sci. Rep.* 2018. V. 8. 2345.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20692-8>
 60. *Lorenz K., Lal R.* Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems // *Carbon Manag.* 2015. V. 6. P. 35–50.
<https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182>
 61. *Madrid L., Diaz-Barrientos E., Ruiz-Cortes E., Reinoso R., Biasoli M., Davidson C.M., Duarte, A.C., Ajmone-Marsan F.* Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities // *J. Environ. Monitoring.* 2006. V. 8. P. 1158–1165.

62. *Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S.L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L. et al.* Climate Change 2021: The Physical Science Basis; Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press: United Kingdom, 2021. 42 p.
63. *Mikhaylova I., Slukovskaya M., Mosendz I., Kremenetskaya I., Karavayeva E., Drogobuzhskaya S.* Application of Silicon-Contained Mining Wastes in Urban Greening. In book: Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Springer International Publishing AG, part of Springer Nature. 2019. P. 145–152.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1_18
64. *Mustonen T., Van Dam B.* Towards a shared understanding of Arctic climate change and urgency in Alaska // *Geogr. J.* 2021. V. 187. P. 269–277.
<https://doi.org/10.1111/geoj.12382>
65. *Namsaraev Z., Bobrik A., Kozlova A., Krylova A., Rudenko A., Mitina A., Saburov A., Patrushev M., Karnachuk O., Toshchakov S.* Carbon Emission and Biodiversity of Arctic Soil Microbial Communities of the Novaya Zemlya and Franz Josef Land Archipelagos // *Microorganisms.* 2023. V. 11. P. 482.
<https://doi.org/10.3390/microorganisms11020482>
66. *Oechel W.C., Billings W.D.* Effects of global change on the carbon balance of arctic plants and ecosystems / Arctic Ecosystems in a Changing Climate: An Ecophysiological Perspective. Amsterdam: Elsevier, 1992. P. 139–168.
67. *Ping C.L., Jastrow J.D., Jorgenson M.T., Michaelson G.J., Shur Y.L.* Permafrost soils and carbon cycling // *Soil.* 2015. V. 1. P. 147–171.
<https://doi.org/10.5194/soil-1-147-2015>
68. *Petrescu A., Lohila A., Tuovinen J.-P. et al.* The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure // *PNAS Early Edition.* 2015. V. 112. P. 4594–4599.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1416267112>
69. *Polyakov V., Petrova A., Kozlov A., Abakumov E.* Toxicological state and chemical properties of soils in urbanized ecosystems of Murmansk // *Czech Polar Rep.* 2018. V. 8. P. 230–242.
<https://doi.org/10.5817/CPR2018-2-19>
70. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Nowak D.J.* Carbon storage by urban soils in the United States // *J. Environ. Quality.* 2006. V. 35. P. 1566–1575
<https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215>
71. *Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Dombos M., Szlavecz K., Setälä H., Cilliers S., Hornung E., Yarwood S.* A global comparison of surface soil characteristics across five cities: A test of the urban ecosystem convergence hypothesis // *Soil Sci.* 2015. V. 180. P. 136–145.
<https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000125>
72. *Prokofeva T.V., Kiryushin A.V., Shishkov V.A., Ivannikov 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>
73. *Qian Y.L., Bandaranayake W., Parton W.J., Mecham B., Harivandi M.A., Mosier A.R.* Long-term effects of clipping and nitrogen management in turfgrass on soil organic carbon and nitrogen dynamics: the century model simulation // *J. Env. Qual.* 2003. V. 32. P. 1694–700.
<https://doi.org/10.2134/jeq2003.1694>
74. *Richter S., Haase D., Thestorff K., Makki M.* Carbon pools of berlin, germany: organic carbon in soils and aboveground in trees // *Urban For. Urban Green.* 2020. V. 54. P. 126777.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126777>
75. *Rühland K.M., Paterson A.M., Keller W., Michelutti N., Smol J.P.* Global warming triggers the loss of a key Arctic refugium // *Proc. Biol. Sci.* 2013. 280. P. 20131887.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2013.1887>
76. *Sierra C.A.* Temperature sensitivity of organic matter decomposition in the Arrhenius equation: Some theoretical considerations // *Biogeochemistry.* 2012. V. 108. P. 1–3.
<https://doi.org/10.1007/s10533-011-9596-9>
77. *Shchepeleva A.S., Vasenev V.I., Mazirov I.M., Vasenev I.I., Prokhorov I.S., Gosse D.D.* Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development // *Urban Ecosystems.* 2017. V. 20. P. 309–321.
<https://doi.org/10.1007/s11252-016-0594-5>
78. *Schuur E.A.G., McGuire A.D., Grosse G., Harden J.W., Hayes D.J., Hugelius G., Koven C.D., Kuhry P.* Climate change and the permafrost carbon feedback // *Nature.* 2015. V. 520. P. 171–179.
<https://doi.org/10.1038/nature14338>
79. *Slukovskaya M.V., Vasenev V.I., Ivashchenko K.V., Mor-ev D.V., Drogobuzhskaya S.V., Ivanova L.A., Kremenetskaya I.P.* Technosols on mining wastes in the subarctic: Efficiency of remediation under Cu-Ni atmospheric pollution // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2019. V. 7. P. 297–307.
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.04.002>
80. *Slukovskaya M.V., Kremenetskaya I.P., Drogobuzhskaya S.V., Novikov A.I.* Sequential extraction of potentially toxic metals: Alteraion of method for Cu-Ni polluted peat soil of industrial barren // *Toxics.* 2020. V. 8. P. 39.
<https://doi.org/10.3390/toxics8020039>
81. *Slukovskaya M.V., Vasenev V.I., Ivashchenko K.V. et al.* Organic matter accumulation by alkaline-constructed soils in heavily metal-polluted area of Subarctic zone // *J. Soils Sediments.* 2021. V. 21. P. 2071–2088.
<https://doi.org/10.1007/s11368-020-02666-4>
82. *Smagin A.V.* Biodegradation of some organic materials in soils and soil constructions: Experiments, modeling and prevention // *Materials (Basel).* 2018. V. 11. P. 1–22.
83. *Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Vasenev V., Kudryarov V.* Soil CO₂ emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // *J. Soil. Sediment.* 2019. V. 19. P. 3217–3225.
<https://doi.org/10.1007/s11368-018-2151-8>
84. *Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S.* Soil Organic Carbon Pools in the Northern Circumpolar Permafrost Region // *Glob. Biogeochem. Cycles.* 2009. V. 23. P. GB2023.
<https://doi.org/10.1029/2008GB003327>
85. *Varentsov M., Konstantinov P., Baklanov A., Esau I., Miles V., Davy R.* Anthropogenic and natural drivers of

- a strong winter urban heat island in a typical arctic city. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2018. V. 18. P. 17573–17587.
<https://doi.org/10.5194/acp-18-17573-2018>
86. Vasenev V.I., Stoorvogel J.J., Dolgikh A.V., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Valentini R. Changes in soil organic carbon stocks by urbanization // *Urban Soils*. Boca Raton: CRC Press, 2017. P. 61–92.
<https://doi.org/10.1201/9781315154251>
 87. 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>
 88. Vasenev V.I., Varentsov M., Konstantinov P., Romzaykina O. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis // *Sci. Total Environ.* 2021. V. 786. P. 147457.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147457>
 89. White D.M., Garland D.S., Ping C.L., Michaelson G. Characterizing soil organic matter quality in arctic soil by cover type and depth // *Cold Regions Science and Technology*. 2004. V. 38. P. 63–73.
 90. Yang J., Yu F., Yu Y., Zhang J., Wang R., Srinivasulu M., Vasenev V.I. Characterization, source apportionment, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soil of Nanjing, China // *J. Soil. Sedi-ment.* 2017. V. 17. P. 1116–1125.
<https://doi.org/10.1007/s11368-016-1585-0>
 91. Zirkle G., Lal R., Augustin B. Modeling carbon sequestration in home lawns // *HortScience*. 2011. V. 46. P. 808–814.
<https://doi.org/10.21273/hortsci.46.5.808>
 92. Zubova E.M., Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Denisov D.B., Valkova S.A., Vandysh O.I., Slukovskii Z.I., Terentyev P.M., Cherepanov A.A. Long-Term Environmental Monitoring in an Arctic Lake Polluted by Metals under Climate Change // *Environments*. 2020. V. 7. P. 34.
<https://doi.org/10.3390/environments7050034>

Analysis of CO₂ Emission by Urban Soils under the Conditions of the Kola North

M. V. Korneykova^{1, 2, *}, V. I. Vasenev³, N. V. Saltan⁴, M. V. Slukovskaya⁵, A. S. Soshina²,
 M. S. Zavodskikh⁴, Y. L. Sotnikova¹, and A. V. Dolgikh⁶

¹*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University), Moscow, 117198 Russia*

²*Institute of North Industrial Ecology Problems Subdivision of the Federal Research Center
 "Kola Science Centre of Russian Academy of Science", Apatity, 184209 Russia*

³*Soil Geography and Landscape Group, Wageningen University, Wageningen, 6707 Netherlands*

⁴*Polar Alpine Botanical Garden-Institute – Subdivision of the Federal Research Centre,
 Kola Science Centre of Russian Academy of Sciences, Apatity, 184209 Russia*

⁵*Laboratory of Nature-inspired Technologies and Environmental Safety of the Arctic,
 Kola Science Centre of Russian Academy of Sciences, Apatity, 184209 Russia*

⁶*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 11901 Russia*

*e-mail: korneykova.maria@mail.ru

Dynamics in soil CO₂ emission, temperature and moisture was observed during the vegetation season (from May to October) in 2021 and 2022 in the residential areas of Murmansk and Apatity cities (Murmansk region) in comparison with natural references. The average emissions from urban soils were 5–7 gC/(m² day) in summer and 1–2 gC/(m² day) in spring and autumn. Temperature was the main abiogenic factor that determined the seasonal dynamics of soil respiration (R^2 from 0.4 to 0.7, $p < 0.05$; temperature coefficient Q_{10} up to 2.5), while excess moisture had a limiting effect, especially in the natural areas. The heterogeneity of hydrothermal conditions and the content of biophilic elements determined the differences in the average CO₂ emission between natural and urban soils. For the natural soils, the average temperature was lower and the humidity was higher than for urban areas, which determined the lowest emission values. Among urban sites, higher CO₂ emissions have been shown for tree and shrub vegetation sites.

Keywords: urbanization, Arctic, green infrastructure, ecological functions of soils, seasonal dynamics, soil respiration, Albic Podzol, Urbic Technosol

ОЦЕНКА ОТКЛИКА ГЕТЕРОТРОФНОГО ПОЧВЕННОГО ДЫХАНИЯ НА РЕЖИМ ВЫПАДЕНИЯ ЛЕТНИХ ОСАДКОВ И РАЗНУЮ ГЛУБИНУ СНЕЖНОГО ПОКРОВА В УСЛОВИЯХ УМЕРЕННО-КОНТИНЕНТАЛЬНОГО КЛИМАТА

© 2023 г. Д. А. Хорошаев^{a, *} (ORCID: 0000-0001-8044-7635),

И. Н. Курганова^{a, b} (ORCID: 0000-0001-5875-0718), В. О. Лопес де Гереню^a (ORCID: 0000-0001-5461-2094)

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

^bТюменский государственный университет,
ул. Володарского, 6, Тюменская область, Тюмень, 625003 Россия

*e-mail: d.khoroshaev@pbcras.ru

Поступила в редакцию 18.04.2023 г.

После доработки 30.06.2023 г.

Принята к публикации 03.07.2023 г.

Режим выпадения осадков наряду с температурными условиями являются ключевыми факторами, определяющими скорость разложения органического вещества почв в наземных экосистемах. Цель работы — оценка влияния продолжительности засушливых периодов летом и разной глубины снежного покрова зимой на гетеротрофное дыхание почвы. Исследования проводили в рамках двухлетнего полевого имитационного эксперимента, организованного на серой почве (Haplic Luvisol) в зоне умеренно-континентального климата (южное Подмосковье), включающего 3 варианта: (1) имитация мягких погодных условий с равномерным поливом почвы летом и отсутствием ее промерзания зимой, (2) имитация двух летних сухих периодов продолжительностью 1–2 мес. с естественным режимом снежного покрова, (3) имитация экстремальных погодных условий с одним длительным (~3 мес.) сухим периодом летом и полным удалением снежного покрова зимой. Гетеротрофное дыхание почвы определяли методом закрытых камер на площадках под бессменным черным паром в течение двух лет непрерывного эксперимента и одного года после его окончания. Медианные значения гетеротрофного почвенного дыхания за весь период эксперимента в трех вышеупомянутых вариантах опыта составили 38, 27 и 19 мг С/(м² ч) соответственно. Имитация непродолжительных сухих периодов привела к усилению суммарного гетеротрофного дыхания почвы за период летнего эксперимента на 7–10%, что может быть связано как с циклами высушивания и увлажнения почвы, так и с повышением средней летней температуры 20-сантиметрового почвенного профиля на 1.5°C. Имитация продолжительного сухого периода привела к снижению суммарного гетеротрофного дыхания почвы за тот же период на 12–16% как результат низкой влажности почвы. Промерзание почвы явилось причиной снижения суммарного гетеротрофного дыхания почвы за период зимнего эксперимента на 34–72%. Доля морозного периода (ноябрь–март) в годовом потоке CO₂ из почвы составила 25–34% в варианте, где почва не промерзала, и 14–19% — в вариантах с промерзающей почвой. Сделано заключение, что отсутствие промерзания почвы, вызванное увеличением глубины снежного покрова, привело к более существенному изменению величины годового гетеротрофного дыхания почвы, чем недостаток осадков в летний сезон.

Ключевые слова: эмиссия CO₂ из почвы, засухи, оттепели, температурный режим почвы, промерзание почв, черный пар, экстремальные погодные явления, Haplic Luvisol

DOI: 10.31857/S0032180X23600749, **EDN:** MFBFVR

ВВЕДЕНИЕ

Биогенный поток углекислого газа (CO₂) из почвы формируется в результате дыхания корней и гетеротрофных организмов. Деятельность последних замыкает почвенное звено биологического круговорота углерода. Поэтому оценка гетеротрофного источника принципиально важна

для расчета баланса углерода в наземных экосистемах.

Наблюдаемый рост глобальной температуры воздуха (T_a), которая в начале XXI в. превысила отметку в 1°C относительно доиндустриального уровня, вероятно, продолжится и может достигнуть 1.5–2°C в текущем столетии [40]. Одновре-

менно с увеличением приземной температуры воздуха отмечается устойчивый рост температуры почвы (T_p) [14, 73]. Однако в естественной среде последствия глобального потепления смягчаются благодаря способности растительного покрова к формированию и регулированию локального микроклимата [31]. Считается, что глобальное потепление закономерно должно вызвать усиление минерализации почвенного органического вещества (soil organic matter, SOM), обеспечивая петлю положительной обратной связи за счет более интенсивного выделения CO_2 из почвы [43]. Это убеждение подкрепляется анализом глобальной базы данных дыхания почв, в соответствии с которым за период с 1990 по 2014 гг. на фоне роста глобальной температуры воздуха на 0.7°C произошло усиление гетеротрофного дыхания почвы (heterotrophic respiration, HR) на 1.2% [22]. С другой стороны, результаты моделирования показывают, что глобальное потепление может привести к снижению влажности почвы на значительных территориях умеренного пояса [40]. Возможный дефицит почвенной влаги потенциально может компенсировать рост гетеротрофного дыхания почвы, ассоциированного с увеличением температуры [67, 75]. Перераспределение осадков между сезонами [14] в совокупности с изменением характера их выпадения [3, 28] может вызвать усиление засухливости даже на фоне общего роста количества осадков. Увеличение продолжительности сухих периодов (период без осадков) [3] может привести к уменьшению влажности почвы на отдельных временных отрезках. Не до конца ясно, могут ли эти изменения вызвать снижение гетеротрофного дыхания почвы и какова в этом процессе роль продолжительности периодов без осадков.

Потепление за пределами вегетационного сезона приводит к уменьшению продолжительности залегания снежного покрова в экосистемах умеренного пояса [15, 40]. Одновременно с изменением сроков формирования и схода снежного покрова для территории России в среднем наблюдается увеличение его максимальной высоты [14]. На обозначенные тенденции накладывается рост числа оттепелей в морозный период [6], сказывающихся на состоянии и теплоизолирующих свойствах снежного покрова. Позднее формирование устойчивого снежного покрова, как и ухудшение его теплоизолирующих свойств, может приводить к более сильному охлаждению биологически активного верхнего слоя почвы [34]. Изменение температуры почвы, динамики ее промерзания и числа циклов замерзания–оттаивания почвенной влаги серьезным образом повлияют на функционирование экосистем [44, 70]. Вопреки интуитивному пониманию морозного периода как периода покоя, процессы минерализации SOM протекают под снежным покровом даже в

самые суровые морозы. Микробные сообщества адаптируются к стабильной низкой температуре почвы, защищенной снежным покровом от сильного промерзания [61], а их биомасса в зимний период может превышать биомассу микробных сообществ в летний сезон [24, 66]. В отличие от теплого периода, зимой дыхание гетеротрофов формирует практически весь поток CO_2 из почвы [11] и может высвобождать до половины углерода, ассимилированного автотрофами в предшествующий вегетационный сезон [25]. Разный характер промерзания и оттаивания почвы влияет на функционирование микробных сообществ [9, 72] и, по всей видимости, является причиной сильного варьирования зимней эмиссии CO_2 из почвы как внутри сезона, так и на многолетнем масштабе [48]. Эта изменчивость вносит существенный вклад в варьирование доли морозного периода в годовом потоке CO_2 — от единиц процентов до половины суммарного годового потока CO_2 [49, 58]. Поэтому прогнозируемые изменения режима снежного покрова и его влияния на температурный режим почвы будут определять скорость разложения органического вещества в зимний период, оказывая значительное влияние на годовой баланс углерода в сезонно промерзающих почвах.

Оценка углеродного баланса в наземных экосистемах предполагает определение гетеротрофного (микробного) дыхания почвы [46, 50], что в условиях натурных экспериментов является весьма трудоемким процессом. Методы, позволяющие разделить общее дыхание почв на корневую и микробную составляющие, довольно разнообразны, но единого подхода до сих пор не существует [30, 35, 51, 52]. Все они сопряжены с теми или иными нарушениями в экосистеме, трудоемки и зачастую дорогостоящи. Одним из доступных способов определения гетеротрофного дыхания, связанного с разложением SOM, является наблюдение за потоками CO_2 из почвы под черным паром. Кроме того, сравнение дыхания почв на парующих и луговых площадках можно использовать для определения вклада корней растений в общий поток CO_2 из почв как в летний, так и в морозный период [19, 47, 60, 71].

Для получения количественных и качественных оценок влияния будущих изменений климата на параметры углеродного цикла в отдельных экосистемах хорошо себя зарекомендовала постановка имитационных экспериментов [57, 67, 71, 75]. Применение этого подхода позволило выявить значимые факторы и возможные механизмы трансформации углеродного цикла в условиях меняющегося климата. Однако в большинстве случаев имитационные эксперименты проводят в течение одного сезона, редко контролируя изменения погодных и климатических условий в годовом масштабе [64]. Немногочисленные примеры

Таблица 1. Климатическая норма (КН, 1981–2010 гг.) со стандартным отклонением (SD) для региона исследования, среднемесячные значения температуры воздуха и суммы осадков в период проведения эксперимента (данные Станции Фонового Мониторинга (Росгидромет), Приокско-Террасный биосферный заповедник, местечко Данки, Московская область)

Параметр, год	Янв.	Фев.	Мар.	Апр.	Май	Июн.	Июл.	Авг.	Сен.	Окт.	Нояб.	Дек.	Год
Температура воздуха, °С													
КН	–7.3	–7.5	–1.6	6.5	12.5	16.3	18.4	16.7	11.1	5.5	–1.7	–6.0	5.2
SD	3.7	4.3	2.7	2.1	1.9	2.0	1.9	1.5	1.5	1.5	3.0	3.5	1.0
2014	–10.0	–2.6↑	2.4↑	6.7	15.2↑	15.5	19.3	18.6↑	11.9	3.4↓	–2.6	–4.8	6.1
2015	–4.9	–2.7↑	1.8↑	6.1	13.6	17.0	17.9	16.7	13.9↑	4.1	0.0	–0.5↑	6.9↑
2016	–10.7	–0.9↑	–0.2	8.1	13.7	17.1	19.9	19.0↑	11.1	4.5	–2.9	–5.3	6.1
2017	–7.8	–5.1	2.0↑	5.9	10.7	13.9↓	17.2	17.9	12.3	4.5	–0.4	–0.2↑	5.9
Сумма осадков, мм													
КН	45	39	33	38	49	82	86	65	64	64	48	47	659
SD	19	17	17	19	27	41	35	46	35	29	20	24	92
2014	36	23	26	12↓	32	90	18↓	59	25↓	34↓	11↓	53	419↓
2015	40	19↓	15↓	47	99↑	49	83	14↓	43	16↓	47	43	514↓
2016	79↑	56↑	57↑	43	92↑	74	80	134↑	45	21↓	92↑	32	803↑
2017	45	23	42	33	52	103	72	50	16	66	25↓	76↑	603

Примечание. Жирным шрифтом и знаками ↑ и ↓ отмечены среднемесячные температуры воздуха и суммы осадков, отклоняющиеся от КН более, чем на 1 SD.

показывают важность комплексного рассмотрения изменения погодных условий в разные сезоны для правильной оценки экологических процессов [29, 37, 63, 68].

В регионе южного Подмосковья в течение последних двух декад наблюдается одновременное усиление засушливости летнего периода и выраженное потепление зимой с уменьшением глубины и продолжительности залегания снежного покрова [10]. В связи с этим цель исследования состояла в оценке совокупного влияния увеличения продолжительности засушливых периодов летом и изменения глубины снежного покрова зимой на величину HR под чистым паром. Задачи включали: (1) определение внутри- и межгодовой изменчивости HR при имитации засушливых условий летом и изменения глубины снежного покрова — зимой, (2) оценку температурной чувствительности дыхания почвы при имитации различных погодных условий. Ожидается, что увеличение сухих периодов летом и снижение высоты снежного покрова зимой будет приводить к снижению HR, а промерзание почвы будет определять вклад морозного периода в формирование годового потока CO₂ из парующей почвы. Предполагается, что увеличение размаха температуры почвы в результате снижения теплоизолирующей функции снежного покрова будет приводить к увеличению температурной чувствительности гетеротрофного дыхания почвы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Экспериментальный участок расположен на юге Московской области (54°49.854' N, 37°36.306' E) вблизи Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН. Климат региона — умеренно-континентальный. По данным станции фонового мониторинга Росгидромета (Приокско-Террасный биосферный заповедник, местечко Данки, Московская область; 54°54.148' N, 37°33.377' E) среднегодовая температура воздуха за период с 1981 по 2010 гг. составляет 5.2°C (стандартное отклонение, SD = 1.0°C), среднегодовая сумма осадков — 659 мм (SD = 92 мм). Около 2/3 годового количества осадков выпадает в теплый период (табл. 1). Морозный период в регионе исследований обычно продолжается с ноября по март. За начало морозного периода принимался первый день периода с отрицательной максимальной температурой воздуха продолжительностью не менее 5 сут, а конец соответствовал дате устойчивого перехода температуры воздуха через 0°C [7]. Устойчивый снежный покров наблюдается с ноября—декабря по март—апрель. Средняя многолетняя продолжительность его залегания составляет 131 сут (SD = 23 сут) со средним максимумом высоты 53 см (SD = 12 см).

Почва участка — серая среднесуглинистая (Haplic Luvisol (Loamic)) с содержанием физической глины 36.1%. Пространственная вариабельность основных свойств почвы невысокая (число

повторностей, $n = 16$): $pH_{KCl} - 6.1$ ($SD = 0.3$), содержание органического углерода — 14.6 г С/кг почвы ($SD = 1.4$ г С/кг почвы) и общего азота — 1.4 г N/кг почвы ($SD = 0.1$ г N/кг почвы).

С 2011 по 2014 гг. экспериментальный участок находился под сеяным лугом (трехкомпонентная злаковая смесь с добавлением клевера белого). Весной 2014 г. на территории площадью ~ 55 м² было организовано 12 квадратных опытных делянок площадью по ~ 4 м², половина из которых была покрыта луговой растительностью, а на оставшихся поддерживался чистый пар. Луговые и парующие площадки чередовались в шахматном порядке. Между тремя вариантами опыта на глубину 30 см были установлены перегородки из пластика для предотвращения горизонтального перемещения влаги. Таким образом, каждый вариант включал две луговые и две парующие делянки.

Натурный имитационный эксперимент с регулированием количества осадков в летний период и манипулированием высотой снежного покрова в зимний проводили с июня 2014 г. по апрель 2016 г. Схема эксперимента предполагала три варианта с имитацией разных режимов выпадения осадков летом (летняя фаза эксперимента, ЛФЭ) и разной высоты снежного покрова зимой (зимняя фаза эксперимента, ЗФЭ). Для контроля осадков над делянками сооружалась крыша из армированного полиэтилена (с 3 июля по 17 октября 2014 г.) или поликарбоната (с 1 июня по 22 сентября 2015 г.).

В первом варианте летом поддерживались мягкие условия с оптимальной влажностью почвы в верхнем слое 0–6 см (50–60% их полного насыщения влагой; вариант регулярное увлажнение (РУ)) с имитацией стабильного снежного покрова на протяжении всего морозного периода (вариант без промерзания (БП)). Для поддержания необходимой влажности почвы летом полив делянок, эквивалентный 2.5–5 мм осадков, проводили каждые 2–3 сут. Имитацию стабильного снежного покрова проводили с помощью укладки на поверхность почвы трехслойной композиции из нетканого материала и синтепона (общая высота ~ 15 см). Материал раскладывали накануне первых заморозков и удаляли весной, после схода снежного покрова — он залегал с 21 октября 2014 г. по 16 марта 2015 г. (146 сут) и с 11 ноября 2015 г. по 7 апреля 2016 г. (148 сут).

Во втором варианте имитировали усиление засушливости летнего периода. С этой целью было организовано два коротких сухих периода (вариант короткие засухи (КЗ)), во время которых осадки отсутствовали: 32 и 49 сут в 2014 г., 35 и 53 сут в 2015 г. Между двумя сухими периодами проводили интенсивный полив (далее летний полив), эквивалентный 55 мм осадков в течение 5 сут в 2014 г. и 30 мм осадков в течение 7 сут в 2015 г.

После второго сухого периода проводили полив (далее осенний полив), эквивалентный 15 мм осадков в течение 8 сут в 2014 г. и 17.5 мм в течение 6 сут в 2015 г. Зимой в этом варианте сохраняли естественный режим снежного покрова (вариант зимний контроль (ЗК)).

Третий вариант предполагал имитацию экстремальных погодных условий, которые включали имитацию длительного сухого периода летом (вариант длительная засуха (ДЗ)) в совокупности с увеличенной глубиной промерзания почвы зимой (вариант без снега (БС)). Летние осадки отсутствовали 85 сут в 2014 г. и 94 сут в 2015 г. Завершение продолжительного сухого периода совместили с окончанием второго сухого периода в варианте КЗ. Интенсивность осеннего полива была эквивалентна 20 мм осадков в течение 8 сут в 2014 г. и 17.5 мм осадков в течение 6 сут в 2015 г. Для обеспечения глубокого промерзания почвы зимой снежный покров удаляли, как правило, в течение 1–3 сут после снегопада.

ЛФЭ ограничивалась периодом между весенним уравнивающим поливом и окончанием осеннего полива делянок: 1-я ЛФЭ с 01.07.2014 г. по 02.10.2014 г. и 2-я ЛФЭ с 01.06.2015 г. по 08.09.2015 г. ЗФЭ начиналась с укладки синтетического материала в варианте БП и оканчивалась весенним оттаиванием почвы: 1-я ЗФЭ с 21.10.2014 г. по 31.03.2015 г. и 2-я ЗФЭ с 11.11.2015 г. по 07.04.2016 г.

Для оценки возможных эффектов последствий описанных выше манипуляций с количеством поступающих в течение года осадков, наблюдения продолжили в период после окончания эксперимента (май 2016 г.—апрель 2017 г.), когда режим выпадения осадков и высота снежного покрова оставались естественными на всех делянках (уравнивательный период).

В представляемой работе основное внимание сосредоточено на анализе *гетеротрофного дыхания почвы*, которое определяли с поверхности делянок, находящихся под бесменным черным паром. Их поверхность изредка взрыхлялась для разрушения почвенной корки, а появляющиеся растения регулярно выпалывались. Таким образом, отсутствие растений обеспечило, главным образом, изучение отклика микроорганизмов, разлагающих SOM, на изменение летних и зимних погодных условий. Полученные оценки HR не включают ризосферную компоненту и не учитывают влияние растений на температуру и влажность почвы.

Измерение скорости выделения CO₂ из почвы в теплый период проводили динамическим камерным методом с помощью портативного инфракрасного газового анализатора LI-COR 6400XT (LI-COR, США). Камеру прибора (6400-09) устанавливали на цилиндрические пластиковые ос-

нования (высота 5 см, диаметр 11 см), которые были врезаны в почву на глубину 3 см. На каждой площадке устанавливали по два стационарных основания (итого 4 повторности на вариант).

В зимнее время скорость эмиссии CO_2 определяли статическим камерным методом [12]. В качестве камер использовали канализационные ПВХ трубы диаметром 10 см и высотой 45 см, которые врезали в почву на глубину 10 см. На каждой делянке устанавливали по 3 камеры (итого 6 повторностей на вариант). Когда снежный покров полностью накрывал камеры, их высоту увеличивали путем установки дополнительных секций. Камеры закрывали штатными ПВХ заглушками с врезанными резиновыми пробками для отбора газовых проб с помощью медицинских шприцов объемом 20 мл. Газовые пробы отбирали после 5–6 прокачиваний внутрикамерного воздуха через шприц. Отбор трех проб осуществляли через фиксированные промежутки времени (от 12 до 30 мин). Кончик иглы после отбора пробы закрывали резиновой пробкой. Определение концентрации CO_2 в пробах выполняли в тот же день в лаборатории на инфракрасном газовом анализаторе Li-820 (LICOR, США). Скорость HR (мг $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$) рассчитывали по формуле:

$$\text{HR} = \frac{d\text{CO}_2}{dt} \frac{(V_k - V_{\text{сн}}) M}{S \times 100} \frac{P}{R(T + 273.15)}, \quad (1)$$

где $d\text{CO}_2/dt$ – скорость накопления CO_2 в камере, ppm/ч; V_k – объем камеры, см^3 , $V_{\text{сн}}$ – объем снега, см^3 , S – площадь основания камеры, см^2 ; M – молярная масса углерода (12 г/моль), P – давление, кПа; R – универсальная газовая постоянная, $(\text{м}^3 \text{ Па})/(\text{К моль})$; T – температура воздуха, $^\circ\text{C}$. Данные плотности снега взяты из специализированных массивов для климатических исследований для ближайшей метеостанции, Серпухов [1].

Измерение скорости HR проводили в первой половине дня с 9 до 13 ч. В периоды проведения ЛФЭ и ЗФЭ измерения потоков CO_2 проводили в среднем 1–3 раза в неделю, а во время летнего и осеннего поливов, как и в периоды зимних оттепелей, частота измерений увеличивалась до 1–2 раз в день.

Определение гидротермических параметров. Непрерывный мониторинг T_v и T_n проводили с помощью автоматических логгеров (iButton, США). Два логгера крепили на уровне 1.5 м над поверхностью почвы для регистрации T_v . Четыре логгера устанавливали в центре каждой делянки на глубинах 1, 5, 10 и 20 см. Значения T_n автоматически записывались каждые 4 ч. Измерения объемной влажности почв в верхнем 6–см слое почвы проводили во время измерения скорости HR с помощью электронного влагомера (НН-2, ML2 ThetaProbe, Великобритания). В морозный

период также контролировали высоту снежного покрова.

Обработка данных и статистический анализ. Суммарную величину HR (total heterotrophic respiration, THR, г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ сут})$) рассчитывали путем линейной интерполяции измеренных значений между последовательными датами в соответствии с формулой:

$$\text{THR} = \sum_{i=1}^n \frac{\overline{\text{HR}}_i}{t}, \quad (2)$$

где $\overline{\text{HR}}_i$ – средняя скорость гетеротрофного дыхания почвы между двумя последовательными датами (г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ сут})$), t – длительность периода между двумя последовательными датами (сут).

Расчет коэффициента температурной чувствительности Q_{10} для HR осуществляли на основе линейной зависимости логарифма HR от T_n :

$$\ln(\text{HR}) = aT_n + b, \quad (3)$$

$$Q_{10} = e^{10a}, \quad (4)$$

где a и b – эмпирические константы. Величина Q_{10} показывает, во сколько раз увеличивается интенсивность дыхания почвы при увеличении T_n на 10°C . Величину HR при 0°C (HR_0) рассчитывали по формуле (3).

Статистическую обработку проводили с использованием программного обеспечения MS Excel (пакет анализ данных) и стандартных библиотек программной среды вычислений R [62]. Для оценки влияния имитации погодных условий на HR использовали однофакторную ANOVA с повторениями. Апостериорный анализ множественного сравнения средних величин проводили при помощи теста Тьюки.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Погодные условия во время проведения эксперимента характеризовались наличием в отдельные месяцы умеренных ($>1 \text{ SD}$) аномалий среднемесячных температур воздуха и осадков относительно среднеемноголетних значений (табл. 1). Летний гидротермический коэффициент Селянинова (ГТК) в 2014 и 2015 гг. составил 1.0 и 0.9 соответственно. Практически все месяцы морозных периодов 2014–2016 гг. характеризовались положительными аномалиями среднемесячных температур воздуха, которые составляли 1.2 – 5.5°C .

Теплые зимы 2014–2016 гг. сопровождалась регулярными оттепелями (рис. 1б). Под оттепелью мы понимали повышение среднесуточной температуры воздуха до 0°C и выше внутри устойчивого морозного периода [17]. Морозный период 2014/2015 гг. продолжался с 15 ноября 2014 г. по 19 февраля 2015 г. (96 сут) и насчитывал 17 сут с

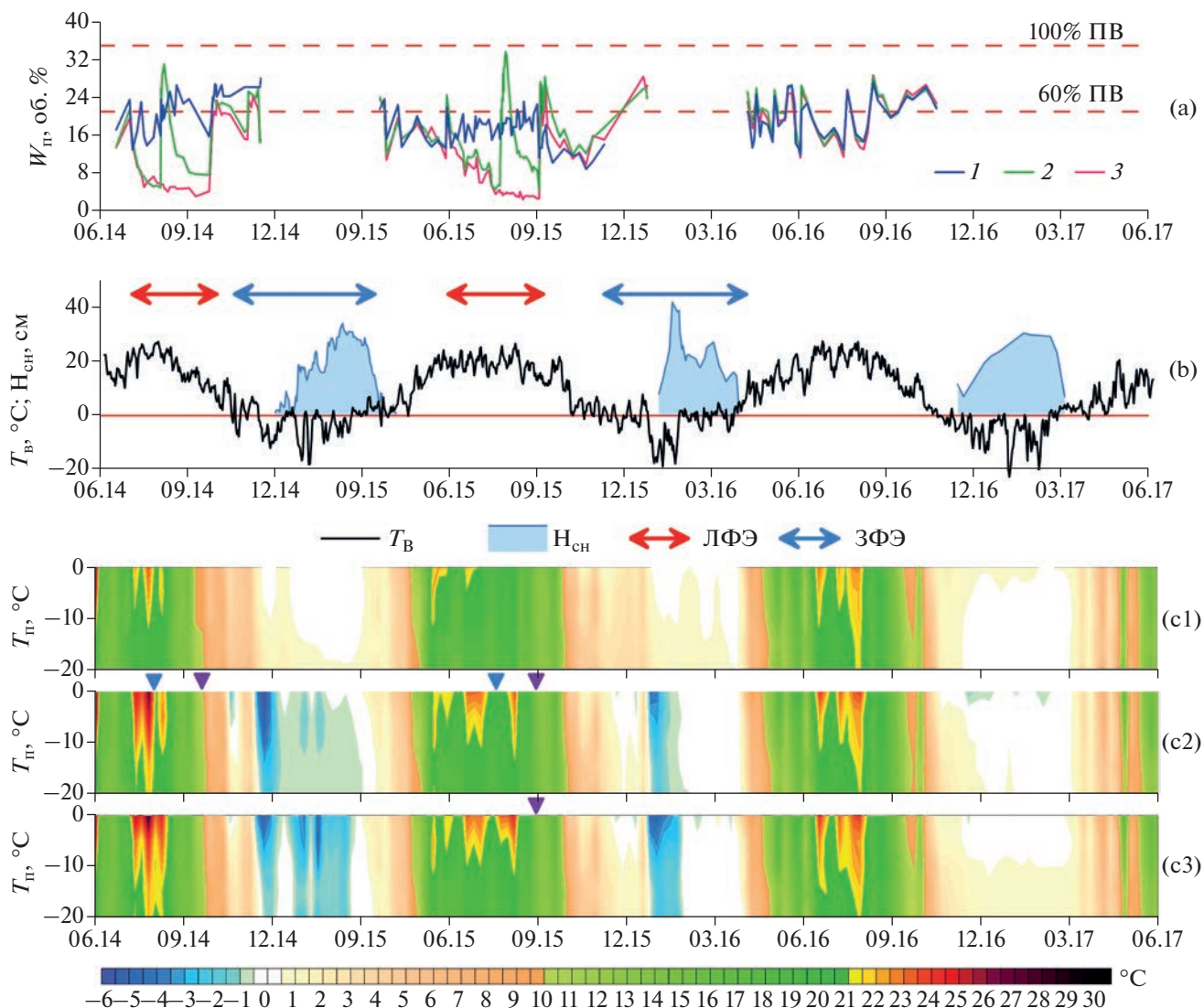


Рис. 1. Динамика показателей в эксперименте: а — влажность почвы ($W_{\text{п}}$) в слое 0–6 см во время имитации сухих периодов в трех вариантах опыта: регулярное увлажнение (1), имитация двух коротких сухих периодов (2) и продолжительного сухого периода (3); пунктиром обозначены уровни $W_{\text{п}}$ относительно полевой влагоемкости (ПВ); б — динамика средней температуры воздуха ($T_{\text{в}}$) и высоты снежного покрова ($H_{\text{сн}}$) в 2014–2017 гг.; цифровая шкала обоих показателей одинаковая; в — термохроноизоплеты среднесуточной температуры почвы ($T_{\text{п}}$) на глубине 0–20 см в трех вариантах опыта: (с1) — регулярный полив летом и стабильный снежный покров зимой, (с2) — два коротких сухих периода летом и естественный снежный покров зимой, (с3) — продолжительный сухой период летом и отсутствие снежного покрова зимой.

оттепелью. Большая их часть (9 сут) наблюдалась с 13 по 23 декабря 2014 г., остальные равномерно распределились в январе 2015 г. Морозный период второго года эксперимента продолжался с 25 ноября 2015 г. по 26 марта 2016 г. (122 сут). Он был теплее, чем в предыдущий и характеризовался большим количеством оттепелей, которые суммарно насчитывали 44 сут. Сильная оттепель наблюдалась с 19 по 26 декабря 2015 г. С 28 января 2016 г. и до окончания морозного периода начался период с чередованием положительных дневных и отрицательных ночных температур воздуха,

который продолжался вплоть до начала активного снеготаяния. В этот период наблюдалось 30 сут с оттепелью.

Во время проведения эксперимента наблюдалось позднее образование снежного покрова, высота и свойства которого были бы достаточны для эффективной изоляции почвы от прямого влияния воздушных температур (рис. 1б). В *первый зимний сезон* снежный покров начал формироваться 2 декабря 2014 г., однако его высота не превышала 10 см, а сам он растаял во время декабрьской оттепели. Повторное образование снежного

покрова началось с обильных снегопадов сразу после окончания оттепели (с 25 декабря 2014 г.). Максимальной высоты снег (34 см) достиг к 10 февраля 2015 г. Январские оттепели приводили к таянию и уплотнению снежного покрова. Активное снеготаяние началось с 5 марта 2015 г. на фоне сильного увеличения дневной температуры воздуха. Полностью снег сошел в первой декаде апреля 2015 г. Во второй зимний сезон снежный покров образовался аномально поздно — 7 января 2016 г. За две недели его высота выросла до максимальной за зиму величины — 42 см. С началом аномально теплого периода высота покрова за 1 нед. (с 28 января по 4 февраля 2016 г.) снизилась в два раза и находилась на уровне 20–27 см до 10 марта. Снежный покров сильно уплотнился и в значительной мере деградировал под действием многочисленных оттепелей. Активное снеготаяние началось после устойчивого перехода температуры воздуха через 0°C. В целом, под воздействием частых оттепелей в снежном покрове наблюдались признаки сильного метаморфизма: структура снега становилась зернистой, в снежном профиле нарастала слоистость, образовывались ледяные прослойки. Талые воды замерзали при контакте с мерзлой почвой и образовывали ледяные блюдца на ее поверхности.

Следующий после окончания эксперимента период наблюдений, который пришелся на 2016–2017 гг., по температурным условиям был близок к климатической норме и характеризовался обильными осадками. Морозный период продолжался с 12 ноября 2016 г. по 17 февраля 2017 г. (97 сут). Образование устойчивого снежного покрова зимой 2016/2017 гг. совпало с началом морозного периода, а максимальная высота достигала 31 см. Его теплоизоляционная функция в значительной степени сохранялась всю зиму, благодаря малому влиянию оттепелей, общая продолжительность которых не превышала 6 сут. Начало снеготаяния совпало с окончанием морозного периода, а полностью снег сошел в первой декаде марта.

Таким образом, период исследований характеризовался погодными условиями, близкими к тем климатическим трендам, которые имеют место в регионе южного Подмосковья, а именно — засушливым летом и теплыми зимами, с повторяющимися оттепелями, циклами замерзания и оттаивания почв.

Влажность почвы. Перед началом летней фазы эксперимента по имитации сухих периодов влажность почвы на всех вариантах опыта варьировала незначительно и составляла 20–24 об. % (рис. 1а). Ограничение поступления осадков приводило к быстрому снижению влажности почвы в слое 0–6 см. В среднем за 2 недели она снижалась на 50%, а за месяц — на 70%. За 3 мес. имитации продолжительного сухого периода влажность почвы

снижалась на 90%. Средняя влажность почвы во время имитации коротких сухих периодов (включая периоды летнего и осеннего поливов) снижалась на 20–38% (табл. 2). Во время длительных сухих периодов средняя влажность почвы снижалась на 55–65%. В периоды летнего и осеннего поливов влажность почвы быстро возрастала и уже через 2–3 сут была примерно на одном уровне с регулярно увлажняемым вариантом. Летний полив был более интенсивным по сравнению с осенним (рис. 1а); максимальная влажность почвы достигала к концу полива 31–34 и 21–23 об. % соответственно.

Температура почвы. Температура почвы на глубине 5 см в летний период, как правило, находилась на уровне 15–25°C. Снижение влажности почвы приводило к увеличению ее температуры независимо от того, было ли это снижение вызвано короткими или длинными сухими периодами (рис. 1с). Средняя температура почвы во всем 20-сантиметровом слое при имитации сухих периодов была на 1.3–1.5°C выше, чем при регулярном поливе. Наибольшие различия в значениях почвенных температур между вариантами опыта наблюдались в жаркие и ясные дни ($T_b > 30^\circ\text{C}$). Прямой солнечный нагрев приводил к увеличению температуры почвы на глубине 1 см в варианте КЗ относительно варианта РУ в среднем на 6–7°C, достигая в отдельные дни 8–9°C. С увеличением глубины отмеченные различия довольно быстро уменьшались, составляя в слое 5 см в среднем 3°C для периодов с высокой температурой воздуха. Летний и осенний полив практически сразу приводили к выравниванию температуры почвы между вариантами. Однако уже через несколько суток после окончания летнего полива, когда поверхность почвы начинала подсыхать, различия между вариантами с поливом и без полива начинали увеличиваться и в течение 14 сут возвращались на прежний уровень. Летом 2016 г., когда имитацию сухих периодов не проводили, температурный режим почвы на всех делянках практически не отличался друг от друга.

Наибольшие различия в температурном режиме почвы разных вариантов наблюдались в морозный период (рис. 1с). В варианте с имитацией стабильного снежного покрова почва не промерзала, а средняя температура почвы на глубинах 1 и 5 см за морозный период находилась на уровне 0.3–0.4°C в 2014/2015 гг. и 0.8–1.2°C в 2015/2016 гг. Среднесуточная температура почвы практически не изменялась, оставаясь стабильной даже в периоды с сильными морозами. Температура почвы в варианте с естественным снежным покровом (контроль) была более подвержена влиянию низких температур воздуха. Позднее образование устойчивого снежного покрова в первые два года привело к сильному охлаждению и промерзанию почвы в начале зимы. Однако после установления

Таблица 2. Средняя влажность почвы в слое 0–6 см для разных временных периодов летней фазы эксперимента (ЛФЭ) по имитации сухих периодов в вариантах с регулярным увлажнением (РУ), короткими сухими периодами (КЗ) и длительным сухим периодом (ДЗ), об. %

Период	РУ	КЗ	ДЗ	РУ/КЗ*	РУ/ДЗ*
1-й год					
Начало ЛФЭ	24	21	20		
1 сухой период	17	9	9	–46%	–47%
Летний полив	21	28	6	+35%	–73%
2 сухой период	23	11	4	–51%	–82%
Осенний полив	24	22	19	–7%	–19%
Вся ЛФЭ	21	13	7	–38%	–65%
2-й год					
Начало ЛФЭ	22	25	23		
1 сухой период	17	12	10	–31%	–42%
Летний полив	17	25	4	+46%	–78%
2 сухой период	19	14	3	–27%	–83%
Осенний полив	15	21	20	+42%	+33%
Вся ЛФЭ	18	14	8	–20%	–55%

* Отличия во влажности почвы в вариантах КЗ и ДЗ относительно варианта РУ (%).

снежного покрова температура почвы перестала обуславливаться динамикой температуры воздуха. Термоизоляционный эффект снежного покрова привел к тому, что, несмотря на сильные морозы в январе 2016 г. температура почвы под нарастающим снежным покровом стала постепенно расти с $-7...-2^{\circ}\text{C}$ (слой 1–20 см) и стабилизировалась на уровне $-1...-0.5^{\circ}\text{C}$ по всему 20-сантиметровому слою. Средняя температура почвы на всех глубинах контрольного варианта была отрицательной и составляла $-1.4...-0.7^{\circ}\text{C}$ в морозный период 2014/2015 гг. и $-0.6...-0.1^{\circ}\text{C}$ в 2015/2016 гг. Удаление снежного покрова привело к усилению связи между температурой почвы и воздуха. Во время сильных морозов почва охлаждалась до $-6...-3^{\circ}\text{C}$ на разных глубинах, а в периоды оттепелей увеличивалась до $-0.5...1.5^{\circ}\text{C}$. В теплые солнечные дни оттепелей почва могла оттаивать на небольшую глубину. Средняя температура почвы на разных глубинах за два первых морозных периода составила $-2.4...-0.7$ и $-1.2...-0.2^{\circ}\text{C}$ соответственно. Из-за инертности почвенных температур ее оттаивание происходило за пределами морозного периода. Под весенним оттаиванием почвы на определенной глубине принимали дату начала устойчивого роста среднесуточной температуры почвы $>0-0.5^{\circ}\text{C}$. Полное оттаивание почвы во всех вариантах, где она промерзала, происходило через месяц после окончания устойчивого морозного периода в 2014/2015 гг. и через 10 сут в 2015–2016 гг. Хотя полное оттаивание почвы в контрольном и бес-снежном вариантах происходило практически одновременно, верхние 10 см почвы в варианте

без снега оттаивали быстрее и динамичнее, опережая контрольный вариант на 2–8 сут, благодаря более интенсивному прогреванию свободной от снега темной поверхности почвы. В период наблюдений 2016/2017 гг. после окончания эксперимента зимний температурный режим почвы был одинаков на всех делянках. Раннее образование устойчивого снежного покрова предотвратило промерзание почвы, средняя температура которой на разных глубинах за морозный период варьировала от -0.4 до 1.0°C . Температурный режим почвы в третий морозный период практически не отличался от такового в варианте с утеплением для предшествующих двух лет.

Динамика гетеротрофного дыхания почвы (HR). Многолетний ход почвенного дыхания в целом отражал смену времен года. Скорость HR за весь период наблюдений, усредненная по вариантам опыта ($n = 4-6$), как правило, не превышала ~ 200 мг C/(м² ч) (рис. 2а). Медианное значение HR в варианте РУ + БП, КЗ + ЗК и ДЗ + БС составило 38, 27 и 19 мг C/(м² ч) соответственно (рис. 2с). Коэффициент вариации в трех перечисленных вариантах составлял 49, 96 и 76%. Суммарные месячные величины HR варьировали от 0.3 до 75 мг C/(м² мес.) в зависимости от варианта опыта и времени года (рис. 2б, 2д).

Особенности динамики HR, характерные для конкретных вариантов, касались, прежде всего, распределения импульсных потоков CO₂ почвы, имеющих вид высоких и непродолжительных пиков, а также динамики выделения CO₂ из почвы в морозный период года. Летние импульсы HR, ве-

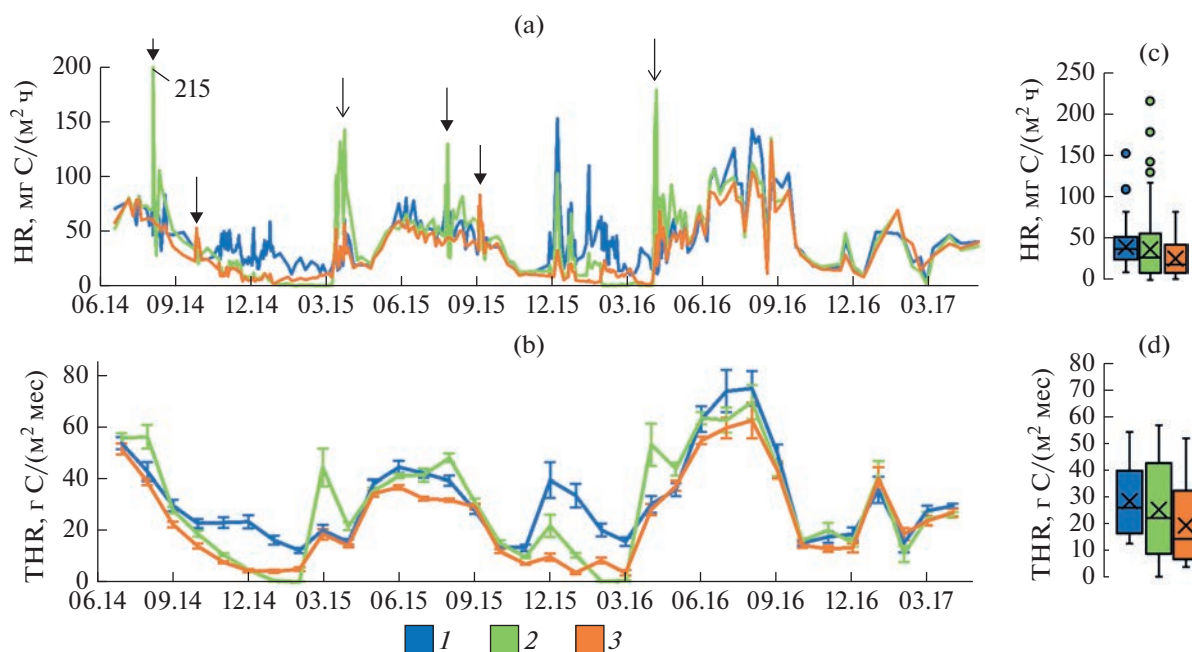


Рис. 2. Динамика скорости гетеротрофного дыхания почвы (HR) (a) и его суммарные месячные величины (THR) (b) в трех вариантах опыта: 1 — регулярное увлажнение почвы летом и отсутствие ее промерзания зимой, 2 — имитация двух сухих периодов летом с естественной высотой снежного покрова зимой, 3 — продолжительный сухой период летом при отсутствии снежного покрова зимой. Планками погрешностей указано стандартное отклонение. Полными стрелками показаны импульсы HR под действием летнего и осеннего поливов после имитации сухих периодов, тонкими стрелками — импульсы выделения CO_2 , связанные с весенним оттаиванием почвы. Диаграммы варьирования скорости HR (c) и THR (d) в период проведения эксперимента (с июля 2014 г. по апрель 2016 г.). Тело ящиков показывает 1 и 3 квартили, усы — 1.5-й межквартильный размах, горизонтальная черта — медиану, крестик — среднее значение.

личной в несколько раз превышающие медианные значения, были характерны для вариантов с имитацией сухих периодов: КЗ и ДЗ. Резкое усиление HR (на 54–211% через несколько часов после внесения первой порции осадков относительно периода до полива) в этих вариантах было вызвано поливом сухих почв (эффект Бирча) (рис. 2a). Отклик HR на полив почвы после второго короткого сухого периода (54–57%) был в 2–4 раза слабее по сравнению с реакцией на полив как после первого короткого (111–211%), так и после продолжительного сухого периода (128–135%). Выраженные пики эмиссии CO_2 из почвы, величина которых могла в несколько раз превышать интенсивность летних величин HR, наблюдались во время весеннего оттаивания почвы (рис. 2a). Наиболее интенсивные потоки CO_2 из почвы, достигающие 150–200 мг C/(м² ч), наблюдались при оттаивании почвы, на поверхности которой ранее находились ледяные блюдца и блокировали газообмен между почвой и атмосферой. Импульсы выделения CO_2 из почвы, наблюдающиеся при ее оттаивании в варианте без снежного покрова, достигали 50–80 мг C м²/ч.

Зимние величины HR во время проведения эксперимента характеризовались наибольшим

варьированием как во времени, так и вдоль градиента высоты снежного покрова. В течение зимы отмечалось наличие кратковременных импульсов выделения CO_2 из почвы разной силы (вплоть до 100–200 мг C/(м² ч)), которые сопровождалось увеличением пространственной изменчивости ($\text{SD} = 40\text{--}90$ мг C/(м² ч)). Вызванное оттепелями таяние снежного покрова приводило к практически полному прекращению выделения CO_2 из почвы в контрольном варианте. При отсутствии снежного покрова оттепели приводили к оттаиванию поверхности замерзшей почвы и усилению HR.

Суммарное гетеротрофное дыхание почвы (THR).

Имитация коротких сухих периодов увеличила THR за летнюю фазу эксперимента в среднем на 8% ($n = 8$, $p = 0.38$) относительно варианта с регулярным поливом делянок (табл. 3, рис. 3a). Значения THR за зимнюю фазу эксперимента (с включением периода весеннего оттаивания почвы) под естественным снежным покровом были в среднем на 45% ниже ($n = 12$, $p = 0.001$), чем в варианте с имитацией стабильного снежного покрова, где почва не промерзала (рис. 3c). Удаление снежного покрова приводило к снижению THR на 65% по сравнению с вариантом без промерзания

Таблица 3. Суммарное гетеротрофное дыхание почвы (THR) за летнюю фазу эксперимента (ЛФЭ), зимнюю фазу эксперимента (ЗФЭ), в период после окончания эксперимента (ПЭП) и за отдельные календарные периоды эксперимента в трех вариантах опыта: регулярное увлажнение почвы летом и отсутствие ее промерзания зимой (РУ + БП), имитация двух сухих периодов летом с естественной высотой снежного покрова зимой (КЗ + ЗК), продолжительный сухой период летом при отсутствии снежного покрова зимой (ДЗ + БС). В качестве меры неопределенности указаны доверительные интервалы, 95%

Период		Суммарное гетеротрофное дыхание почвы (г С/м ²) в вариантах опыта		
		РУ + БП	КЗ + ЗК	ДЗ + БС
1-я ЛФЭ	01.07.2014–02.10.2014 (94 сут)	124 ± 29	136 ± 12	110 ± 6
1-я ЗФЭ	22.10.2014–31.03.2015 (166 сут)	102 ± 33	64 ± 21	43 ± 12
в том числе*	13.03.2015–31.03.2015 (19 сут)	15 ± 5	41 ± 17	14 ± 3
морозный период	Ноябрь 2014 г.–март 2015 г.	96	61	41
зимний период	Декабрь 2014 г.–февраль 2015 г.	52	6	14
1 год	Июль 2014 г.–июнь 2015 г.	344	319	253
2-я ЛФЭ	01.06.2015–09.09.2015 (100 сут)	128 ± 18	137 ± 10	108 ± 4
2-я ЗФЭ	11.11.2015–07.04.2016 (149 сут)	124 ± 44	55 ± 13	34 ± 12
в том числе*	03.04.2016–05.04.2016 (3 сут)	4 ± 2	11 ± 7	2 ± 1
морозный период	Ноябрь 2015 г.–март 2016 г.	123	44	33
зимний период	Декабрь 2015 г.–февраль 2016 г.	94	33	22
2 год	Июнь 2015 г.–май 2016 г.	357	318	242
ПЭП (лето)	01.06.2016–30.09.2016 (122 сут)	254 ± 40	231 ± 26	212 ± 16
ПЭП (зима)	01.11.2016–31.03.2017 (151 сут)	113 ± 41	112 ± 31	108 ± 24
Морозный период	Ноябрь 2016 г.–март 2017 г.	116	113	110
Зимний период	Декабрь 2016 г.–февраль 2017 г.	70	68	73
3 год	Май 2015 г.–апрель 2016 г.	459	440	409

* Период весеннего оттаивания почвы.

почвы ($n = 12$, $p < 0.001$) и на 36% ($n = 12$, $p = 0.22$) – по сравнению с контрольным вариантом. Отдельно стоит отметить вклад весеннего оттаивания почвы в формирование THR за зимнюю фазу эксперимента. Периоды весеннего оттаивания почвы в 2015 и 2016 гг. составляли 12 и 2% продолжительности зимней фазы эксперимента соответственно, но при этом формировали весьма существенную долю THR: от 7 до 64% (табл. 3).

В пост-экспериментальный уравнильный период наблюдалась тенденция к снижению THR за летне–раннеосенний период в ряду от имитации мягких условий к экстремальным (рис. 3b), однако различия имели слабую статистическую значимость (ANOVA, $n = 4$, $p = 0.19$). В зимний уравнильный период потоки в трех вариантах опыта не различались (рис. 3d).

Годовые величины THR варьировали от 253 до 459 г С/м². Хотя имитация коротких сухих периодов летом стимулировала HR, из-за зимнего промерзания почвы в данном варианте годовые величины THR здесь были на 7–11% ниже, чем при имитации мягких погодных условий. Имитация

экстремальных погодных явлений приводила к снижению годовых значений THR на 26–32%.

Доли морозного (ноябрь–март) и зимнего (декабрь–февраль) периодов в годовой величине THR зависели от условий промерзания почвы. Если почва не промерзала, вклад морозного периода составлял 25–34%, а зимнего – 15–26%. В результате промерзания почвы вклады этих периодов снижались до 14–19 и 2–10% соответственно.

Имитация засушливых периодов летом и разной высоты снежного покрова зимой в течение 2 лет привела к изменению траекторий кумулятивных кривых HR за трехлетний период наблюдений (рис. 4). Имитация коротких сухих периодов летом не привела к сильному расхождению кумулятивных линий относительно варианта с мягкими погодными условиями и даже несколько скомпенсировала ту разницу, которая накопилась в зимний период. Итоговая разница между двумя вариантами за три года наблюдений составила 100 г С/м². В свою очередь, имитация продолжительного сухого периода летом в совокупности с отсутствующим снежным покровом зи-

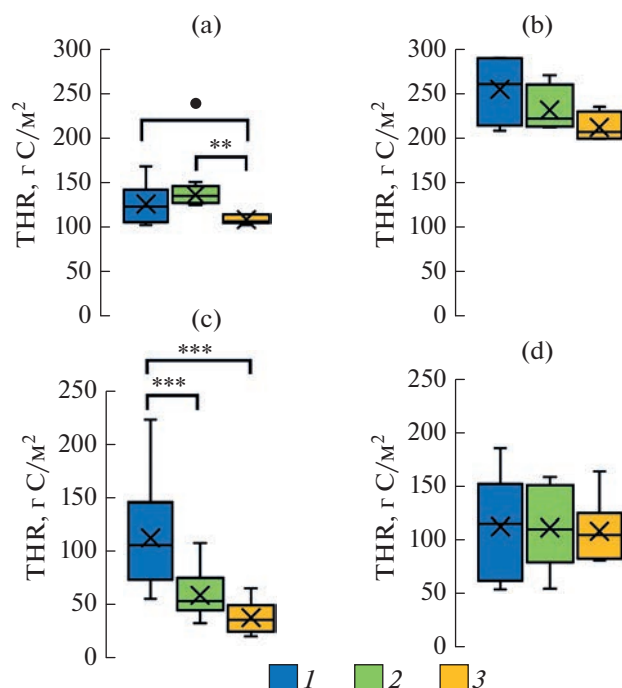


Рис. 3. Суммарные величины гетеротрофного дыхания почвы (THR) за: а – летние фазы эксперимента 2014–2015 гг. с – зимние фазы эксперимента 2014/2015–2015/2016 гг. б – за июнь–сентябрь 2016 г. д – ноябрь–апрель уравнильных 2016/2017 гг. в трех вариантах опыта: регулярное увлажнение почвы летом и отсутствие ее промерзания зимой (1), имитация двух сухих периодов летом с естественной высотой снежного покрова зимой (2), продолжительный сухой период летом при отсутствии снежного покрова зимой (3). Условными знаками отмечены различия между вариантами опыта на уровне значимости: ● – 0.1, * – 0.05, *** – 0.001.

мой приводили к более сильному расхождению кумулятивных кривых относительно варианта с мягкими условиями – разница достигла к концу наблюдений 270 г С/м². Наибольшая скорость расхождения кумулятивных кривых наблюдалась зимой, что подчеркивает важность влияния зимнего климата на эмиссионную составляющую цикла углерода.

Коэффициент температурной чувствительности гетеротрофного дыхания почвы Q_{10} рассчитывали, используя суммарные месячные величины HR и усредненную температуру почвы на глубине 1–10 см (рис. 5а, 5б). Величина Q_{10} в разные годы эксперимента увеличивалась от 1.44–1.68 в варианте с имитацией мягких погодных условий до 2.38–2.6 – в варианте с имитацией экстремальных погодных условий. При этом величина Q_{10} в большей степени зависела от условий зимнего температурного режима почвы, который определялся высотой и стабильностью снежного покрова (рис. 5с). Полученные экспоненциальные зависимости показывают, что суммарное месячное дыхание почвы

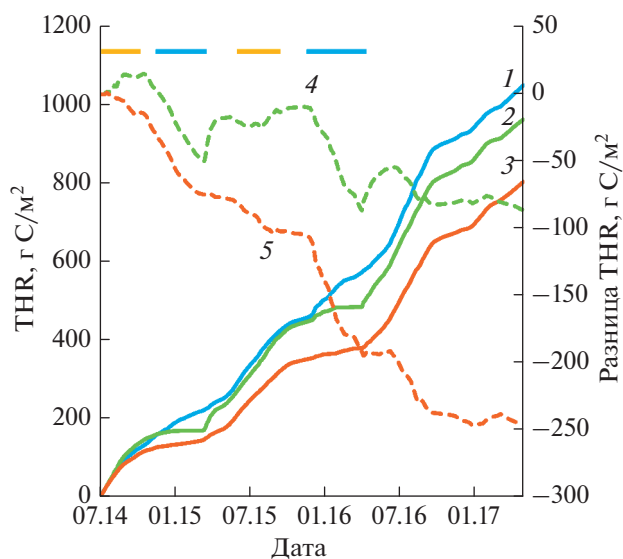


Рис. 4. Кумулятивные кривые гетеротрофного дыхания почвы (THR) в трех вариантах опыта: регулярное увлажнение почвы летом и отсутствие ее промерзания зимой (РУ + БП; 1), имитация двух сухих периодов летом с естественной высотой снежного покрова зимой (КЗ + ЗК; 2), продолжительный сухой период летом при отсутствии снежного покрова зимой (ДЗ + БС; 3); величина накопленных отклонений суммарного потока CO_2 из почвы в вариантах КЗ + ЗК (4) и ДЗ + БС (5) относительно варианта РУ + БП. Оранжевыми отрезками показаны периоды имитации сухих периодов, голубыми – разной высоты снежного покрова.

при 0°C (HR_0), в зависимости от высоты снежного покрова, изменяется от 7 до 22 г С/(м² мес). Величины HR_0 были тесно линейно связаны со средней зимней температурой почвы (рис. 5д).

ОБСУЖДЕНИЕ

Усиление засухливости климата и дыхание почв. Погодные условия двух лет эксперимента отражали те изменения климата, которые в последние десятилетия наблюдаются на территории южного Подмосковья [10]. Значения ГТК вошли в 15% наиболее низких с 1981 по 2010 гг., что обеспечило благоприятный фон для проведения имитационного эксперимента по регулированию количества осадков в летний период.

Рост продолжительности сухих и влажных периодов [3] в сочетании с увеличением доли конвективных осадков [28] могут оказать серьезное влияние на экосистемы, прежде всего, через изменение почвенной влажности. Модельные оценки реакции почвенного дыхания на изменение климата приводят как к небольшому усилению стока углерода в наземные экосистемы, так и к его сильным потерям [33], а неопределенность выполненных прогнозов связана с реакцией дыха-

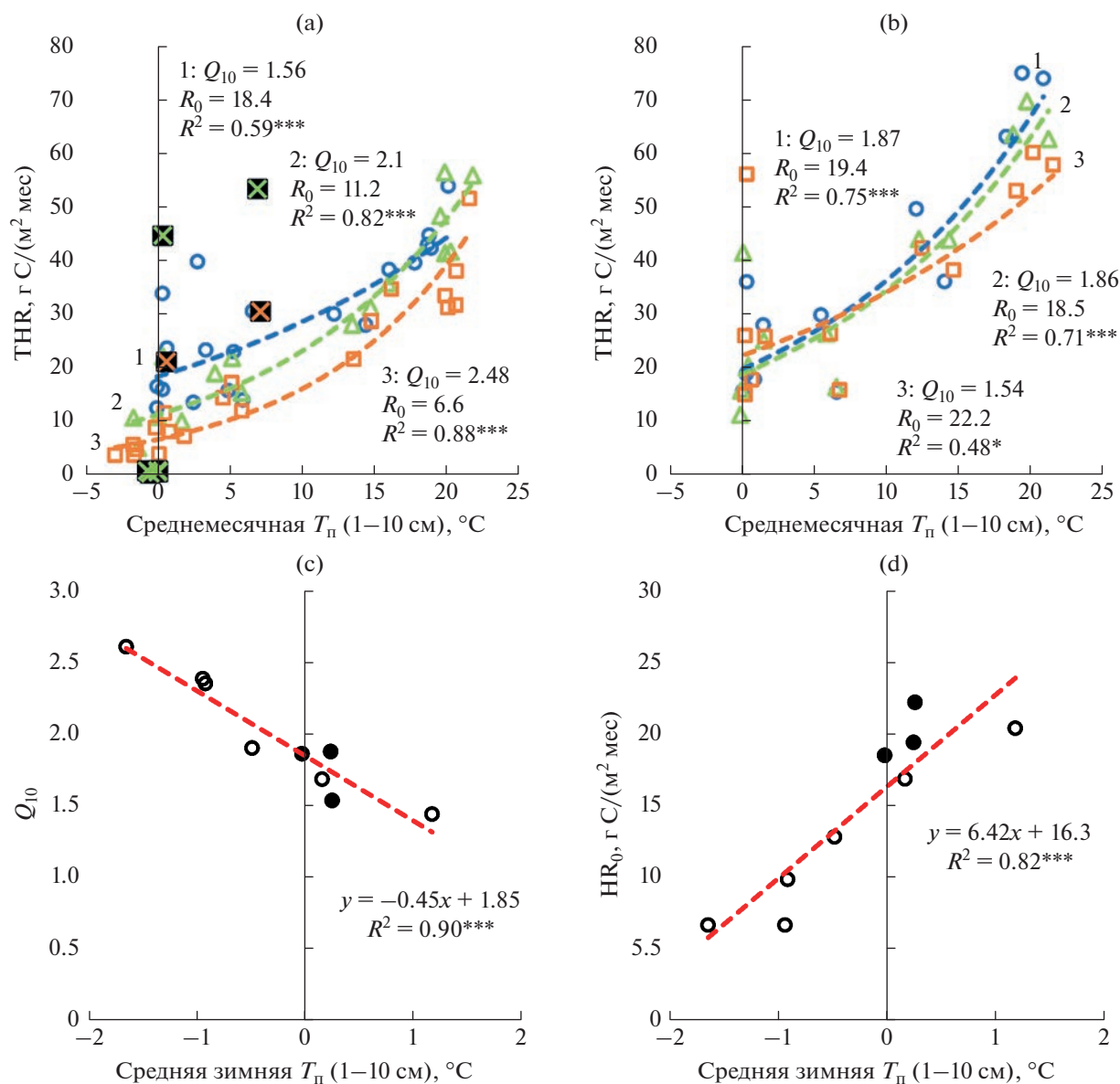


Рис. 5. Зависимость суммарных месячных величин гетеротрофного дыхания почвы (THR) от среднемесячной температуры почвы (T_p) усредненной по глубине 1–10 см в период эксперимента (объединенная выборка 2014–2016 гг.; (а) и после его окончания (2016–2017 гг.; (б) в трех вариантах опыта: регулярное увлажнение почвы летом и отсутствие ее промерзания зимой (1), имитация двух сухих периодов летом с естественной высотой снежного покрова зимой (2), продолжительный сухой период летом при отсутствии снежного покрова зимой (3); зависимость полученных коэффициентов температурной чувствительности Q_{10} (с) и HR при среднемесячной температуре 0°C – HR_0 (д) за разные годы в трех вариантах от средней зимней (декабрь–февраль) T_p . Черными кружками отмечены Q_{10} и HR_0 в уравни- тельный год.

ния почвы на изменение влажности почвы. Результаты многолетнего мониторинга почвенного дыхания показывают тенденцию к ослаблению выделения CO_2 на фоне увеличения среднегодовой температуры воздуха и уменьшения количества осадков в летний период [49]. Имеются свидетельства, что засухи в лесах умеренного пояса могут ослаблять разложение старого органического вещества почвы и приводить как минимум

к временному усилению стока углерода за счет меньшей минерализации подстилки [23]. При этом стоит помнить, что сокращение первичной продукции экосистемы в ответ на более сухие условия может резко усиливаться и превзойти ослабление почвенного потока CO_2 в случае возникновения серьезных засух и, как следствие – приводить к потерям углерода в рассматриваемой экосистеме [39].

Увеличение температуры почвы на фоне снижения влажности [18, 59] может привести к усилению минерализации органического вещества почвы в том случае, если количество почвенной влаги не падает ниже критического уровня. Вероятно, что этот механизм приводил к положительному отклику гетеротрофного дыхания почвы на имитацию коротких сухих периодов, что было выявлено в нашем эксперименте. Средняя температура почвы в верхнем 20-сантиметровом слое при имитации сухих периодов была примерно на 1.5°C выше, чем при регулярном увлажнении. Если принять коэффициент Q_{10} , равный 2.1 (аналогичный полученному для рассматриваемого варианта), то обозначенное увеличение температуры должно было бы привести к увеличению дыхания почвы на 11%, что примерно соответствует наблюдаемому в варианте с двумя короткими сухими периодами усилению эмиссии CO_2 из почвы (7–11%). В реальности разница температурного режима почвы между влажным и засушливым летом может быть еще сильнее из-за комплексного влияния облачности, эвапотранспирации, продуктивности экосистем и пр. [54, 55]. В варианте с продолжительным сухим периодом потери почвенной влаги, вероятно, были достаточными для ослабления гетеротрофного дыхания почвы. Увеличение температуры почвы, как и дыхательный импульс, после полива не компенсировали эффект продолжительного иссушения почвы, что наблюдалось в других экспериментах [56, 59].

Повышенная скорость выделения CO_2 из почвы после увлажнения сухих почв, известная в литературе как эффект Бирча [5, 20, 21], хорошо выделялась в виде непродолжительных всплесков HR, однако в масштабе летнего сезона влияние периодов увлажнения с повышенными величинами HR было несущественным. Менее выраженная величина эффекта Бирча после второго короткого сухого периода, вероятно, связана с меньшей степенью иссушения почвы. Ранее показано, что игнорирование эффекта Бирча на луговых делянках приводило к недооценке экосистемного дыхания в масштабах летнего сезона на 3–6% [18]. Это может быть связано с более сильным иссушением почвы под луговым ценозом за счет транспирации влаги растениями в сравнении с черным паром. С другой стороны, почва под лугом включала свежее органическое вещество, растительные остатки и сообщества ризосферных микроорганизмов, что также могло повлиять на более выраженный дыхательный импульс. В регионах с засушливым климатом или в периоды засух эффект Бирча может в значительной степени влиять на углеродный баланс экосистемы [5, 41]. Однако в регионах с малой продолжительностью сухих периодов роль дыхательных всплесков в формировании потока CO_2 из почв

незначительна [4]. Обсуждаемые ранее тренды увеличения продолжительности сухих периодов потенциально могут способствовать увеличению роли эффекта Бирча для тех территорий, где ранее он не являлся существенным.

Влияние зимнего потепления на дыхание почвы.

Снижение продолжительности залегания снежного покрова на территории северной Евразии [40], увеличение числа зимних оттепелей [13] и количества жидких осадков в морозный период приводят к снижению теплоизолирующей функции снежного покрова, что ведет к изменению зимнего климата почвы. Гипотеза о “холодных почвах в более теплом мире” первоначально была сформулирована на основе экспериментов по имитации более позднего формирования снежного покрова [36]. И хотя разными коллективами были обнаружены противоречивые тенденции изменений температурного режима почвы в ответ на зимнее потепление [16, 26, 38, 45, 69, 74], как минимум в некоторых экосистемах данная гипотеза подтверждалась для верхних, самых биологически активных горизонтов почвы [34]. Результаты проведенных исследований показывают, что зимний климат почвы играет определяющую роль в формировании высокой изменчивости вклада морозного и зимнего периодов в годовые потоки CO_2 из почвы, которая фиксируется в ряде натурных наблюдений [8, 48, 58]. При этом сильное варьирование суммарной зимней эмиссии CO_2 из почвы наблюдалось и без поступления свежего органического вещества в виде растительных остатков и экссудатов, недостаток которых является одним из лимитирующих факторов зимнего потока CO_2 из почвы [25].

Промерзание почвы является фактором, сильно ограничивающим доступность питательных веществ для почвенных микроорганизмов [32], оттаивание почв, наоборот, высвобождает легкодоступные элементы питания [42]. Однако короткие импульсы выделения CO_2 из почвы во время оттепелей в зимний период, наблюдавшиеся в эксперименте, связаны не только с резкой активизацией микробных сообществ [9], но и с физическими причинами. Ранее отмечалось резкое увеличение потока CO_2 в атмосферу, обусловленное высвобождением накопленного в почвенном профиле CO_2 [2, 27, 53]. В данном исследовании за короткий период весеннего оттаивания почвы формировалось 7–64% суммарного гетеротрофного дыхания почвы за 5 мес. морозного периода. Наличие столь весомых импульсов выделения CO_2 из почвы указывает на необходимость увеличения частоты измерений зимней эмиссии CO_2 или разработки иных подходов к оценке импульсных составляющих выделения CO_2 , например, на базе проведения сопутствующих изменений концентрации CO_2 в почвенном профиле. Выражен-

ная короткопериодная вариативность зимних потоков CO_2 из почвы, связанная, по всей видимости, с физическими причинами, и практически неизменная температура почвы делают крайне затруднительной оценку температурной чувствительности дыхания микробных сообществ в зимний период, которая, согласно ряду работ, имеет весьма высокие величины [61, 65]. Без получения надежных оценок температурного коэффициента зимнего дыхания почвы и понимания механизмов его изменчивости, оценки зимних потоков CO_2 из почв будут оставаться весьма консервативными.

Совокупное влияние изменения летних и зимних погодных условий. Увеличение продолжительности сухих периодов привело к разному отклику почвенных микроорганизмов на недостаток осадков: от усиления гетеротрофного дыхания почвы за теплый период (апрель–октябрь) на 10–40 г $\text{C}/\text{м}^2$ при имитации коротких сухих периодов до его ослабления на 26–35 г $\text{C}/\text{м}^2$ в результате удлинения периода без осадков. На многолетнем масштабе эти эффекты могут компенсировать друг друга в связи с естественной изменчивостью погодных условий. С другой стороны, отсутствие промерзания почвы зимой приводило к увеличению почвенного гетеротрофного дыхания в морозный период (ноябрь–март) — на 35–90 г $\text{C}/\text{м}^2$ в зависимости от глубины промерзания на сравниваемых участках черного пара. Отсюда неодинаковые тенденции зимнего климата почвы, наблюдаемые в разных регионах, могут привести к усилению варьирования вклада холодного периода в формировании годового дыхания почвы. Это может усилить неопределенность оценок годового потока CO_2 из почвы при использовании неизменных коэффициентов пересчета в тех случаях, где фактические измерения дыхания почвы за пределами периода вегетации отсутствуют. Результаты показывают, что средняя зимняя температура почвы может служить предиктором для корректировки как значений температурного коэффициента Q_{10} , так и коэффициента HR_0 , которые необходимы для расчета динамики HR на основе имеющихся температурных рядов. Оценка температурной чувствительности почвенного дыхания, и особенно его гетеротрофной составляющей для изменяющихся погодных условий, крайне важна для понимания траекторий изменения углеродного баланса в наземных экосистемах под влиянием текущих климатических трендов. Развитие работ по изучению влияния экстремальных погодных условий на дыхание почв может быть расширено за счет проведения экспериментов на почвах с разным качеством органического вещества и разной текстурой, которые в значительной степени влияют на формирование гетеротрофного потока CO_2 из почв и его водный режим.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Увеличение температуры воздуха в сочетании с изменением характера выпадения осадков может серьезным образом изменить климат почвы, от которого зависит деструкционное звено углеродного цикла в наземных экосистемах. Как показали результаты проведенного эксперимента, увеличение продолжительности сухих периодов неоднозначно влияет на интенсивность гетеротрофного дыхания почвы и может быть причиной как его усиления, так и ослабления. Направленность и величина этого влияния предположительно зависят от соотношения между увеличением биологической активности почвы в результате роста температуры и снижением доступности субстрата в результате уменьшения влажности. Считаем, что критическая продолжительность сухого периода, после которого начинается снижение интенсивности почвенного дыхания, будет отличаться для разных почв и экосистем, что связано как с влагоудерживающей способностью почвы, так и уровнем потребления воды растительными сообществами.

Сокращение продолжительности снежного покрова, изменение его свойств в ответ на потепление зим вызывают перемены в температурном режиме почвы, что может существенным образом отразиться на динамике ее промерзания. Изменение высоты снежного покрова повлияло на годовое гетеротрофное дыхание почвы сильнее, чем усиление летней засухливости. Это свидетельствует о том, что зимний период является критически важным для формирования общего экосистемного обмена в контексте изменения климата.

Показано, что морозный сезон в представленных климатических условиях может составлять существенную (до 35%) долю годового гетеротрофного потока CO_2 из почвы. Отсутствие видимых потоков CO_2 с поверхности почвы в зимний период не всегда означает отсутствие его продукции в почве. При невозможности высвобождения CO_2 из почвы в результате закрытия пор льдом, углекислый газ скапливался и распределялся в почвенном профиле, выходя наружу после оттаивания почв в виде непродолжительных интенсивных потоков. Этот разрыв между продукцией и выходом CO_2 является не только причиной недооценки или переоценки суммарного зимнего потока CO_2 при недостаточном числе измерений, но и препятствует адекватной оценке температурной чувствительности почвы, по данным полевых наблюдений. Как вариант решения этой проблемы предлагаем ориентироваться на интегральные показатели в зимний период: суммарные потоки CO_2 и среднюю зимнюю температуру почвы.

Увеличение коэффициента температурной чувствительности Q_{10} гетеротрофного дыхания

почвы в результате усиления экстремальности погодных условий, имитация которых проводилась в настоящем эксперименте, было связано, в первую очередь, с изменением зимнего климата почвы. Варьирование гетеротрофного дыхания почвы при 0°C, как и величина коэффициента Q_{10} , были тесно связаны со средней зимней температурой почвы. Это показывает, что разложение органического вещества почвы на многолетнем масштабе связано в числе прочих причин с условиями зимнего промерзания почв.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы признательны сотрудникам Станции фоновых мониторинга (Данки, Серпуховский район, Московская область), предоставившим данные метеорологических наблюдений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Экспериментальные работы выполнены в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 122040500037-6) при частичной финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (проект 075-15-2021-610) и Правительства Тюменской области (проект Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра № 89-ДОН (1)). Анализ данных и подготовка рукописи проводилось в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 122111000095-8).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Веселов В.М., Прибыльская И.Р., Мирзеабасов О.А. Специализированные массивы для климатических исследований. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2022
2. Гончарова О.Ю., Семенюк О.В., Матышак Г.В., Бобрик А.А. Сезонная динамика продукции CO₂ почвами дендрария ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова // Вестник Моск. ун-та. 2016. № 2. С. 3–10
3. Золина О.Г., Булыгина О.Н. Современная Климатическая Изменчивость Характеристик Экстремальных Осадков В России // Фундаментальная и прикладная климатология. 2016. Т. 1. С. 84–103. <https://doi.org/10.21513/2410-8758-2016-1-84-103>
4. Карелин Д.В., Горячкин С.В., Кудиков А.В., Лопес де Гереню В.О., Луни В.Н., Долгих А.В., Люри Д.И. Изменение запасов углерода и эмиссии CO₂ в ходе постагроенной сукцессии растительности на серых почвах в европейской части России // Почвоведение. 2017. № 5. С. 580–594. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17050070>
5. Карелин Д.В., Замолотчиков Д.Г., Исаев А.С. Малоизвестные импульсные составляющие почвенной эмиссии диоксида углерода в таежных лесах // Доклады Академии наук. 2017. Т. 475. № 4. С. 473–476. <https://doi.org/10.7868/s0869565217220248>
6. Коршунова Н.Н., Булыгина О.Н., Разуваев В.Н., Давлетшин С.Г. Оценки экстремальности температурного режима и режима осадков для территории РФ и ее регионов // Тр. Всерос. НИИ гидрометеорологической информации – мирового центра данных. 2018. № 183. С. 20–30
7. Коршунова Н.Н., Давлетшин С.Г. Климатические характеристики оттепелей на территории России // Тр. Всерос. НИИ гидрометеорологической информации – мирового центра данных. 2019. № 184. С. 24–32
8. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Хорошаев Д.А., Мякшина Т.Н., Сапронов Д.В., Жмури В.А., Кудеяров В.Н. Анализ многолетней динамики дыхания почв в лесном и луговом ценозах Приокско-террасного биосферного заповедника в свете современных климатических трендов // Почвоведение. 2020. № 10. С. 1220–1236. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20100111>
9. Курганова И.Н., Тине Р. Влияние процессов промерзания–оттаивания на дыхательную активность почв // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1095–1105.
10. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Аблеева В.А., Быховец С.С. Климат южного Подмосковья: современные тренды и оценка аномальности // Фундаментальная и прикладная климатология. 2017. Т. 4. С. 66–82. <https://doi.org/10.21513/2410-8758-2017-4-66-82>
11. Ларионова А.А., Евдокимов И.В., Курганова И.Н., Сапронов Д.В., Кузнецова Л.Г., Лопес де Гереню В.О. Дыхание корней и его вклад в эмиссию CO₂ из почвы // Почвоведение. 2003. № 2. С. 183–194
12. Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Замолотчиков Д.Г., Кудеяров В.Н. Методы количественной оценки потоков диоксида углерода из почв // Методы исследований органического вещества почв. М., 2005. С. 408–425
13. Мирвис В.М., Гусева И.П. Изменения в режиме оттепелей на территории России // Тр. главной геофизической обсерватории им. А.И. Войтехова. 2007. № 556. С. 101–115
14. Росгидромет. Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2021 год. М., 2022. 104 с.
15. Росгидромет. Третий оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации / Под ред. Катцова В.М. СПб.: Научные технологии, 2022. 676 с.
16. Сосновский А.В., Осокин Н.И. Влияние оттепелей на снежный покров и промерзание грунта при современных изменениях климата // Лед и снег. 2019. Т. 59. № 4. С. 475–482. <https://doi.org/10.15356/2076-6734-2019-4-433>
17. Хайруллин Х.Ш. Оттепели на территории СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1969. 87 с.

18. *Хорошаев Д.А.* Влияние экстремальных погодных явлений на потоки CO_2 из почв под луговой растительностью и чистым паром в имитационном эксперименте. Дис. ... канд. биол. наук. М., 2021. 200 с.
19. *Akinremi O.O., McGinn S.M., McLean H.D.J.* Effects of soil temperature and moisture on soil respiration in barley and fallow plots // *Can. J. Soil Sci.* 1999. V. 79. P. 5–13.
<https://doi.org/10.4141/s98-023>
20. *Barnard R.L., Blazewicz S.J., Firestone M.K.* Rewetting of soil: revisiting the origin of soil CO_2 emissions // *Soil Biol. Biochem.* 2020. V. 147. P. 107819.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107819>
21. *Birch H.F.* The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability // *Plant Soil.* 1958. V. 10. P. 9–31.
<https://doi.org/10.1007/BF01343734>
22. *Bond–Lamberty B., Bailey V.L., Chen M., Gough C.M., Vargas R.* Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades // *Nature.* Nature Publishing Group. 2018. V. 560. P. 80–83.
<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0358-x>
23. *Borken W., Savage K., Davidson E.A., Trumbore S.E.* Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil // *Glob. Change Biol.* 2006. V. 12. P. 177–193.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001058.x>
24. *Brooks P.D., Grogan P., Templer P.H., Groffman P., Öquist M.G., Schimel J.* Carbon and Nitrogen Cycling in Snow–Covered Environments // *Geogr. Compass.* 2011. V. 5. P. 682–699.
<https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2011.00420.x>
25. *Brooks P.D., McKnight D., Elder K.* Carbon limitation of soil respiration under winter snowpacks: potential feedbacks between growing season and winter carbon fluxes // *Glob. Change Biol.* 2005. V. 11. P. 231–238.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00877.x>
26. *Campbell J.L., Ollinger S.V., Flerchinger G.N., Wicklein H., Hayhoe K., Bailey A.S.* Past and projected future changes in snowpack and soil frost at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA // *Hydrol. Process.* 2010. V. 24. P. 2465–2480.
<https://doi.org/10.1002/hyp.7666>
27. *Chantigny M.H., Rochette P., Angers D.A., Goyer C., Brin L.D., Bertrand N.* Nongrowing season N_2O and CO_2 emissions – Temporal dynamics and influence of soil texture and fall–applied manure // *Can. J. Soil Sci.* NRC Research Press, 2017. V. 97. P. 452–464.
<https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0110>
28. *Chernokulsky A., Kozlov F., Zolina O., Bulygina O., Mokhov I.I., Semenov V.A.* Observed changes in convective and stratiform precipitation in Northern Eurasia over the last five decades // *Environ. Res. Lett.* IOP Publishing, 2019. V. 14. P. 045001.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aafb82>
29. *Chimner R.A., Welker J.M., Morgan J., LeCain D., Reeder J.* Experimental manipulations of winter snow and summer rain influence ecosystem carbon cycling in a mixed–grass prairie, Wyoming, USA // *Ecohydrology.* 2010. V. 3. P. 284–293.
<https://doi.org/10.1002/eco.106>
30. *Chin M.–Y., Lau S.Y.L., Midot F., Jee M.S., Lo M.L., Sangok F., Melling L.* Root exclusion method for separating soil respiration components: Review and methodological considerations // *Pedosphere.* 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2023.01.015>
31. *De Frenne P., Zellweger F., Rodríguez–Sánchez F., Scheffers B.R., Hylander K., Luoto M., Vellend M., Verheyen K., Lenoir J.* Global buffering of temperatures under forest canopies // *Nat. Ecol. Evol.* 2019. V. 3. P. 744–749.
<https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>
32. *Du E., Zhou Z., Li P., Jiang L., Hu X., Fang J.* Winter soil respiration during soil–freezing process in a boreal forest in Northeast China // *J. Plant Ecol.* 2013. V. 6. P. 349–357.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtt012>
33. *Falloon P., Jones C.D., Ades M., Paul K.* Direct soil moisture controls of future global soil carbon changes: An important source of uncertainty // *Glob. Biogeochem. Cycles.* 2011. V. 25.
<https://doi.org/10.1029/2010GB003938>
34. *Halim M.A., Thomas S.C.* A proxy–year analysis shows reduced soil temperatures with climate warming in boreal forest // *Sci. Rep.* 2018. V. 8. P. 16859.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-35213-w>
35. *Hanson P.J., Edwards N.T., Garten C.T., Andrews J.A.* Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations // *Biogeochemistry.* 2000. V. 48. P. 115–146.
<https://doi.org/10.1023/a:1006244819642>
36. *Hardy J.P., Groffman P.M., Fitzhugh R.D., Henry K.S., Welman A.T., Demers J.D., Fahey T.J., Driscoll C.T., Tierney G.L., Nolan S.* Snow depth manipulation and its influence on soil frost and water dynamics in a northern hardwood forest // *Biogeochemistry.* 2001. V. 56. P. 151–174.
<https://doi.org/10.1023/a:1013036803050>
37. *Harrison J.L., Sanders–DeMott R., Reinmann A.B., Soresen P.O., Phillips N.G., Templer P.H.* Growing–season warming and winter soil freeze/thaw cycles increase transpiration in a northern hardwood forest // *Ecology.* 2020. V. 101. P. e03173.
<https://doi.org/10.1002/ecy.3173>
38. *Henry H.A.L.* Climate change and soil freezing dynamics: historical trends and projected changes // *Clim. Change.* 2008. V. 87. P. 421–434.
<https://doi.org/10.1007/s10584-007-9322-8>
39. *Hoover D.L., Knapp A.K., Smith M.D.* The immediate and prolonged effects of climate extremes on soil respiration in a mesic grassland: Soil Respiration and Climate Extremes // *J. Geophys. Res. Biogeosciences.* 2016. V. 121. P. 1034–1044.
<https://doi.org/10.1002/2015jg003256>
40. IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2021. 3949 p.
41. *Jarvis P., Rey A., Petsikos C., Wingate L., Rayment M., Pereira J., Banza J., David J., Miglietta F., Borghetti M., Manca G., Valentini R.* Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon di-

- oxide emission: the “Birch effect” // *Tree Physiol.* Oxford Academic, 2007. V. 27. P. 929–940.
<https://doi.org/10.1093/treephys/27.7.929>
42. Kim D.G., Vargas R., Bond-Lamberty B., Turetsky M.R. Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research // *Biogeosciences*. 2012. V. 9. P. 2459–2483.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-2459-2012>
 43. Knorr W., Prentice I.C., House J.I., Holland E.A. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming // *Nature*. 2005. V. 433. P. 298–301.
<https://doi.org/10.1038/nature03226>
 44. Kreyling J. The Ecological Importance of Winter in Temperate, Boreal, and Arctic Ecosystems in Times of Climate Change // *Progress in Botany* Vol. 81 / Ed. Cánovas F.M. et al. Cham: Springer International Publishing, 2020. P. 377–399.
https://doi.org/10.1007/124_2019_35
 45. Kreyling J., Henry H. Vanishing winters in Germany: soil frost dynamics and snow cover trends, and ecological implications // *Clim. Res.* 2011. V. 46. P. 269–276.
<https://doi.org/10.3354/cr00996>
 46. Kudryarov V.N., Kurganova I.N. Respiration of Russian Soils: Database Analysis, Long-Term Monitoring, and General Estimates // *Eurasian Soil Sci.* 2005. V. 38. P. 983–992
 47. Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Khoroshaev D., Blagodatskaya E. Effect of snowpack pattern on cold-season CO₂ efflux from soils under temperate continental climate // *Geoderma*. 2017. V. 304. P. 28–39.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.009>
 48. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Myakshina T.N., Sapronov D.V., Khoroshaev D.A., Zhmurin V.A. The Temporal Variability of Respiration of a Soddy-Podzolic Soil in Forest and Meadow Coenoses of the South-Taiga Zone // *Mosc. Univ. Soil Sci. Bulletin*. 2022. V. 77. P. 74–82.
<https://doi.org/10.3103/S0147687422020041>
 49. Kurganova I.N., Lopes de Gerenyu V.O., Khoroshaev D.A., Myakshina T.N., Sapronov D.V., Zhmurin V.A., Kudryarov V.N. Analysis of the long-term soil respiration dynamics in the forest and meadow coenoses of the Prioksko-terrasny biosphere reserve in the perspective of current climate trends // *Eurasian Soil Sci.* 2020. V. 53. P. 1421–1436.
<https://doi.org/10.1134/s1064229320100117>
 50. Kurganova I.N., Kudryarov V.N., Lopes de Gerenyu V.O. Updated estimate of carbon balance on Russian territory // *Tellus B Chem. Phys. Meteorol.* 2010. V. 62. P. 497–505.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00467.x>
 51. Kuzyakov Y. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38. P. 425–448.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020>
 52. Kuzyakov Y., Larionova A.A. Root and rhizomicrobial respiration: A review of approaches to estimate respiration by autotrophic and heterotrophic organisms in soil // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2005. V. 168. P. 503–520.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200421703>
 53. Lange S.F., Allaire S.E., Cuellar Castillo M.A., Dutilleul P. N₂O and CO₂ dynamics in a pasture soil across the frozen period // *Can. J. Soil Sci.* 2017. V. 97. P. 497–511.
<https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0054>
 54. Lehnert M. Factors affecting soil temperature as limits of spatial interpretation and simulation of soil temperature // *Acta Univ. Palacki. Olomuc. Geogr.* 2014. V. 45. P. 5–21
 55. Leuzinger S., Fatichi S., Cusens J., Körner C., Niklaus P. The “island effect” in terrestrial global change experiments: a problem with no solution? // *AoB PLANTS*. 2015. V. 7.
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plv092>
 56. Li J.-T., Wang J.-J., Zeng D.-H., Zhao S.-Y., Huang W.-L., Sun X.-K., Hu Y.-L. The influence of drought intensity on soil respiration during and after multiple drying–rewetting cycles // *Soil Biol. Biochem.* 2018. V. 127. P. 82–89.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.018>
 57. Li W., Wu J., Bai E., Jin C., Wang A., Yuan F., Guan D. Response of terrestrial carbon dynamics to snow cover change: A meta-analysis of experimental manipulation(II) // *Soil Biol. Biochem.* 2016. V. 103. P. 388–393.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.09.017>
 58. Liptzin D., Helmig D., Schmidt S.K., Seok B., Williams M.W. Winter gas exchange between the atmosphere and snow-covered soils on Niwot Ridge, Colorado, USA // *Plant Ecol. Divers.* 2015. V. 8. P. 677–688.
<https://doi.org/10.1080/17550874.2015.1065925>
 59. Liu Y., Li J., Jin Y., Zhang Y., Sha L., Grace J., Song Q., Zhou W., Chen A., Li P., Zhang S. The influence of drought strength on soil respiration in a woody savanna ecosystem, southwest China // *Plant Soil*. 2018. V. 428. P. 321–333.
<https://doi.org/10.1007/s11104-018-3678-6>
 60. Lopes de Gerenyu V.O., Kurganova I.N., Khoroshaev D.A. The effect of contrasting moistening regimes on CO₂ emission from the gray forest soil under a grass vegetation and bare fallow // *Eurasian Soil Sci.* 2018. V. 51. P. 1200–1213.
<https://doi.org/10.1134/s1064229318100034>
 61. Monson R.K., Lipson D.L., Burns S.P., Turnipseed A.A., Delany A.C., Williams M.W., Schmidt S.K. Winter forest soil respiration controlled by climate and microbial community composition // *Nature*. 2006. V. 439. P. 711–714.
<https://doi.org/10.1038/nature04555>
 62. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2021
 63. Sanders-DeMott R., Sorensen P.O., Reinmann A.B., Templer P.H. Growing season warming and winter freeze–thaw cycles reduce root nitrogen uptake capacity and increase soil solution nitrogen in a northern forest ecosystem // *Biogeochemistry*. 2018. V. 137. P. 337–349.
<https://doi.org/10.1007/s10533-018-0422-5>
 64. Sanders-DeMott R., Templer P.H. What about winter? Integrating the missing season into climate change experiments in seasonally snow covered ecosystems // *Methods Ecol. Evol.* 2017. V. 8. P. 1183–1191.
<https://doi.org/10.1111/2041-210x.12780>
 65. Schmidt S.K., Wilson K.L., Monson R.K., Lipson D.A. Exponential growth of “snow molds” at sub-zero tem-

- peratures: an explanation for high beneath-snow respiration rates and Q10 values // *Biogeochemistry*. 2009. V. 95. P. 13–21.
<https://doi.org/10.1007/s10533-008-9247-y>
66. Schmidt S.K., Lipson D.A. Microbial growth under the snow: Implications for nutrient and allelochemical availability in temperate soils // *Plant Soil*. 2004. V. 259. P. 1–7.
<https://doi.org/10.1023/b:plso.0000020933.32473.7e>
 67. Song J., Wan S., Piao S., Knapp A.K., Classen A.T., Vicca S., Ciais P. et al. A meta-analysis of 1,119 manipulative experiments on terrestrial carbon-cycling responses to global change // *Nat. Ecol. Evol.* 2019. V. 3. P. 1309–1320.
<https://doi.org/10.1038/s41559-019-0958-3>
 68. Templer P.H., Reinmann A.B., Sanders-DeMott R., Sorensen P.O., Juice S.M., Bowles F., Sofen L.E. et al. Climate change across seasons experiment (CCASE): a new method for simulating future climate in seasonally snow-covered ecosystems // *PLOS ONE* / Ed. Rixen C. 2017. V. 12. P. e0171928.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171928>
 69. Venäläinen A., Tuomenvirta H., Heikinheimo M., Kellomäki S., Peltola H., Strandman H., Väisänen H. Impact of climate change on soil frost under snow cover in a forested landscape // *Clim. Res.* 2001. V. 17. P. 63–72.
<https://doi.org/10.3354/cr017063>
 70. Williams C.M., Henry H.A.L., Sinclair B.J. Cold truths: how winter drives responses of terrestrial organisms to climate change // *Biol. Rev.* 2015. V. 90. P. 214–235.
<https://doi.org/10.1111/brv.12105>
 71. Wipf S., Rixen C. A review of snow manipulation experiments in Arctic and alpine tundra ecosystems // *Polar Res.* 2010. V. 29. P. 95–109.
<https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2010.00153.x>
 72. Xu X. Effect of freeze-thaw disturbance on soil C and N dynamics and GHG fluxes of East Asia forests: review and future perspectives // *Soil Sci. Plant Nutr.* 2022. V. 68. P. 15–26.
<https://doi.org/10.1080/00380768.2021.2003164>
 73. Zhang H., Wang E., Zhou D., Luo Z., Zhang Z. Rising soil temperature in China and its potential ecological impact // *Sci. Rep.* 2016. V. 6. P. 35530.
<https://doi.org/10.1038/srep35530>
 74. Zhang T. Influence of the seasonal snow cover on the ground thermal regime: An overview // *Rev. Geophys.* 2005. V. 43. P. RG4002.
<https://doi.org/10.1029/2004rg000157>
 75. Zhou L., Zhou X., Shao J., Nie Y., He Y., Jiang L., Wu Z., Hosseini Bai S. Interactive effects of global change factors on soil respiration and its components: a meta-analysis // *Glob. Change Biol.* 2016. V. 22. P. 3157–3169.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13253>

Estimation of Heterotrophic Soil Respiration Response to the Summer Precipitation Regime and Different Depths of Snow Cover in a Temperate Continental Climate

D. A. Khoroshaev^{1,*}, I. N. Kurganova^{1,2}, and V. O. Lopes de Gerenyu¹

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

²*University of Tyumen, Tyumen, 625003 Russia*

*e-mail: d.khoroshaev@pbcras.ru

Regime of precipitation and temperature conditions are key factors that regulate the rate of decomposition of soil organic matter in terrestrial ecosystems. The aim of this work was to assess the effect of the duration of dry periods in summer and different depths of snow cover in winter on heterotrophic soil respiration. The studies were carried out as part of a 2-year field manipulation experiment organized on gray soil (Haplic Luvisol) in the temperate continental climate conditions (southern Moscow region). Three variants were organized: (1) simulation of mild weather with uniform watering of the soil in summer and the absence of freezing in winter, (2) simulating two summer dry periods lasting 1–2 months with natural winter snow cover, (3) simulation of extreme weather with one long (~3 months) dry period in summer and complete removal of snow cover in winter. Heterotrophic soil respiration was measured by the closed chamber method on bare fallow during 2 years of continuous experiment and 1 more year after its completion. Medians of heterotrophic soil respiration for the entire period of the experiment in the three above-mentioned variants of the experiment were 38, 27 and 19 mg C/(m² h), respectively. Two short dry periods led to an increase in heterotrophic soil respiration by 7–10%, which is associated both with the drying and rewetting cycles of the soil and with an increase in the average summer temperature of a 20-cm soil profile by 1.5°C. The prolonged dry period caused a decrease in heterotrophic soil respiration by 12–16% as a result of low soil moisture. Soil freezing led to a strong decrease in winter CO₂ emission from soil, which reached 34–55% in the control variant and 57–72% when the snow cover was removed. The frost period (November–March) contributed from 25–34% without of soil freezing to 14–19% when its presence to the annual CO₂ flux. We conclude that the change in the winter temperature regime of the soil due to manipulations with the snow depth led to a more significant change in the annual heterotrophic soil respiration than the lack of precipitations in the summer season.

Keywords: soil CO₂ emissions, droughts, thaws, soil temperatures, soil freezing, bare fallow, extreme weather events, Haplic Luvisol

ИЗМЕНЕНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВ ПОСЛЕ ПОЖАРОВ В СОСНОВЫХ И БЕРЕЗОВЫХ ЛЕСАХ ЦЕНТРАЛЬНЫХ РАЙОНОВ ЗАБАЙКАЛЬСКОГО КРАЯ

© 2023 г. А. В. Богородская^а, *, Е. А. Кукавская^а, О. П. Каленская^б, Л. В. Буряк^{а, б, с}

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

^бСибирский государственный университет науки и технологий им. М.Ф. Решетнева,
пр. Мира, 82, Красноярск, 660049 Россия

^сФилиал ФБУ ВНИИЛМ “Центр лесной пирологии”,
ул. Крупской, 42, Красноярск, 660062 Россия

* e-mail: anbog@ksc.krasn.ru

Поступила в редакцию 14.02.2023 г.

После доработки 19.06.2023 г.

Принята к публикации 25.06.2023 г.

Исследованы микробиологические и некоторые физико-химические свойства дерново-подбуров иллювиально-железистых (Entic Rustic Podzols) сосновых и серогумусовых типичных легкосуглинистых почв (Umbrisols) производных березовых лесов центральных районов Забайкальского края. После пожаров в сосновых насаждениях в дерново-подбуров отчается уменьшение содержания суммы обменных оснований, валового азота, подвижных соединений калия и фосфора, увеличение соотношения С : N; для березняков характерно увеличение названных показателей и сужение соотношения С : N в профиле серогумусовых типичных почв. Содержание гумуса в верхнем почвенном горизонте снижается только на свежей гари в сосняке после высокоинтенсивного пожара, тогда как на других участках оно увеличилось. Уменьшение кислотности почв отмечено на всех пройденных пожарами участках. Высокоинтенсивные пожары приводят к достоверному снижению содержания микробной биомассы и увеличению базального дыхания, а также к изменению структуры экологотрофических групп микроорганизмов в профиле почв до глубины 10 см минерального горизонта. Низкоинтенсивные пожары затрагивают в основном подстилку. Коэффициент $q\text{CO}_2$ увеличивался в 2–5 раз после пожаров в подстилке и в 1.5–2 раза в гумусовом горизонте только после высокоинтенсивных пожаров. На свежих гаях в сосняках значительно сокращались запасы микробной биомассы и микробная продукция CO_2 до глубины 10 см минеральной части почвенных профилей. На остепненном участке, сформировавшемся после воздействия пожаров в сосняке, и в березняке после пожара высокой интенсивности в гумусовом горизонте запасы углерода микробной биомассы сокращались на 15–20%, а микробная продукция CO_2 увеличивалась на 10–20%. Рассматриваемая послепожарная трансформация структурно-функциональных параметров микробноценоза почв и снижение на 20–40% суммарных запасов углерода микробной биомассы на всех участках предопределяют длительный период восстановления почв после пожаров в светлохвойных и лиственных насаждениях центральных районов Забайкальского края.

Ключевые слова: Entic Rustic Podzols, Umbrisols, лесные пожары, микробная биомасса, базальное дыхание, $q\text{CO}_2$

DOI: 10.31857/S0032180X23600245, **EDN:** YIJSXP

ВВЕДЕНИЕ

Лесные экосистемы Забайкальского края характеризуются одним из самых высоких показателей горимости на территории России. Согласно данным дистанционного зондирования, за период с 1996 по 2015 гг. ежегодная площадь лесных пожаров в регионе варьировала от 0.04 до 5.6 млн га. При этом наибольшая горимость наблюдается в центральных и южных районах края [49]. Отмече-

но, что древостои Забайкалья подвергаются регулярному воздействию пожаров [19]. В последнее время для лесных земель Забайкальского края характерны повторные пожары с периодичностью ниже полного цикла развития коренных фитоценозов, что приводит к трансформации лесных экосистем в нелесные [40, 49].

Географическое положение Забайкальского края, суровые климатические условия, горный

рельеф с выраженной поясностью и разнообразие растительности определяют многообразие почв, которые характеризуются различной мощностью, степенью развития, плодородием. Многими исследователями отмечается, что пирогенный фактор является ключевым в современной динамике лесов и почв региона [9, 19, 22, 37].

Интерес к изучению послепожарной трансформации микробоценозов почв определяется их главенствующей ролью в циклах биогенных элементов и продукционно-деструкционном звене почвенного органического вещества [36, 42, 51]. Непосредственное воздействие пожара на почвенную биоту связано с пиковыми температурами, развивающимися при горении, их продолжительностью, а также со свойствами почвы и содержанием в ней воды [42, 52]. Косвенные эффекты пожара часто превосходят прямые. Пожар изменяет такие свойства почв, как кислотность, количество и качество органического вещества, доступность питательных веществ и удержание влаги, которые определяют скорость восстановления микробных популяций [42, 51, 53]. Влияние пожаров на почвенные микроорганизмы сохраняется в течение десятилетий, а интенсивность пожара является основным предиктором длительных нарушений в микробном сообществе почв [43, 45, 46, 54].

Ранее исследовалось влияние пожаров на агрохимические свойства почв и микробоценозов в зависимости от характеристик пожара и давности пирогенного воздействия в насаждениях европейской части России [12, 15, 18, 20, 25, 26, 30, 35], Средней Сибири [5, 6, 8, 16, 27, 31, 50], Дальнего Востока [17, 22, 37]. Для территории Забайкалья имеются немногочисленные данные по микробиологической активности почв степных и луговых фитоценозов [10, 24]. Комплексные исследования изменений свойств почв и микробоценозов после пожаров разной интенсивности в лесах Забайкальского края ранее не проводились.

Цель работы — оценка влияния пожаров разной интенсивности на микробиологические и некоторые физико-химические свойства почв сосновых и березовых лесов центральных районов Забайкальского края.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Почвенно-микробиологические исследования проводили в сосновых и березовых насаждениях в Читинском и Карымском районах Забайкальского края. В исследованных районах доминируют горные морфоструктуры. Климат — резко континентальный, среднегодовая температура составляет $-0.5...-6^{\circ}\text{C}$. Среднегодовое количество осадков варьирует от 250–300 мм в лесостепной зоне до 500–700 мм на хребтах [13]. Для реги-

она характерно малое количество снега зимой, раннее снеготаяние весной и жаркое лето [14]. Вследствие этого складывается высокая пожарная опасность по погодным условиям, особенно в первую половину пожароопасных сезонов [9].

В ходе полевых исследований в 2016 г. было заложено 6 пробных площадей (ПП) в сосновых ($51^{\circ}54' \text{ N}$, $113^{\circ}18' \text{ E}$) и производных березовых ($51^{\circ}16' \text{ N}$, $113^{\circ}41' \text{ E}$) насаждениях, пройденных пожарами различной интенсивности и находящихся на различных стадиях послепожарной сукцессии, а также в контрольных к ним длительно не горевших насаждениях (табл. 1). Исследуемые насаждения до пирогенного воздействия представлены чистыми сосновыми (*Pinus sylvestris* L., ПП 1–4) и березовыми (*Betula pubescens* Ehrh., ПП 5–6) высокополнотными древостоями III класса бонитета (рис. 1). Пройденные пожарами участки расположены в одинаковых контрольных лесорастительных условиях, а древостои изначально имели схожие лесоводственно-таксационные характеристики.

Сосновые насаждения представлены чистыми группово-разновозрастными древостоями, включающими 2 поколения. Возраст старшего поколения древостоев составил 100–120 лет, средний диаметр — 26 см, средняя высота — 24 м. Возраст младшего элемента леса 30–40 лет, средний диаметр — 13 см, средняя высота — 14 м. Березовые насаждения — спелые одновозрастные (60–70 лет), средний диаметр — 24 см, средняя высота — 20 м. В сосняках изучены контрольное не горевшее насаждение (ПП 1) и насаждение, пройденное 3 года назад низовым пожаром от слабой до средней силы с сохранением древесного яруса (ПП 2), а также насаждение, пройденное 1 год назад верховым сильным пожаром с полной гибелью деревьев (ПП 3). Обследована разнотравно-вейниковая гарь, в настоящее время представляющая собой остепненный участок лесных земель (ПП 4). Данная гарь образовалась после воздействия верхового пожара на сосновый древостой 16 лет назад. Погибший древостой на гари был вырублен, а вырубленный участок гари два раза (8 и 3 года назад до проведения исследований) был пройден повторными сильными низовыми пожарами. В производных березняках, сформировавшихся на месте коренных сосновых насаждений, исследовано контрольное длительно не горевшее насаждение (ПП 5) и насаждение, пройденное 1 год назад сильным низовым пожаром с полной гибелью древостоя (ПП 6). Описание пробных площадей проводили с использованием общепринятых в практике лесоведения, лесной таксации, геоботаники и пирологии методик [3, 23, 33].

Не горевшее сосновое насаждение (ПП 1) представлено рододендроновым типом леса, пройденное низовым пожаром 3 года назад сос-

Таблица 1. Лесоводственно-таксационное описание насаждений и характеристика пожаров на пробных площадях

№ пробной площади	ВНУМ* – местоположение, экспозиция и крутизна склона	Характеристика пожара		Характеристика насаждения				мощность напочвенного покрова (опад и подстилка), см	
		период после пожара, лет	вид, сила	тип леса или категория участка	полнота	проективное покрытие и преобладающие виды живого напочвенного покрова			
ПП 1, контроль	694 м, ровное	–	–	Сосняки					
				Сосняк рододендроновый	0.8	55% – <i>Iris uniflora</i> , <i>Lathyrus humilis</i> , <i>Pulsatilla orientali-sibirica</i> , <i>Carex</i> sp., <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Trifolium lupinaster</i> , <i>Agrimonia pilosa</i> , <i>Astragalus adsurgens</i> , <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>Potentilla fragarioides</i> , <i>Equisetum sylvaticum</i> , <i>Fragaria orientalis</i>			
				Сосняк мертвопокровный	0.6	15% – <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>Astragalus adsurgens</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Iris uniflora</i> 10% – <i>Dicranum</i> sp.			
				Гарь мертвопокров- ная	0	5% – <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>Iris uniflora</i> , <i>Trifolium lupinaster</i>			
ПП 2	723 м, ЮЗ 10°	3	Низовой, от сла- бой до средней	Сосняк мертвопокровный	0.6	80% – <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>A. integrifolia</i> , <i>A. commutata</i> , <i>Pulsatilla orientali-sibirica</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Trifolium lupinaster</i> , <i>Astragalus adsurgens</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i> , <i>Polygonatum odoratum</i> , <i>Oxytropis grandiflora</i> , <i>Dendranthema zawadskii</i>			0.1
ПП 3	735 м, ровное	1	Верховой, сильный	Гарь мертвопокров- ная	0	5% – <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>Iris uniflora</i> , <i>Trifolium lupinaster</i>			0.2
ПП 4	712 м, СВ 12°	16 8 3	Верховой, сильный Низовой, сильный Низовой, сильный	Гарь разнотравно- вейниковая, остеп- ненный участок	0	80% – <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Artemisia tanacetifolia</i> , <i>A. integrifolia</i> , <i>A. commutata</i> , <i>Pulsatilla orientali-sibirica</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Trifolium lupinaster</i> , <i>Astragalus adsurgens</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i> , <i>Polygonatum odoratum</i> , <i>Oxytropis grandiflora</i> , <i>Dendranthema zawadskii</i>			0.1
ПП 5, контроль	717 м, С 3°	–	–	Березняки					10.5
				Березняк разно- травно-вейниковый	0.8	40% – <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Equisetum sylvaticum</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i> , <i>Pyrola rotundifolia</i> , <i>Adenophora tricuspidata</i> , <i>Rubus saxatilis</i> , <i>Lathyrus humilis</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Filipendula ulmaria</i>			
ПП 6	757 м, ровное	1	Низовой, сильный	Гарь разнотравно- вейниковая	0	100% – <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Galium boreale</i> , <i>Chamaenerion angustifolium</i> , <i>Thalictrum minus</i> , <i>Astragalus adsurgens</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Vicia sepium</i> , <i>Aquilegia sibirica</i> , <i>Veronica longifolia</i> , <i>Geranium sibiricum</i>			0.2

* Высота над уровнем моря.



Рис. 1. Исследуемые участки лесных земель в сосновых (а–д) и березовых (е–ф) насаждениях: ПП 1 (а), ПП 2 (б), ПП 3 (с), ПП 4 (д), ПП 5 (е), ПП 6 (ф).

новое насаждение (ПП 2) и свежая гарь, пройденная верховым сильным пожаром 1 год назад, (ПП 3) – мертвопокровным, а остепненный участок вырубленной и неоднократно горевшей гари (ПП 4) – разнотравно-вейниковым типом. В не горевшем насаждении (ПП 1) подлесок средней густоты представлен рододендром даурским

(*Rhododendron dauricum*). Степень проективного покрытия живым напочвенным покровом составляет 50–60%. В составе травяного покрова преобладает разнотравье, в котором встречаются осока (*Carex* sp.), полынь пижмолистная (*Artemisia tanacetifolia*) и хвощ лесной (*Equisetum sylvaticum*). В насаждении, пройденном огнем (ПП 2),

подлесок редкий, он представлен рододендронам даурским. Степень проективного покрытия травяным покровом составляет 10–20%, в его составе встречаются астрагал приподнимающийся (*Astragalus adsurgens*), кровохлебка лекарственная (*Sanguisorba officinalis*), касатик одноцветковый (*Iris uniflora*), на сильно горевших участках напочвенного покрова отмечается разрастание послепожарного мха – дикранума (*Dicranum* sp.). На свежей гари, пройденной верховым пожаром 1 год назад, (ПП 3) травяной покров только начал отрастать и его проективное покрытие не превышало 5%.

На остепненном участке (ПП 4) отмечается разрастание трав, степень их проективного покрытия составляет более 80%, а в составе преобладает (до 50%) вейник наземный (*Calamagrostis epigeios*), значительна доля иван-чая узколистного (*Chamaenerion angustifolium*), встречаются несколько видов полыней (*Artemisia* sp.), дендрантема Завадского (*Dendranthema zawadskii*), клевер люпинолистный (*Trifolium lupinaster*).

Длительно не горевшее березовое насаждение (ПП 5) и участок гари (ПП 6) представлены разнотравно-вейниковым типом леса и гари. В подлеске встречаются спирея средняя (*Spiraea media*), береза кустарниковая (*Betula fruticosa*), ива Бебба (*Salix bebbiana*), курильский чай (*Dasiphora fruticosa*). Степень проективного покрытия живого напочвенного покрова в насаждении (ПП 5) составляет от 30 до 50%, в его составе преобладает вейник наземный. Также на участке распространены другие представители разнотравья: хвощ лесной, грушанка круглолистная (*Pyrola rotundifolia*), лабазник вязолистный (*Filipendula ulmaria*). Под пологом березового насаждения доминирует 1.2 тыс. шт./га подрост сосны (9С1Б). Данное обстоятельство и присутствие угля в почвенном горизонте указывают, что березняк сформировался на гари, образовавшейся после высокоинтенсивного пожара в сосновом насаждении. На гари (ПП 6) степень проективного покрытия травяного покрова достигает 100%, травяной покров двухъярусный, а в его составе отмечаются иван-чай узколистный, горошек заборный (*Vicia sepium*), встречаются вероника длиннолистная (*Veronica longifolia*), водосбор сибирский (*Aquilegia sibirica*) и другие виды разнотравья.

На пробных площадях в 2016 г. закладывали почвенные разрезы для определения генетической принадлежности почв и отбирали репрезентативные почвенные образцы по генетическим горизонтам для проведения агрохимического [11] и микробиологического [29] анализов. Почвенные исследования проводили через 1–3 года после последнего пожара, когда пирогенные изменения свойств почв проявляются наиболее выражено [5, 7, 22, 25]. Для оценки динамики микробиологи-

ческих параметров дополнительно провели исследования в 2019 г.

При отборе почвенных образцов определяли влажность почвы на момент взятия образцов (термовесовым методом), температуры почвенных слоев (портативным термометром Checktemp) и плотности при помощи бура Качинского. Физико-химические свойства почв исследовали согласно [4, 11].

Численность и структуру эколого-трофических групп микроорганизмов (ЭКТГМ) изучали по соотношению количества колониеобразующих единиц (КОЕ) в 1 г абсолютно-сухой почвы, выросших на разных диагностических средах [29]. Гидролитические микроорганизмы учитывали на мясопептонном агаре (МПА), копитрофы – на крахмало-аммиачном агаре (КАА), олиготрофы – на почвенном агаре (ПА). Рассчитывали коэффициент микробиологической минерализации ($K_{\text{мин}} = \text{КАА} : \text{МПА}$), иллюстрирующий разложение и накопление органических веществ, и коэффициент олиготрофности ($K_{\text{олиг}} = \text{ПА} : \text{МПА}$), показывающий способность микроорганизмов к аккумуляции питательных элементов из “рассеянного” состояния [28].

Для изучения экофизиологических параметров функциональной активности определяли содержание микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) методом субстрат-индуцированного дыхания [1, 38] и базальное дыхание микроорганизмов (БД). Подробное описание методики и рабочих параметров хроматографа описано ранее [6]. Рассчитывали микробный метаболический коэффициент $q\text{CO}_2$ ($\text{мкг С-СО}_2/(\text{мг } C_{\text{мик}} \text{ ч})$), иллюстрирующий удельное дыхание микробной биомассы и характеризующий экологический статус микробного сообщества почвы [39].

Запасы углерода микробной биомассы $C_{\text{мик}}$ (г С/м^3) и микробное продуцирование СО_2 ($\text{мг С-СО}_2/(\text{м}^3 \text{ ч})$) в исследуемых горизонтах почв рассчитывали как произведение содержания $C_{\text{мик}}$ (г/г почвы) или интенсивности БД (мг/г почвы), плотности почвы (ρ , г/см^3) и объема почвы в данном слое (V , м^3). Суммарные запасы $C_{\text{мик}}$ и общее микробное продуцирование СО_2 в профиле почв получали суммированием полученных данных для каждого исследуемого горизонта [32, 34].

Все микробиологические анализы выполняли в трех повторностях и рассчитывали стандартное отклонение от среднего. Корреляционную связь между ЭКТГМ, $C_{\text{мик}}$, БД и физико-химическими свойствами почвы оценивали коэффициентами (r) Пирсона или Спирмена при доверительной вероятности 95%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Послепожарная трансформация физико-химических свойств почв. Установлено, что исследованные почвы сосновых насаждений относятся к отделу альфегумусовых и представлены дерново-подбурами иллювиально-железистыми (Entic Rustic Podzols) [21, 48]. Профиль типа: O–AY–{AY + BF}–BF–BC–C. Органогенный горизонт (O) вниз по профилю почв сменяется темно-бурым, либо буро-коричневым гумусово-аккумулятивным горизонтом AY, мощность которого составляет около 5 см. Далее располагается переходный горизонт, состоящий из части горизонта AY и иллювиального горизонта BF, имеющий буроватые или буровато-охристые тона окраски. Ниже горизонт BF растянут и переходит в почвообразующую породу. Для минеральной части профиля характерно наличие примазок окислов железа. Для насаждений, ранее подвергавшихся пожарам, в почвенных горизонтах отмечаются включения угля.

В березовых насаждениях почвы относятся к отделу органо-аккумулятивных и диагностируются как серогумусовые типичные легкосуглинистые на бескарбонатных породах (Umbrisols) [21, 48]. Профиль типа: O–AY–C1–C2. Морфологический профиль состоит из лесной подстилки (O–4 см), ниже сменяется маломощным серогумусовым горизонтом (AY, 4–5 см), сразу переходящим к материнской породе.

Почвы имеют различный гранулометрический состав (супесчаный и песчаный — в сосновых насаждениях и легкосуглинистый — в березовых) и степень увлажнения (в сосняках почвы сухие, в березняках — свежие).

В сосновом длительно не горевшем контрольном насаждении в составе мелкозема преобладают фракции среднего и мелкого песка, доля которых составляет 46%. Содержание средней и мелкой пыли незначительно. После пожаров содержание среднего и мелкого песка увеличивается до 52%. Доля крупного песка также возрастает до 32%. Доля илистой фракции в ненарушенном сосняке составляет 15% и увеличивается с глубиной. После воздействия пожаров доля ила снижается по мере увеличения интенсивности пожара — до 10%.

Проведенный анализ показал, что почва в длительно не горевшем березовом насаждении отличается меньшей кислотностью и большим содержанием гумуса, по сравнению с почвой контрольного соснового насаждения (табл. 2). Отмечено, что пирогенная трансформация свойств почв выражается в усилении минерализации органического вещества, резком увеличении количества водорастворимых соединений щелочных и щелочноземельных элементов, что снижает кислотность почв. В то же время изменения агрохимических показателей происходят не только в органо-

генном, но и в минеральных горизонтах почв, что обусловлено поступлением в них легкорастворимых щелочных компонентов золы вместе с осадками [22, 37, 41].

Выявлено, что в профиле почв насаждений, пройденных огнем, отмечены изменения актуальной кислотности почвенных горизонтов, которая варьировала в зависимости от интенсивности пожара и характеристик послепожарной растительности. Значения pH водной вытяжки в гумусовом горизонте на всех участках лесных земель, пройденных пожарами, изменились в сторону нейтральной. Максимальные изменения отмечены в горизонте AY остепненного участка повторно горевшей гари разнотравно-вейниковой (с 5.4 на контроле — до 6.3 на участке гари) и в пройденном сильным низовым пожаром березняка (с 5.6 до 6.5). После пожара слабой силы, в сосновом насаждении (ПП 2) кислотность почв снижалась в меньшей степени. Такая закономерность обусловлена тем, что на уменьшение кислотности почв оказывает воздействие не только подщелачивание почвы за счет вымывания золы, но и разрастание на гари травяного покрова, способствующего образованию гуминовых кислот. В связи с этим большее снижение кислотности верхнего горизонта почв характерно для остепненного участка гари в сосняке (ПП 4) и гари в березняке (ПП 6), где проективное покрытие травяным покровом превышает 80%, а запасы трав увеличились соответственно в 4.5 и 2.7 раз относительно допожарных значений. Вниз по почвенному профилю значения pH, как правило, увеличиваются.

Содержание гумуса в сосновых насаждениях, в том числе пройденных пожарами, закономерно ниже, чем в березняках (табл. 2). В длительно не горевшем сосняке рододендроновом на ПП 1 в горизонте AY дерново-подбура содержание гумуса составляет 3%, а максимальное его значение (3.4%) отмечено в сосновом насаждении, пройденном низовым пожаром слабой силы (ПП 2). В березовом насаждении на ПП 5 содержание гумуса в верхнем горизонте серогумусовой типичной почвы составляет 5.6%, а после воздействия пожаров отмечается увеличение содержания гумуса до 5.8%. Это обусловлено разрастанием на участке гари густого 2-ярусного травяного покрова, запасы которого достигали 170 г/м², превышая контроль в 2.7 раз. Разрастание травяного покрова способствовало более активному дерновому процессу почвообразования и накоплению гуминовых кислот. Минимальное содержание гумуса в верхнем горизонте почвы (1.3%) отмечено на свежей гари соснового насаждения после воздействия верхового пожара (ПП 3). Это вызвано полным выгоранием напочвенного покрова (опавшей подстилки), а также водной и ветровой эрозией обнаженной легкой песчаной почвы в год воздей-

Таблица 2. Некоторые физико-химические показатели почв исследуемых участков

Горизонт, глубина, см	pH H ₂ O	Обменные катионы Ca ²⁺ + Mg ²⁺ , смоль(экв)/кг	Валовые %		C/N	Подвижные, мг/кг			Содержание фракций, %; размер частиц, мм	
			гумус	N		N–NH ₄	K ₂ O	P ₂ O ₅	<0.001	<0.01
ПП 1. Сосняк рододендроновый										
AY, 2–7	5.4	18.0	3.0	0.21	8.3	6.8	181.0	56.8	10.2	6.4
{AY + BF},	5.5	8.0	1.5	0.08	10.9	4.6	81.8	70.8	14.3	2.9
7–12	6.0	7.5	0.8	0.04	11.6	1.8	73.6	81.9	—	—
BF, 12–26										
ПП 2. Сосняк мертвopoкpoвный										
AY, 1–2	5.6	7.2	3.4	0.17	11.6	7.7	130.0	92.1	0.4	5.7
{AY + BF},	5.9	4.0	1.4	0.06	13.5	3.1	77.0	33.3	10.7	3.6
2–5	5.2	4.0	0.6	0.04	8.7	2.0	62.2	68.9	—	—
BF, 5–26										
ПП 3. Гapь мepтвopoкpoвная										
AY, 0–5	6.0	4.0	1.3	0.06	12.6	10.4	121.0	22.0	11.9	2.8
{AY + BF},	6.0	3.5	1.5	0.05	17.4	2.90	74.6	20.1	8.8	0.3
5–11	7.0	3.0	0.6	0.04	8.7	1.6	66.4	35.0	—	—
BF, 11–26										
ПП 4. Гapь paзнoтpaвно-вeйникoвая										
AY, 0–5	6.3	11.5	3.2	0.08	23.2	2.7	216.0	85.0	8.0	1.1
{AY + BF},	6.2	7.0	1.2	0.05	13.9	1.7	119.0	26.9	11.1	1.1
5–11	6.2	7.0	0.3	0.04	4.4	1.8	94.9	38.2	—	—
BF, 11–26										
ПП 5. Бepезняк paзнoтpaвно-вeйникoвый										
AY, 4–8	5.6	7.7	5.6	0.14	23.2	3.7	64.5	54.0	—	—
C1, 8–13	5.7	8.0	0.6	0.06	5.8	2.5	45.3	29.0	—	—
C2, 13–26	5.8	7.5	0.5	0.06	4.8	3.1	44.8	37.0	—	—
ПП 6. Гapь paзнoтpaвно-вeйникoвая										
AY, 0–5	6.5	32.6	5.8	0.23	14.6	2.7	149.0	71.0	—	—
C1, 5–12	6.9	20.4	0.8	0.05	9.3	1.6	66.3	70.0	—	—
C2, 12–26	6.4	9.3	0.5	0.03	9.7	2.2	72.7	43.0	—	—

Примечание. Прочерк — не определяли.

ствия пожара. Через несколько лет после воздействия пожаров, в сосняках содержание гумуса в верхнем горизонте почвы достигает допoжapных показателей и даже несколько превышает их. Так, на участке oстeпнeннoй paзнoтpaвно-вeйникoвой гapи (ПП 4) coдepжaниe гyмyca в гopизoнтe AY дepнoвo-пoдбypa чepeз 3 гoдa пocлe вoздeйcтвия пocлeднeгo пoжapa cocтaвляeт 3.2%. Увeличeниe coдepжaния гyмyca нa гapях oбyслoвлeнo paзpaстaниeм тpaвянoгo пoкpoвa, пpeждe вceгo злaкoв, в пepвyю oчepeдь — вeйникa нaзeмнoгo.

Сумма обменных оснований в сосновых насаждениях после воздействия пожара слабой силы во всех горизонтах профиля дерново-подбур (ПП 2) снизилась в 2 раза по сравнению с контрольным показателем (ПП 1), а после верхового

высокоинтенсивного пожара — в 4.5 раза в горизонте AY и в 2.5 раза в нижележащих горизонтах почвы (ПП 3). На остепненном участке гари, повторно пройденном пожарами (ПП 4), сумма обменных оснований уменьшилась относительно значения на контрольном участке в меньшей степени (в 1.6 раза) и только в верхнем горизонте почв. Напротив, в березняке, через год после высокоинтенсивного пожара, сумма обменных оснований в горизонте AY серогумусовой типичной почвы на гари составляет 32.6 смоль(экв)/кг (ПП 6), что в 2.5–4.5 раза выше данного показателя в негоревшем насаждении. Увеличение суммы обменных оснований после воздействия пожаров в березняках, вероятно, связано с тем, что при сгорании травянистой растительности и листовенного

опада зольных элементов образуется значительно больше, чем при сгорании подстилки в хвойном насаждении.

Соотношение C : N в сосновых насаждениях, произрастающих на песчаных и супесчаных почвах, после воздействия пожаров несколько расширяется. Причинами вышеизложенного могут быть снижение активности протекающих микробиологических процессов на бедных сухих почвах в результате трансформации органического вещества, а также послепожарное иссушение почвы [22, 41]. В березняках, приуроченных к более богатым и влажным почвам, после пожара в верхнем гумусовом горизонте отмечается сужение соотношения C : N (табл. 2). Это обусловлено улучшением физико-химических показателей органического вещества и активизацией процессов минерализации [12, 18, 22, 35, 50].

Термическое воздействие на органогенные горизонты почв приводит к значительным изменениям в содержании доступных соединений азота, фосфора и калия. Степень этих изменений различна и определяется интенсивностью огня [41]. Выявлено, что максимальное количество питательных элементов отмечается в первые месяцы после пожара, а затем их содержание постепенно уменьшается [15, 22].

Проведенные исследования показали, что содержание валового азота в гумусовом горизонте дерново-подбурного контрольного соснового насаждения составляет 0.21%, при этом его доля закономерно уменьшается вниз по профилю. После низкоинтенсивного пожара содержание валового азота в горизонте АУ снижается до 0.17% (ПП 2), а после высокоинтенсивного — до 0.06% (ПП 3). На остепненном участке разнотравно-вейниковой гари (ПП 4) через 3 года после пожара доля азота в верхних горизонтах почвы в 2–2.5 раза ниже, чем в почвенных горизонтах контрольного соснового насаждения, что обусловлено неоднократным прогоранием напочвенного покрова и послепожарной эрозией почвы легкого гранулометрического состава. После высокоинтенсивного пожара в березняке (ПП 6), напротив, содержание азота в горизонте АУ серогумусовой типичной почвы выше контрольного показателя. Возможно, это обусловлено отмиранием корней травянистых растений, разложение которых увеличивает содержание аммонийного азота [15, 17, 37, 55].

Ранее отмечалось, что повышение температуры поверхностных горизонтов почв после прохождения огня вызывает резкое увеличение в них содержания аммиачного азота [15, 22]. Выявлено, что на свежих гарях в сосняках после низко- и высокоинтенсивных пожаров (ПП 2 и ПП 3) в горизонте АУ наблюдается увеличение содержания N—NH₄. Максимальное значение N—NH₄ (10.4 мг/кг) отмечено в горизонте АУ, в сосняке, через год по-

сле воздействия верхового пожара (ПП 3). Однако ниже по почвенному профилю в других горизонтах, значение N—NH₄ после пожаров снижается и создается его дефицит. Следует отметить, что на участке гари, повторно пройденной пожарами (ПП 4), содержание N—NH₄ в горизонте АУ в 2–3 раза ниже контроля, а в березняке после высокоинтенсивного пожара (ПП 6) отмечается снижение содержания N—NH₄ во всех почвенных горизонтах. Уменьшение содержания аммонийного азота, вероятно, связано с активным его потреблением разросшейся травяной растительностью и почвенными микроорганизмами.

Увеличение содержания P₂O₅ и K₂O в пирогенных почвах происходит из-за значительного их количества в золе, образовавшейся при пожарах. В качестве положительного влияния пожара на почвы большинство исследователей отмечают увеличение количества как валовых, так и подвижных соединений калия [22, 41]. Данная закономерность отмечена в дерново-подбуре на остепненной разнотравно-вейниковой гари (ПП 4), где содержание K₂O на 20–45% выше контрольного и в почвенном профиле березняка, пройденного огнем, где в гумусовом горизонте серогумусовой типичной почвы данный показатель выше контрольного в 2 раза. Однако на свежих гарях в сосняках содержание доступных соединений калия ниже контрольных показателей. Вымывание зольных элементов и снижение доли их содержания в почвенных горизонтах в сосновых насаждениях после пожаров обусловлено легким гранулометрическим составом почв и отсутствием травяной растительности на участках свежих гарей в данных условиях местопроизрастания.

После воздействия низовых пожаров в сосновых и березовых насаждениях и на повторно прогоревшей гари отмечается увеличение содержания подвижного фосфора в горизонте АУ. Однако через год после высокоинтенсивного верхового пожара в сосняке (ПП 3) этот показатель в 2.5 раза ниже контроля. Вероятно, это также связано с послепожарной эрозией почвы вследствие полного сгорания подстилки и с вымыванием зольных элементов. Следует отметить, что в нижележащих горизонтах дерново-подбуров сосняков, пройденных огнем, содержание подвижного фосфора в 2–3.5 раза ниже контроля, что на легких песчаных и супесчаных почвах обусловлено вымыванием данного элемента.

Таким образом, сравнительный анализ свойств почв выявил различия в физико-химических параметрах их горизонтов в сосновых и березовых насаждениях. Серогумусовая типичная почва в длительно не горевшем березовом насаждении отличается меньшей кислотностью и большим содержанием гумуса по сравнению с дерново-подбуром соснового контрольного насаждения.

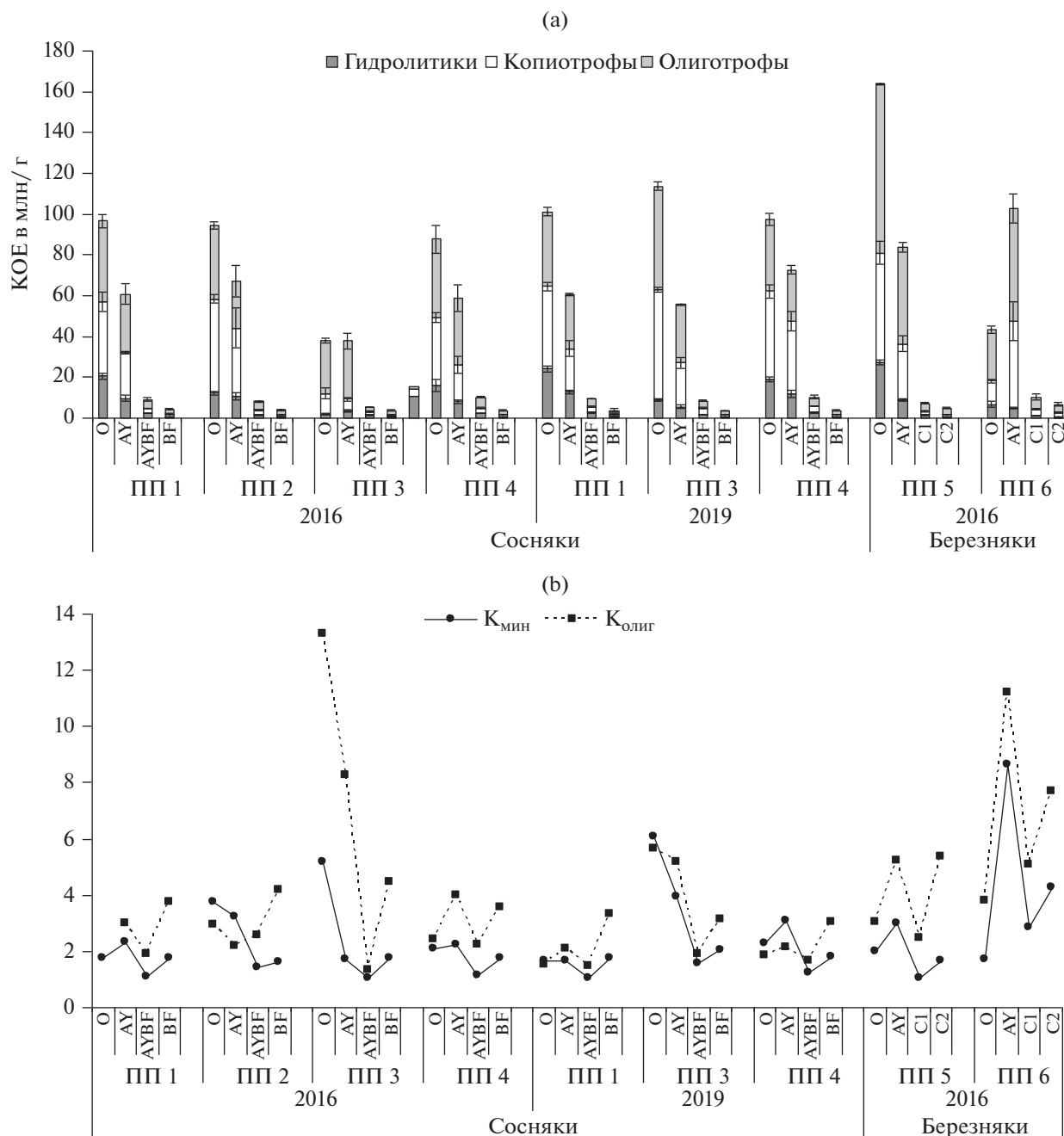


Рис. 2. Численность эколого-трофических групп микроорганизмов (ЭКТГМ) (а) и коэффициенты минерализации и олиготрофности (б) в профиле почв на исследуемых участках.

Степень и направленность послепожарной трансформации свойств почв определяются их исходными параметрами, в том числе различиями гранулометрического состава, увлажненностью, интенсивностью огневого воздействия и восстановительными сукцессиями растительности.

Послепожарная трансформация микробных комплексов почв. Анализ распределения ЭКТГМ по почвенным профилям в 2016 г. показал, что максимальная численность гетеротрофных микро-

организмов приурочена к органогенным горизонтам дерново-подбуря иллювиально-железистого соснового (ПП 1) и серогумусовой типичной почвы березового (ПП 2) контрольных насаждений (рис. 2а). Количество гидролитиков в подстилке сосняка рододендронового (ПП 1) несколько ниже (20.56–24.2 млн КОЕ/г), чем в березняке разнотравно-вейниковом (ПП 5) (27 млн КОЕ/г), тогда как в гумусовых (9.7–12.8 млн КОЕ/г) и нижележащих горизонтах почв их количество сравнимо в

сосновых и березовых контрольных насаждениях. Численность копиотрофов всегда выше, чем гидролитиков, особенно в органогенных горизонтах почвы березового насаждения на ПП 5 ($K_{\text{мин}} = 1.98-3$), тогда как олиготрофная группировка доминирует в профиле почв длительно не горевших сосняков и березняков, где $K_{\text{олиг}}$ достигает 1.9–5.4 (рис. 2b). Значение $K_{\text{олиг}}$ выше $K_{\text{мин}}$, особенно в нижней части профиля контрольных насаждений, что демонстрирует ослабление минерализационных процессов. При переходе от органогенных к минеральным горизонтам наблюдается резкое снижение численности КОЕ разных групп микроорганизмов, что характерно для почв таежных экосистем [8, 32]. Численность всех ЭКТГМ зависела от температуры и влажности почв ($r = 0.93-0.99$), содержания гумуса и валового азота ($r = 0.98-0.99$) и отрицательно коррелировала с pH ($r = -0.66-0.75$).

Содержание $C_{\text{мик}}$ и интенсивность БД почв сосновых и березовых контрольных насаждений приурочены к содержанию $C_{\text{орг}}$ и N, которые с глубиной закономерно убывают (рис. 3). Данные показатели максимальны в подстилке березового разнотравно-вейникового насаждения (ПП 5), где достигают 6825 мкг С/г и 30.6 мкг С–CO₂/(г ч), соответственно (рис. 3a), снижаясь до 777 мкг С/г и 2.36 мкг С–CO₂/(г ч) в гумусовом горизонте (рис. 3b). В подстилке и горизонте АУ контрольного сосняка рододендронового (ПП 1) значения рассматриваемых показателей несколько ниже (5920 и 665.5 мкг С/г и 26 и 1.93 мкг С–CO₂/(г ч)). Микробиологические процессы в почвах сосновых и березовых насаждений на контрольных участках хорошо сбалансированы ($q\text{CO}_2 = 4.4-4.45$ и $3.1-2.4$ мкг С–CO₂/(мг $C_{\text{мик}}$ ч) для органо-генного и минеральных горизонтов соответственно) (рис. 4). Рассматриваемые показатели постепенно снижаются с глубиной почвенного профиля и имеют значимые связи с температурой ($r = 0.93, 0.92$), влажностью ($r = 0.82, 0.81$), pH ($r = -0.80, -0.82$), содержанием гумуса ($r = 0.99, 0.98$) и валового азота ($r = 0.99, 0.99$) для $C_{\text{мик}}$ и БД соответственно, что отражает устойчивый характер распределения микробного компонента в профиле почв контрольных насаждений.

Пожары в сосновых и березовых насаждениях приводят к снижению численности и изменению структуры ЭКТГМ почв (рис. 2a). Максимальное сокращение численности ЭКТГМ дерново-подбуря отмечено в сосняке через год после высокоинтенсивного пожара (ПП 3): гидролитиков – в 10.5 и 3 раза, копиотрофов – в 3.6 и 3.8 раза, по сравнению с контролем для подстилки и гумусового горизонта соответственно. Численность олиготрофов меньше в 1.5 раза только в подстилке. В нижележащем горизонте {АУ + ВF} количество микроорганизмов рассматриваемых групп также

ниже контроля в 1.5–2 раза, в горизонте ВF на глубине 11–25 см различия недостоверны. В верхних органогенных горизонтах почвы доминируют олиготрофные микроорганизмы ($K_{\text{олиг}} = 13.28$ и 8.27). В подстилке отмечено резкое преобладание микроорганизмов, использующих минеральные формы азота, над утилизаторами органических форм ($K_{\text{мин}} = 5.16$), что в совокупности с высокой олиготрофностью может свидетельствовать об обедненности озоленных подстилок после высокоинтенсивных пожаров доступными формами органических веществ. Зола содержит минеральные формы азота, что дает преимущество соответствующим микроорганизмам. Количество гидролитиков зависело от содержания гумуса и азота ($r = 0.63, 0.99$) и имело отрицательную связь с pH ($r = -0.77$), тогда как с другими физико-химическими свойствами почв достоверной корреляции не обнаружено. Численность копиотрофов и олиготрофов положительно коррелировала с температурой ($r = 0.99, 0.85$), влажностью почвы ($r = 0.93, 0.63$) и содержанием валового азота ($r = 0.89, 0.95$).

Содержание $C_{\text{мик}}$ в подстилке и гумусовом горизонте дерново-подбуря сосняка после высокоинтенсивного пожара (ПП 3) меньше аналогичных показателей на контрольном участке (ПП 1) в 6.7 и 3.5 раза соответственно, тогда как интенсивность БД снижалась в 1.3–1.6 раза (рис. 3). Значения $q\text{CO}_2$ в подстилке и горизонте АУ максимальны (21.7 и 3 мкг С–CO₂/(мг $C_{\text{мик}}$ ч)) и выше контроля в 5–2 раза соответственно (рис. 4), что иллюстрирует большие затраты микроорганизмов на поддержание жизнедеятельности [47]. Высокие значения $q\text{CO}_2$ связаны с большей скоростью отмирания микробной биомассы после высокоинтенсивных пожаров, что может указывать на потерю углерода почвой [39]. Отмечена тесная взаимосвязь $C_{\text{мик}}$ и БД с температурой ($r = 0.87, 0.88$), влажностью ($r = 0.98, 0.99$), pH ($r = -0.79, -0.80$), содержанием гумуса ($r = 0.90, 0.66$) и валового азота для БД ($r = 0.99$) после пожара высокой интенсивности.

Через 3 года после низкоинтенсивного пожара в сосняке (ПП 2) в подстилке количество гидролитиков было в 2 раза ниже контроля, тогда как численность других ЭКТГМ достоверно не изменялась как в подстилке, так и в минеральных почвенных горизонтах (рис. 2a). Коэффициенты минерализации и олиготрофности повышены в подстилке, тогда как в нижележащих горизонтах почвы не изменялись (рис. 2b). Содержание $C_{\text{мик}}$ в подстилке снижено почти в 2 раза и составляло 3138 мкг С/г, тогда как БД увеличилось на 20% от контроля (32.1 мкг С–CO₂/(г ч)). В горизонте АУ дерново-подбуря значения рассматриваемых показателей на 35–40% ниже контрольных значений, тогда как в нижележащих горизонтах

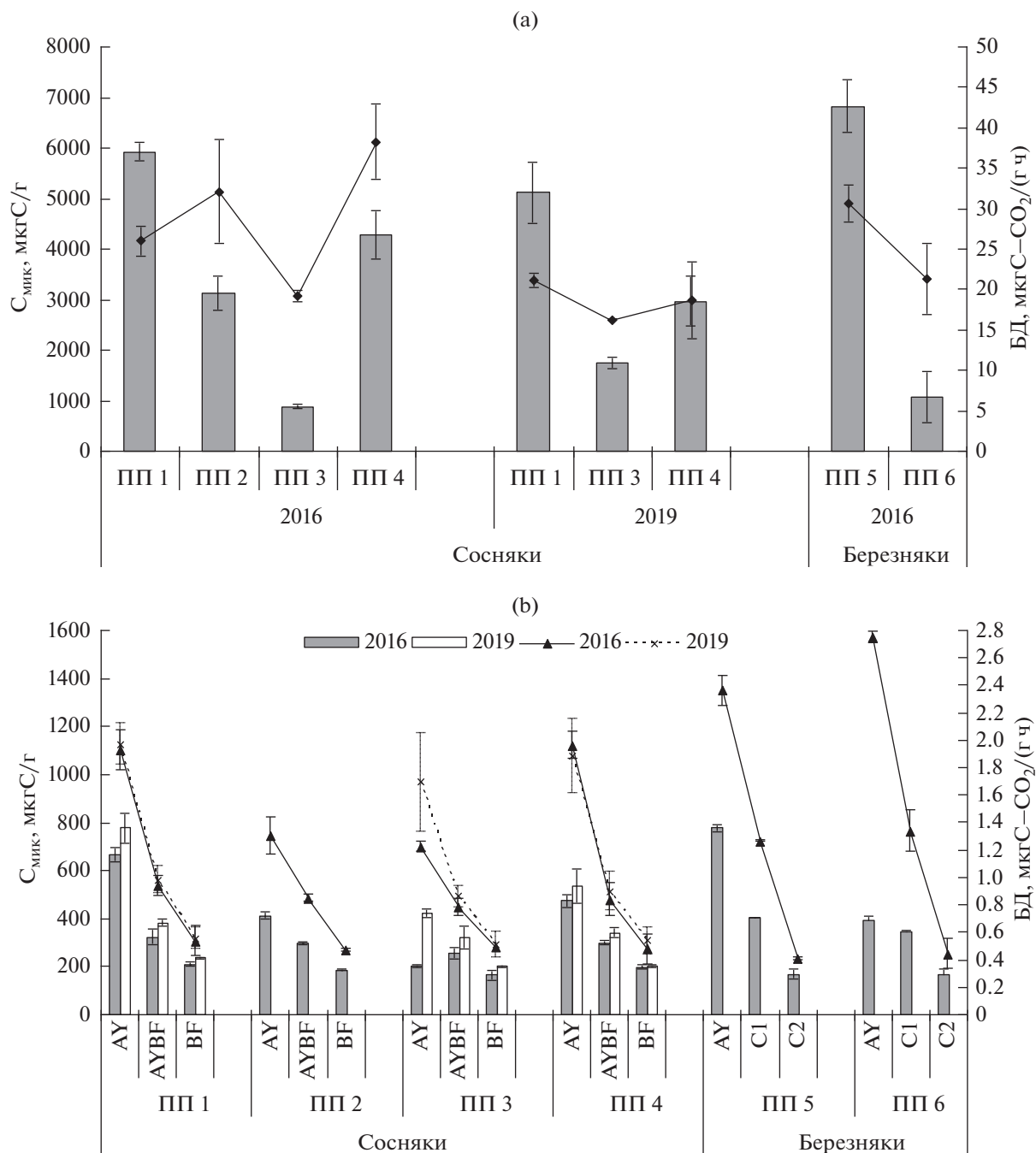


Рис. 3. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) и интенсивность базального дыхания (БД) в подстилках (а) и минеральной части профиля (б) почв на исследуемых участках.

почвы снижены незначительно (рис. 3). В подстилке на ПП 2 значение $q\text{CO}_2$ достигало 10.2 мкг С- CO_2 /мг $C_{\text{мик}}$ ч, что в 2.3 раза выше контроля, тогда как в минеральных почвенных горизонтах сравнимо с ним (рис. 4). Отмечена тесная взаимосвязь микробиологических параметров с температурой, влажностью и содержанием гумуса и

азота ($r = 0.89\text{--}0.99$), значимой связи с рН не обнаружено.

На остепненном участке, образовавшемся после воздействия пожаров в сосняке (ПП 4), достоверных изменений численности ЭКТГМ в профиле дерново-подбуря не обнаружено. Несколько увеличивается олиготрофность в под-

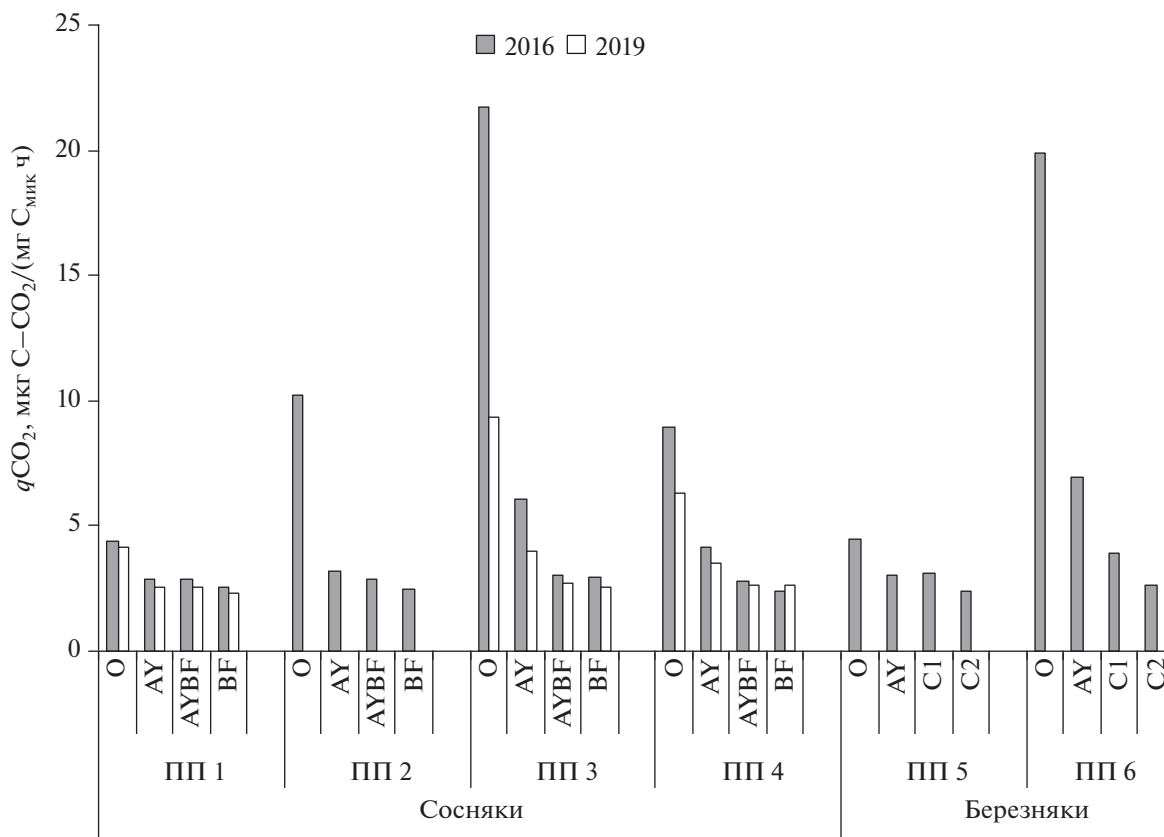


Рис. 4. Значения микробного метаболического коэффициента (qCO_2) в почвах на исследуемых участках.

стилке и горизонте АУ. Содержание $C_{мик}$ составляло 4290 мкг С/г в подстилке, что на 30% ниже контрольных значений, а интенсивность БД при этом достигала 38.25 мкг С-CO₂/(г ч), превышая данный показатель на контроле на 50%. В горизонте АУ $C_{мик}$ и БД также ниже контроля. Значение qCO_2 в подстилке выше контроля в 2, а в горизонте АУ – в 1.5 раза и достигает 8.9 и 4.2 мкг С-CO₂/(мг $C_{мик}$ ч) соответственно (рис. 4). Тесная взаимосвязь микробиологических параметров обнаружена с температурой ($r = 0.88–0.99$), рН ($r = 0.91–0.99$), содержанием гумуса и азота ($r = 0.89–0.99$), связь с влажностью слабее ($r = 0.41–0.77$).

Через год после высокоинтенсивного пожара в березняке разнотравно-вейниковом (ПП 6) в подстилке серогумусовой типичной почвы регистрировалось максимальное снижение численности микроорганизмов в 3–5 раз, содержания $C_{мик}$ – более, чем в 6 раз (1070 мкг С/г) и интенсивности БД – на 40% (21.32 мкг С-CO₂/(г ч)). В гумусовом горизонте почти в 2 раза снижено количество гидролитиков, преимущество их получают олиготрофы и копиотрофы ($K_{мин} = 8.6$ и $K_{олиг} = 11.2$). Содержание $C_{мик}$ в 2 раза ниже, чем в горизонте АУ контрольного березового насажде-

ния (ПП 5) (394 мкг С/г), при этом БД повышалось на 20% от контроля и составляло 2.75 мкг С-CO₂/(г ч). Значение qCO_2 в подстилке превышало контроль (ПП 5) в 4.5 раза, достигая 19.92 мкг С-CO₂/(мг $C_{мик}$ ч), в горизонте АУ – выше контроля в 2 раза (6.98 мкг С-CO₂/(мг $C_{мик}$ ч)). В нижележащих почвенных горизонтах, пройденного высокоинтенсивным пожаром березняка, значимых изменений численности и экофизиологических параметров микробного комплекса не выявлено. Количество гидролитиков после пожара в березняке зависело от содержания гумуса и азота ($r = 0.99$), влажности почвы ($r = 0.95$) и температуры ($r = 0.87$), тогда как численность копиотрофов и гидролитиков имела тесную корреляцию только с содержанием гумуса и азота ($r = 0.99$). $C_{мик}$ и БД коррелировали с температурой почвы ($r = 0.98–0.99$), влажностью ($r = 0.71–0.79$), содержанием гумуса ($r = 0.73–0.94$) и азота ($r = 0.76–0.96$).

Динамика численности ЭКТГМ и экофизиологических параметров в профиле дерново-подбуров в пройденных пожарами сосняках в 2019 г. демонстрирует восстановительные тенденции в микробных комплексах почв (рис. 2–4). На четвертый год после высокоинтенсивного пожара

(ПП 3) в подстилке и гумусовом горизонте в 2–3 раза ниже контрольных значений только количество гидролитиков, значительно повышаются $K_{\text{мин}}$ и $K_{\text{олиг}}$ (в 4 раза в подстилке и 2.5 раза в горизонте АУ), что свидетельствует об усилении минерализации и изменении качества органического вещества [46, 55, 56]. $C_{\text{мик}}$ в подстилке достигает 1740 мкг С/г, в горизонте АУ – 423 мкг С/г, что соответственно в 3 и 2 раза ниже аналогичных показателей на контрольном участке (ПП 1), интенсивность БД снижена на 15–25%. Величины $q\text{CO}_2$ в органогенных горизонтах заметно снизились за 3 года после пожара, но превышают контрольные значения в 1.6–2.3 раза. Через 3 года в подстилке остепненного участка (ПП 4) количество гидролитиков снижено на 20%, в гумусовом горизонте – сравнимо с контролем. В органогенных горизонтах снижается олиготрофность ($K_{\text{олиг}} = 1.84\text{--}2.15$), интенсивно идут минерализационные процессы ($K_{\text{мин}} = 2.25\text{--}3.1$). Разрастание травяного покрова на остепненных безлесых участках предопределяет переход бактериально-го сообщества от олиготрофной к копитрофной стратегии жизнеобеспечения [55, 56] и, наряду со сменой гидротермических показателей, предполагает улучшение условий роста микробных популяций в течение 20–30 лет после пожаров [43]. Содержание $C_{\text{мик}}$ снижено в 1.7–1.8 раза в верхних горизонтах дерново-подбуря остепненного участка гари (ПП 4), тогда как интенсивность БД на 10–15% ниже контроля. Величины $q\text{CO}_2$ по сравнению с 2016 г. снижаются до 6.28 и 3.51 мкг С– CO_2 /мг $C_{\text{мик}}$ соответственно для подстилки и горизонта АУ, но при этом превышают контроль на 40–50%.

Таким образом, пожары высокой интенсивности на исследуемых участках приводят к трансформации структурно-функциональных параметров микробоценоза в профиле почв до глубины 10 см минерального горизонта, тогда как низкоинтенсивные – затрагивают в основном подстилку. Коэффициент $q\text{CO}_2$, как важный индикатор эффективности использования и доступности органических соединений [47], увеличивался в 2–5 раз после пожаров в подстилке и в 1.5–2 раза в гумусовом горизонте только после высокоинтенсивных пожаров. Увеличение значений $q\text{CO}_2$ после пожаров за счет высокой интенсивности базального дыхания отражает активные минерализационные процессы и может объясняться преобладанием быстрорастущих *r*-стратегов, нуждающихся в большом количестве энергии для поддержания своей биомассы [44, 46]. Послепожарные восстановительные сукцессии инициируют развитие медленно растущих *K*-стратегов и значение $q\text{CO}_2$ уменьшается.

Следовательно, микробоценозы почв после высокоинтенсивных пожаров в сосняках и берез-

няках центральных районов Забайкальского края имеют длительный период восстановления и проявляют схожие тенденции с изменениями микробных комплексов после пожаров высокой интенсивности в южнотаежных сосняках лишайниково-зеленомошных [6, 8]. В то же время микробоценозы почв сосново-лиственных насаждений Нижнего Приангарья после пожаров высокой интенсивности быстрее восстанавливали свою функциональную активность [8], что связано как с большей трофностью почвы, так и быстрым послепожарным развитием травянистого покрова, запасы которого через год после пожара возрастали в 6 раз. Степень трансформации микробных комплексов почв через 3 года после низкоинтенсивного пожара в сосняке, выраженная в снижении содержания $C_{\text{мик}}$ в подстилке и гумусовом горизонте дерново-подбуря, изменениях структуры ЭКТГМ и высоких коэффициентах $q\text{CO}_2$ выше, чем после беглых пожаров низкой интенсивности в сосновых и сосново-лиственных насаждениях Нижнего Приангарья [8]. Вероятно, это связано с засушливыми климатическими условиями районов исследования и большей степенью прогорания напочвенного покрова в Забайкальском крае. Беглые низкоинтенсивные пожары в насаждениях Нижнего Приангарья не приводили к значительному сгоранию подстилки, и в течение 1–3 послепожарных лет экофизиологическое состояние микробоценозов почв демонстрировало тенденцию к восстановлению к контрольным показателям.

Запасы углерода микробной биомассы и продуцирование CO_2 в профиле почв после пожаров. Распределение запасов микробной биомассы и продукции CO_2 по разным генетическим горизонтам дерново-подбуря в сосновых и серогумусовой типичной почвы в березовых контрольных насаждениях не одинаково. Максимальные значения зарегистрированы в горизонте ВF в сосновых (49–51 г $C_{\text{мик}}$ /м³ и 120–125 мг С– CO_2 /(м³ ч)) и в горизонте С2 березовых (38 г $C_{\text{мик}}$ /м³ и 92 мг С– CO_2 /(м³ ч)) контрольных насаждений (ПП 1 и ПП 5 соответственно) (рис. 5). Запасы $C_{\text{мик}}$ в гумусовом горизонте дерново-подбуря и серогумусовой типичной почвы исследуемых насаждений не велики (30–37 г/м³) и составляют 29–31% от общих запасов $C_{\text{мик}}$, что в 4 раза ниже, чем запасы $C_{\text{мик}}$ в горизонте АУ серой почвы осинника южной тайги Калужской области, где мощность гумусового горизонта достигала 19 см [34]. Микробная продукция CO_2 гумусовым горизонтом исследуемых почв достигала 92–95 мг С– CO_2 /(м³ ч), что составляет 30% от общей продукции данного профиля.

Несмотря на максимальное содержание углерода микробной биомассы в подстилке лесных

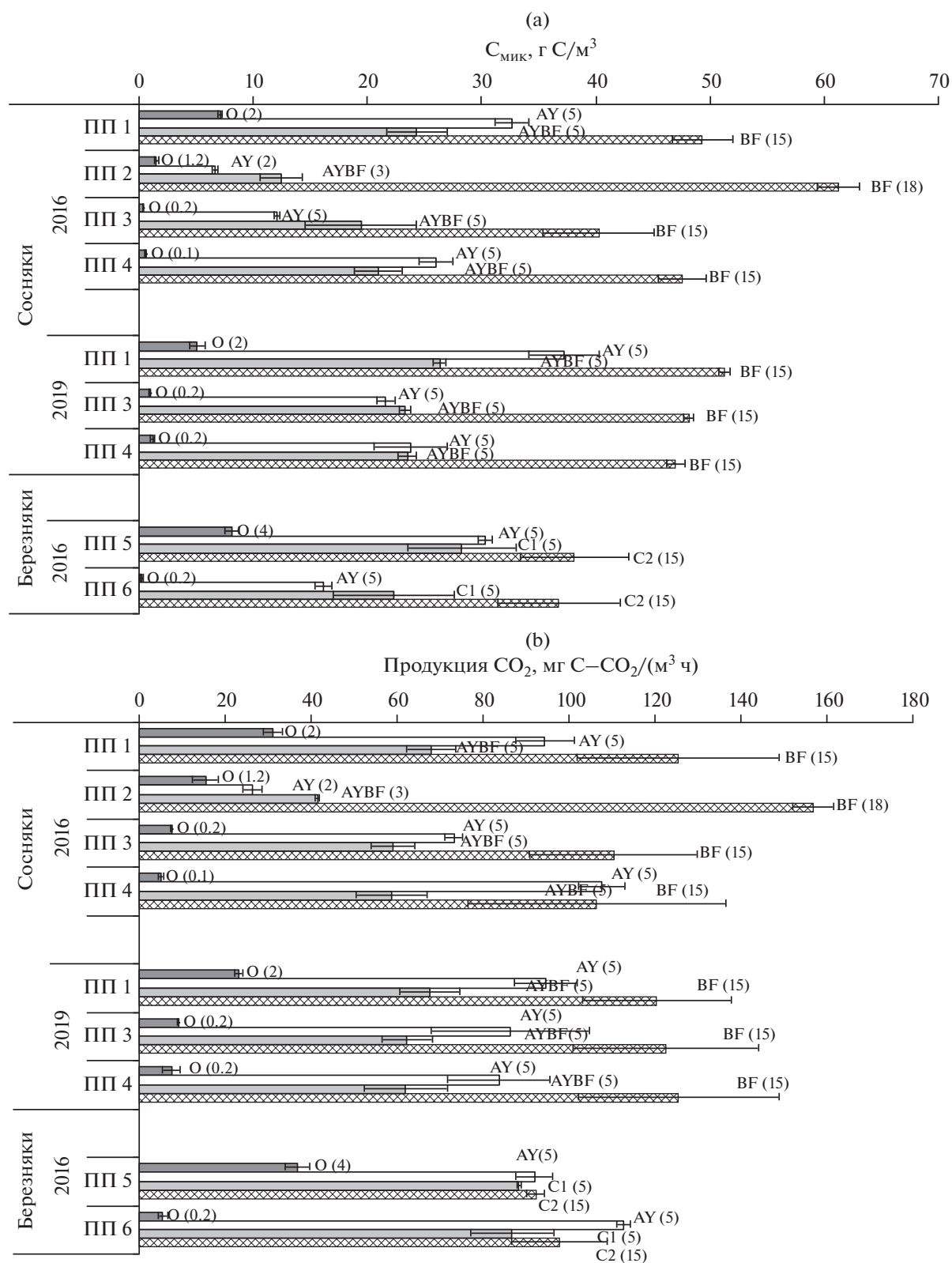


Рис. 5. Запасы углерода микробной биомассы (а) и продуцирование CO_2 (б) в профилях почв на исследуемых участках после пожаров разной интенсивности.

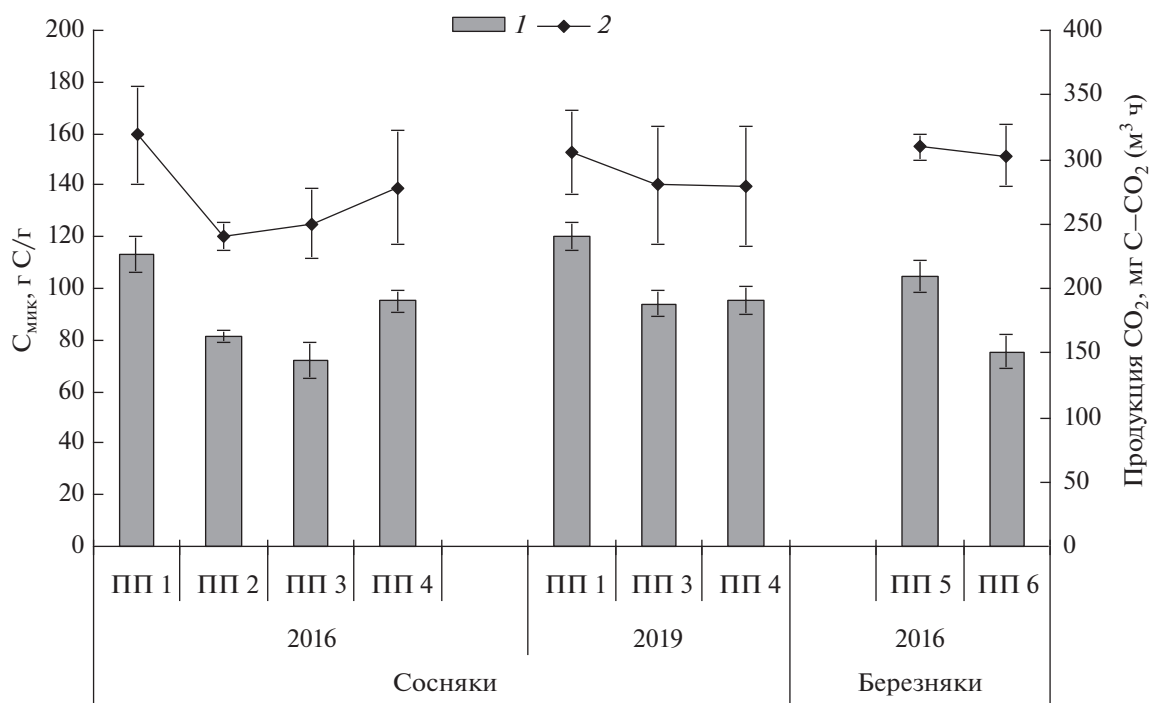


Рис. 6. Суммарные запасы углерода микробной биомассы (1) и общее микробное продуцирование CO_2 (2) в профилях почв на исследуемых участках после пожаров разной интенсивности.

ценозов, подстилка вносила наименьший вклад (4–12%) в профильные запасы $C_{\text{мик}}$ и продукции CO_2 исследуемых почв, что связано как с ее низкой плотностью, так и малой мощностью в исследованных насаждениях Забайкальского края.

В профилях дерново-подбур в сосновом и серогумусовой типичной почвы в березовом контрольных насаждений общие запасы $C_{\text{мик}}$ сравнимы и достигали 113–120 г C/м³, при этом общая потенциальная микробная продукция CO_2 составила 305–320 мг C-CO₂/(м³ ч) (рис. 6), что несколько ниже, чем в дерново-подзолистых и серых почвах светлехвойных и подтаежных лесов Средней Сибири [6, 7], и в 1.5–8 раз меньше, чем в дерново-подзолистых и серых лесных почвах в разных типах южно-, средне- и подтаежных лесов европейской части России [2, 32, 34].

После пожаров в изучаемых лесных насаждениях происходит трансформация профильного распределения запасов $C_{\text{мик}}$ и микробной продукции углекислого газа. Самое значительное сокращение запаса $C_{\text{мик}}$ отмечено в подстилке: в 30 раз — в березняке через год после высокоинтенсивного пожара (ПП 6), более чем в 20 раз — в сосняке после высокоинтенсивного пожара (ПП 3), в 12 раз — на остепненном участке гари (ПП 4) и почти в 5 раз — в сосняке после низкоинтенсивного пожара (ПП 2). Микробное продуцирование CO_2 подстилкой также меньше в 2–6.6 раза, но не так

заметно, как запас $C_{\text{мик}}$. Отмеченные тенденции связаны с полным прогоранием подстилки. После высокоинтенсивных пожаров показатели длительно восстанавливаются. Через 3 года в сгоревшем сосняке (ПП 3) и на остепненном участке гари (ПП 4) запас $C_{\text{мик}}$ и продуцирование CO_2 подстилкой меньше в 2.5–5 раз по сравнению с контрольными значениями на ПП 1 и ПП 5.

Значительная трансформация в профильном распределении рассматриваемых величин отмечена в дерново-подбуре сосняка после низкоинтенсивного пожара (ПП 2): запасы $C_{\text{мик}}$ и микробная продукция CO_2 снижены в 1.6–5 раз в горизонтах АУ и {АУ + ВФ} (6.7 и 12.4 г C/м³ и 26.4 и 41.5 мг C-CO₂/(м³ ч)) и увеличиваются на 25% в горизонте ВФ (62 г C/м³ и 157 мг C-CO₂/(м³ ч)). Это связано как с воздействием пожара, так и с морфологическими особенностями почвы данного участка, где мощность горизонтов АУ и {АУ + ВФ} меньше, а горизонта ВФ больше, чем в контрольном сосновом насаждении на ПП 1 (рис. 5).

Через год после пожара высокой интенсивности в сосняке (ПП 3) запас $C_{\text{мик}}$ сокращается почти в 3 раза в горизонте АУ (12 г C/м³) и на 20% в нижележащих горизонтах. При этом микробная продукция CO_2 сокращается на 10–20% в разных горизонтах дерново-подбур. На остепненном участке, образовавшемся после воздействия пожаров в сосняке (ПП 4), запас $C_{\text{мик}}$ снижен на 15–

20% только в горизонтах АУ и {АУ + ВF}, тогда как продуцирование углекислого газа гумусовым горизонтом было больше на 15%, а нижележащими горизонтами почвы — меньше на 15%.

Через год после пожара высокой интенсивности в березняке (ПП 6) запас $C_{\text{мик}}$ снижен в 2 раза в горизонте АУ серогумусовой типичной почвы (16 г С/м³), на 20% — в горизонте С1 (22 г С/м³) и сравним с контролем в горизонте С2, тогда как продукция CO_2 гумусовым горизонтом увеличилась на 20% (113 мг С— CO_2 /(м³ ч)) и также сравнима с контролем в нижней части.

Через 3 года (в 2019 г.) на участках в сосняках после высокоинтенсивных пожаров (ПП 3 и ПП 4) выявлено, что запасы $C_{\text{мик}}$ уменьшились на 40% в гумусовом горизонте (22–24 г С/м³), на 10% — в {АУ + ВF} и не отличались ниже по профилю. Микробная продукция CO_2 сократилась на 10% только в гумусовом горизонте дерново-подбур, относительно контрольных показателей (ПП 1).

Суммарные запасы углерода микробной биомассы в профиле почв достоверно ниже контроля на 30% в сосняке после низкоинтенсивного пожара (ПП 2) и березняке после пожара высокой интенсивности (ПП 6), на 40% — в сосняке после пожара высокой интенсивности (ПП 3) и на 20% — на остепненном участке гари (ПП 4). Общая микробная продукция CO_2 ниже контроля на 20–25% на участках прогоревших сосняков вне зависимости от интенсивности (245–280 мг С— CO_2 /(м³ ч)) и сравнима с контролем в почве березняка после высокоинтенсивного пожара (303 мг С— CO_2 /(м³ ч)). Через 3 года в 2019 г. в профиле дерново-подбуров в сосняках на горях суммарный запас $C_{\text{мик}}$ стал меньше контроля на 20%, но достоверных снижений общей микробной продукции CO_2 не выявлено.

Таким образом, послепожарная трансформация профильного распределения запасов $C_{\text{мик}}$ и микробной продукции углекислого газа выражается в значительном их сокращении в подстилках, гумусовом и нижележащем горизонтах до 10 см минерального профиля почв. Однако ниже 10 см достоверное уменьшение рассматриваемых величин отмечено только после высокоинтенсивных пожаров в сосняках.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования почв сосновых и березовых лесов центральных районов Забайкальского края показали, что пожары разной интенсивности оказывают значительное влияние на физико-химические и микробиологические свойства почв. Степень и направленность послепожарной трансформации свойств почв определяются их исходными параметрами, в том числе различиями гранулометрического состава и увлажненно-

стью, а также интенсивностью огневого воздействия и восстановительными сукцессиями растительности. Показано, что в дерново-подбурх, характерных для сосновых насаждений, произрастающих на почвах легкого гранулометрического состава, после пожаров отмечается снижение показателей суммы обменных оснований, валового азота, подвижных соединений калия и фосфора, увеличение соотношения С : N. В серогумусовых типичных почвах в производных березовых насаждениях, приуроченных к более богатым и увлажненным почвам, отмечается увеличение данных показателей и сужение соотношения С : N. Содержание гумуса в верхнем почвенном горизонте уменьшается только на свежей гари в сосняке после высокоинтенсивного пожара, тогда как на других участках оно увеличивается. Уменьшение кислотности в сторону нейтральных значений характерно для всех участков.

Пожары высокой интенсивности в сосновых и березовых насаждениях приводят к достоверному снижению содержания $C_{\text{мик}}$ и интенсивности БД, численности и изменению структуры ЭКТГМ в профиле почв до глубины 10 см минеральных горизонтов. Максимальные изменения наблюдаются в подстилке и гумусовом горизонте через год после воздействия пожаров. Низкоинтенсивные пожары в сосновом насаждении приводят к трансформации структурно-функциональных параметров микробоценоза в основном в подстилке. Коэффициент $q\text{CO}_2$ выше контроля в 2–5 раз в подстилке на всех участках и в 1.5–2 раза в гумусовом горизонте только после высокоинтенсивных пожаров. Послепожарная динамика микробиологических параметров в дерново-подбурх сосняков демонстрирует восстановительные тенденции: через 4 года после высокоинтенсивного пожара в сосняке и на старой остепненной гари в 1.5–3 раза уменьшилась численность гидролитиков, в 2–3 раза — содержание $C_{\text{мик}}$, на 10–25% — интенсивность БД, величины $q\text{CO}_2$ заметно уменьшаются за 3 послепожарных года, но в 1.5–2.3 раза превышают контроль.

На свежих горях в сосняках значительно сокращаются запасы $C_{\text{мик}}$ и микробная продукция углекислого газа в минеральной части почвенного профиля дерново-подбуров до глубины 10 см, тогда как на остепненном участке, образовавшемся после воздействия пожаров в сосняке, и в березняке после пожара высокой интенсивности в гумусовом горизонте почв запасы $C_{\text{мик}}$ уменьшаются на 15–20%, а микробная продукция углекислого газа увеличивается на 10–20%. Это связано с активизацией минерализационных процессов при разложении травянистого опада [7], запасы которого увеличивались по сравнению с контролем в 2.7–4.5 раза, обеспечивая более полное и

быстрое его разложение и вовлечение в биологический круговорот.

Суммарные запасы углерода микробной биомассы в профиле почв на 20–40% ниже контрольных значений на всех участках, пройденных пожарами, и составляют 72–95 г/м³. При этом общая микробная продукция CO₂ ниже контроля на 15–20% на участках сосняков, пройденных пожарами, вне зависимости от интенсивности (240–280 мг С–CO₂/(м³ ч)) и сравнима с контролем в почве березняка после высокоинтенсивного пожара (303 мг С–CO₂/(м³ ч)).

Таким образом, физико-химические и микробиологические свойства почв светлехвойных и лиственных насаждений Забайкальского края имеют длительный период восстановления после воздействия пожаров, что обуславливает необходимость проведения комплексных долговременных исследований почв этого региона.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работы выполнены в рамках базовых проектов ИЛ СО РАН № 0287–2021–0008 и 0287–2021–0041.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Гавриленко Е.Г.* Особенности определения углерода микробной биомассы почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2011. № 11. С. 1327–1333.
2. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольников Е.В.* Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами поставленных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.
3. *Анучин Н.П.* Лесная таксация. М.: Лесная промышленность, 1982. 552 с.
4. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 489 с.
5. *Безкорвайная И.Н., Иванова Г.А., Тарасов П.А., Сорокин Н.Д., Богородская А.В., Иванов В.А., Конрад С.Г., Макарае Д.Дж.* Пирогенная трансформация почв сосняков средней тайги Красноярского края // Сибирский экологический журн. 2005. № 1. С. 143–152.
6. *Богородская А.В., Кукавская Е.А.* Состояние микробных сообществ в почвах лиственных и светлехвойных лесов Средней Сибири после рубок и пожаров // Лесоведение. 2016. № 5. С. 383–396.
7. *Богородская А.В., Пономарева Т.В., Ефимов Д.Ю., Шишкин А.С.* Трансформация эколого-функциональных параметров микробиоценозов почв на просеках линий электропередач в условиях Средней Сибири // Почвоведение. 2017. № 6. С. 731–743.
8. *Богородская А.В.* Структурно-функциональные параметры микробиоценозов почв после пожаров в светлехвойных насаждениях // Воздействие пожаров на светлехвойные леса Нижнего Приангарья. Новосибирск: Наука, 2022. С. 147–167.
9. *Буряк Л.В., Кукавская Е.А., Каленская О.П., Мальных О.Ф., Бакшеева Е.О.* Последствия лесных пожаров в южных и центральных районах Забайкальского края // Сибирский лесной журн. 2016. № 6. С. 94–102. <https://doi.org/10.15372/SJFS20160609>
10. *Буянтужева Л.Б., Никитина Е.П.* Микробиологические исследования каштановых почв юго-западного Забайкалья // Самарский научный вестник 2015. № 2. С. 38–40.
11. *Воробьева Л.А.* Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
12. *Габбасова И.М., Гарипов Т.Т., Сулейманов Р.Р., Комиссаров М.А., Хабиров И.К., Сидорова Л.В., Назырова Ф.И., Простякова З.Г., Котлугалямова Э.Ю.* Влияние низовых пожаров на свойства и эрозию лесных почв Южного Урала (Башкирский государственный природный заповедник) // Почвоведение. 2019. № 4. С. 412–421.
13. *Гениатулин Р.Ф.* Энциклопедия Забайкалья. Т. 1. Читинская область. Новосибирск: Наука, 2000. 102 с.
14. *Герасимов И.П.* Предбайкалье и Забайкалье. М.: Наука, 1965. 492 с.
15. *Горбунова Ю.С., Девятова Т.А., Григорьевская А.Я.* Влияние пожаров на почвенный и растительный покров лесов центра русской равнины // Вестник Воронежского гос. ун-та. Сер. Химия, биология, фармация. 2014. № 4. С. 52–56.
16. *Гродницкая И.Д., Карпенко Л.В., Пашкеева О.Э., Гончарова Н.Н., Старцев В.В., Батурина О.А., Дымов А.А.* Влияние лесных пожаров на микробиологические свойства торфяных олиготрофных почв и торфяно-подзолов глеевых в болотах северной части Сым-Дубчесского междуречья (Красноярский край) // Почвоведение. 2022. № 4. С. 454–468.
17. *Гынинова А.Б., Дыржинов Ж.Д., Гончиков Б.-М.Н.* Особенности трансформации почв под влиянием пожаров в сосновых лесах Прибайкалья // Вестник Бурятского гос. ун-та. 2018. № 1. С. 44–53. <https://doi.org/10.18101/2587-7143-2018-1-44-53>
18. *Дымов А.А., Дубровский Ю.А., Габов Д.Н.* Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (средняя тайга, Республика Коми) // Почвоведение. 2014. № 2. С. 144–154.
19. *Евдокименко М.Д.* Пирогенные нарушения лесорастительной среды в сосняках Забайкалья и их лесоводственные последствия // Лесоведение. 2014. № 1. С. 3–12.
20. *Казеев К.Ш., Одабашиян М.Ю., Трушков А.В., Колесников С.И.* Оценка влияния разных факторов пирогенного воздействия на биологические свойства чернозема // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1372–1382.
21. *Классификация и диагностика почв России.* Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

22. Краснощеков Ю.Н., Чередникова Ю.С. Постпирогенная изменчивость лесных почв в горном Прибайкалье. Новосибирск: СО РАН, 2022. 164 с.
23. Курбатский Н.П. Исследование количества и свойств лесных горючих материалов. Вопросы лесной пирологии. Красноярск, 1970. С. 5–58.
24. Макарова А.П., Напрасникова Е.В. Микробиологическая и биохимическая характеристика мерзлотных глеевых почв Северного Забайкалья // Известия Иркутского гос. ун-та. Сер. Биология. Экология. 2011. № 1. С. 25–32.
25. Максимова Е.Ю., Кудинова А.Г., Абакумов Е.В. Функциональная активность почвенных микробных сообществ постпирогенных островных сосновых лесов г. Тольятти Самарской области // Почвоведение. 2017. № 2. С. 249–255.
26. Маслов М.Н., Маслова О.А., Поздняков Л.А., Копецна Е.И. Биологическая активность почв горно-тундровых экосистем при постпирогенном восстановлении // Почвоведение. 2018. № 6. С. 728–737.
27. Масыгина О.В., Евграфова С.Ю., Титов С.В., Прокушкин А.С. Динамика дыхания почвы на разных стадиях послепожарной восстановительной сукцессии на примере разновозрастных гарей Эвенкии // Экология. 2015. № 1. С. 23–32.
28. Мишустин Е.Н., Емцев В.Т. Микробиология. М.: Агропромиздат, 1987. 368 с.
29. Практикум по микробиологии / Под ред. Нетрусова А.И. М.: Academia, 2005. 603 с.
30. Ставрова Н.И., Калимова И.Б., Горшков В.В., Дроздова И.В., Алексеева-Попова Н.В., Баккал И.Ю. Долговременные послепожарные изменения характеристик почв в темнохвойных лесах Европейского Севера // Почвоведение. 2019. № 2. С. 246–256.
31. Старцев В.В., Дымов А.А., Прокушкин А.С. Почвы постпирогенных лиственничников Средней Сибири: морфология, физико-химические свойства и особенности почвенного органического вещества // Почвоведение. 2017. № 8. С. 912–925.
32. Стольникова Е.В., Ананьева Н.Д., Чернова О.В. Микробная биомасса, ее активность и структура в почвах старовозрастных лесов Европейской территории России // Почвоведение. 2011. № 4. С. 479–494.
33. Сукачев В.Н., Зонн С.В. Методические указания по изучению типов леса. М.: Изд-во АН СССР, 1961. 144 с.
34. Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Гавриленко Е.Г., Чернова О.В., Бобровский М.В. Углерод микробной биомассы в профиле лесных почв южной тайги // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1233–1240.
35. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 783–792.
36. Чернов Т.И., Семенов М.В. Управление почвенными микробными сообществами: возможности и перспективы (обзор) // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1506–1522.
37. Шахматова Е.Ю. Изменение свойств подстилки и почв на гарях в сосновых лесах Западного Забайкалья // Наука и образование. 2017. № 3. С. 101–106.
38. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. P. 314–322. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
39. Anderson T.-H., Domsch K.H. Application of eco-physiological quotients ($q\text{CO}_2$ and $q\text{D}$) on microbial biomasses from soils of different cropping histories // Soil Biol. Biochem. 1990. V. 22. P. 251–255. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90094-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G)
40. Barrett K., Baxter R., Kukavskaya E., Balzter H., Shvetsov E., Buryak L. Postfire recruitment failure in Scots pine forests of southern Siberia // Remote Sensing of Environment. 2020. V. 237. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111539>
41. Certini G. Fire as a soil-forming factor. 2014. Ambio 43. P. 191–195. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0418-2>
42. Certini G., Moya D., Lucas-Borja M.E., Mastrolonardo G. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review // Forest Ecology and Management. 2021. V. 488. P. 118989. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>
43. Cutler N.A., Arróniz-Crespo M., Street L.E., Jones D.L., Chaput D.L., DeLuca T.H. Long-term recovery of microbial communities in the boreal bryosphere following fire disturbance // Microb. Ecol. 2017. V. 73. P. 75–90. <https://doi.org/10.1007/s00248-016-0832-7>
44. Dıcen G.P., Rallos R.V., Labides J.L.R., Navarrete I.A. Vulnerability of soil organic matter to microbial decomposition as a consequence of burning // Biogeochemistry. 2020. V. 150. P. 123–137. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00688-1>
45. Dooley S.R., Treseder K.K. The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies // Biogeochemistry. 2012. V. 109. P. 49–61. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9633-8>
46. Fritze H., Pennanen T., Pietikainen J. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning // Can. J. Forest Research. 1993. V. 23. P. 1286–1290. <https://doi.org/10.1139/x93-164>
47. Insam H., Hasehwandter K. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession // Oecologia. 1989. V. 79. P. 174–178. <https://doi.org/10.1007/bf00388474>
48. IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. Int. soil Classif. Syst. naming soils creating legends soil maps.
49. Kukavskaya E.A., Buryak L.V., Shvetsov E.G., Conard S.G., Kalenskaya O.P. The impact of increasing fire frequency on forest transformations in southern Siberia // Forest Ecology Management. 2016. V. 382. P. 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.015>
50. Ludwig S.M., Alexander H.D., Kielland K., Mann P.J., Natali S.M., Ruess R.W. Fire severity effects on soil carbon and nutrients and microbial processes in a Siberian larch forest // Global Change Biology. 2018. V. 24. P. 5841–5852. <https://doi.org/10.1111/gcb.14455>
51. Mataix-Solera J., Guerrero C., García-Orenes F., Bárce-nas G.M., Torres M. P. Forest fire effects on soil microbiology // Fire Effects on Soils and Restoration Strategies.

- Enfield: Cerdà Science Publishers, 2009. P. 133–175.
<https://doi.org/10.1201/9781439843338n>
52. Pingree M.R.A., Kobziar L.N., 2019. The myth of the biological threshold: A review of biological responses to soil heating associated with wildland fire // *Forest Ecology and Management*. V. 432. P. 1022–1029.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.032>
 53. Prendergast-Miller M.T., DeMenezes A.B., Macdonald L.M., Toscas P., Bissett A., Baker G., Farrell M., Richardson A.E., Wark T., Thrall P.H. Wildfire impact: Natural experiment reveals differential short-term changes in soil microbial communities // *Soil Biol. Biochem.* 2017. V. 109. P. 1–13.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.01.027>
 54. Pressler Y., Moore J.C., Cotrufo M.F. Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna // *Oikos*. 2019. V. 128. P. 309–327.
<https://doi.org/10.1111/oik.05738>
 55. Sharma U., Garima, Sharma J.C., Devi M. Effect of forest fire on soil nitrogen mineralization and microbial biomass: A review // *J. Pharmacognosy Phytochemistry*. 2017. V. 6. P. 682–685.
 56. Yeager C.M., Northup D.E., Grow C.C., Barns S.M., Kuske C.R. Changes in nitrogen-fixing and ammonia-oxidizing bacterial communities in soil of a mixed conifer forest after wildfire // *Appl. Environ. Microbiol.* 2005. V. 71. P. 2713–2722.
<https://doi.org/10.1128/AEM.71.5.2713-2722.2005>

Changes in the Microbiological and Physico-Chemical Properties of Soils after Fires in Pine and Birch Forests of Central Regions of the Zabaikal Krai

A. V. Bogorodskaya^{1, *}, E. A. Kukavskaya¹, O. P. Kalenskaya², and L. V. Buryak^{1, 2, 3}

¹*Sukachev Institute of Forest FRC KSC SB RAS, Krasnoyarsk, 660036 Russia*

²*Reshetnev Siberian State University of Science and Technology, Krasnoyarsk, 660049 Russia*

³*The Branch of FBU VNIILM "Centre of Forest Pyrology", Krasnoyarsk, 660062 Russia*

*e-mail: anbog@ksc.krasn.ru

The microbiological and some physico-chemical properties of illuvial-ferruginous soddy-podburs (Entic Rustic Podzols) soils in Scots pine forests and gray-humic typical light loamy soils (Umbrisols) in secondary birch forests of the central regions of the Zabaikal krai have been studied. Fires in soddy-podburs pine forests resulted in decrease in the total exchangeable basis, total nitrogen, mobile forms of potassium and phosphorus, and in increase in the proportion of C : N; while in birch forests, on the contrary, an increase of the mentioned indicators and a narrowing of the C : N proportion in the gray-humic typical soils were observed. The content of humus in the upper soil horizon decreases only in recently burned Scots pine forests after a high-severity fire, while in other sites it increases. A decrease in the soil acidity was observed at all burned sites. High-severity fires lead to a significant decrease in the content of microbial biomass and the intensity of basal respiration, as well as to a change in the structure of ecological and trophic groups of microorganisms in the soils up to a depth of 10 cm of the mineral horizon, while low-severity fires mainly affect the duff. The $q\text{CO}_2$ coefficient increased 2–5 times after fires in the duff and 1.5–2 times in the humus horizon only after high-severity fires. In recently burned Scots pine forests, the storage of microbial biomass and microbial production of carbon dioxide significantly decreased up to a depth of 10 cm of the mineral soil layer. In the steppe site formed after the impact of fires in the pine forest, and in the birch forest after a high-severity fire, in the humus horizon the carbon storage of microbial biomass decreased by 15–20%, and the microbial production of CO_2 increased by 10–20%, predetermining the predominance of mineralization processes. The considered post-fire transformation of the structural and functional parameters of soil microbiocenosis, as well as a 20–40% decrease in the total carbon storage of microbial biomass in the soils of all sites demonstrate a long recovery period of soils after fires in light coniferous and deciduous forests of the central regions of the Zabaikal krai.

Keywords: Entic Rustic Podzols, Umbrisols, forest fires, microbial biomass, basal respiration, $q\text{CO}_2$

ИССЛЕДОВАНИЕ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ОЦЕНОК ЗАПАСОВ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В МАСШТАБАХ УГОДИЙ

© 2023 г. В. П. Самсонова^{а, *}, Ю. Л. Мешалкина^{а, b}, В. А. Добровольская^а,
М. И. Кондрашкина^а, С. Е. Дядькина^а, О. И. Филиппова^а,
Д. Г. Кротов^с, Т. М. Морозова^с, П. В. Красильников^а

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

^бРГАУ-МСХА им. К.А. Тимирязева, ул. Тимирязевская, 49, Москва, 127434 Россия

^сБрянский государственный аграрный университет,
ул. Советская, 2а, Кокино, Брянская область, 243365 Россия

*e-mail: vkbun@mail.ru

Поступила в редакцию 16.04.2023 г.

После доработки 19.06.2023 г.

Принята к публикации 21.06.2023 г.

Проведено исследование источников неопределенности оценки запасов органического углерода в слое 0–30 см в масштабах площадки опробования (100 × 100 м), заложенной на дерново-подзолистой окультуренной почве (Albic Glossic Retisol (Aric, Loamic, Ochric)). В эксперименте использовали два способа отбора проб: классический по 10-сантиметровым слоям из прикопок и буром на глубину 0–30 см. Плотность почвы определяли методом Качинского, содержание углерода — методом Тюрина. Часть проб дополнительно проанализировали в Брянском государственном аграрном университете. Оценены неопределенности, связанные с природным варьированием, пробоподготовкой и собственно аналитическим процессом. Аналитическая неопределенность измерения плотности в условиях проведенного эксперимента не зависела от глубины опробования и составляла около 6%. Аналитическая погрешность по методу Тюрина не отличалась в разных лабораториях. Ее вклад составлял 5–9% от общей дисперсии содержания органического углерода почвы на участке. Неопределенность пробоподготовки обуславливала от 11 до 26%, природное варьирование — от 49 до 68% от общей дисперсии соответственно. Определение содержания углерода в пробах, отобранных буром, когда образец отбирается сразу на 0–30 см, выигрывает в уменьшении промежуточных операций и дает сопоставимые результаты по сравнению с послойным отбором почвенных проб.

Ключевые слова: аналитическая погрешность, вклад пробоподготовки, запасы гумуса в условиях воспроизводимости, точность при расчете запасов, доверительный интервал содержания гумуса, дерново-подзолистые почвы

DOI: 10.31857/S0032180X23600725, EDN: YIXGMW

ВВЕДЕНИЕ

Неопределенность данных при проведении долгосрочного мониторинга запасов органического углерода. В настоящее время мониторинг запасов почвенного углерода является одним из приоритетных направлений почвенных и экологических исследований, поскольку почва выступает как резервуар, который может как консервировать углерод, так и освобождать его в виде парниковых газов, наличие которых в атмосфере способствует, как считается, глобальному потеплению. Для информационной поддержки стратегических решений на национальном уровне необходим качественный мониторинг бюджета углерода в региональном и локальном масштабах. Проблемы мониторинга углерода в природных средах, и, в частности, в почвах, за последние 20 лет рас-

сматривались на нескольких совещаниях европейского и мирового уровня. В обзоре о состоянии мониторинга почвенного углерода в Европе [30] авторы показали, что минимальные обнаруживаемые изменения концентрации углерода значительно различаются между сетями почвенного мониторинга в разных странах.

Информация о потенциальной и фактической способности почв секвестрировать углерод требует понятных протоколов по оценке запасов органического углерода в почве [26]. Это было подтверждено на Глобальном симпозиуме по почвенному органическому углероду, проходившего в Риме в 2017, где одна из основных тем формулировалась как “Измерение, картографирование, мониторинг и отчетность почвенного органического

углерода” (сайт ФАО <https://www.fao.org/about/meetings/soil-organic-carbon-symposium/about/ru/>).

Любым данным о свойствах окружающей среды, в том числе и почвах, присуща *неопределенность*, обусловленная как неоднородностью значений ее свойств на разных масштабных уровнях, так и способами получения информации [7, 9, 23]. Зачастую число, полученное в результате анализа, приписывается объектам, размеры которых на несколько порядков больше анализируемой пробы. Для мониторинга природной среды информация о степени неопределенности данных становится особенно важной в современных условиях, поскольку от результата наблюдений зависят действия, направленные на предотвращение тех или иных возможных негативных явлений.

Изменчивость показателя принято характеризовать его дисперсией, которая может быть представлена в виде суммы генеральных дисперсий σ_i^2 , обусловленных разными источниками изменчивости [6, 12, 28].

При конкретном исследовании генеральные дисперсии σ_i^2 заменяются на оценки

$$s_{\text{общ}}^2 = s_{\text{анал}}^2 + s_{\text{природн}}^2, \quad (1)$$

где $s_{\text{общ}}^2$, $s_{\text{анал}}^2$, $s_{\text{природн}}^2$ — это оценки общей, аналитической и природной дисперсии.

Вклады каждой из оценок дисперсий, в свою очередь, могут быть учтены путем постановки специальных экспериментов. В обоих оценках есть, как случайная, так и систематическая составляющая. Оценка случайной составляющей требует постоянства условий эксперимента (объекта исследования, схемы опробования, способа опробования (размер и форма образцов), одинаковой пробоподготовки и метода анализа [6, 13]. Исследование систематической составляющей должно проводиться при разных диапазонах влияющих факторов, например, для разных размеров проб, разных территорий, разных методов анализа и т.п.

Анализ источников неопределенности запасов органического вещества почвы. Общая формула. Содержание органического углерода в пахотном слое угодий варьирует в пределах от 7 до 27% [1, 2, 5, 14], поэтому мониторинг его запасов требует знания причин варьирования.

Стандартный метод расчета запаса почвенного органического углерода M (т/га) в слое учитывает C — содержание почвенного углерода, %; dv — плотность сложения почвы, г/см³; h — мощность слоя, см (2):

$$M = Cdvh. \quad (2)$$

Для каменистых почв нужно учитывать объем, занимаемый крупными фрагментами, в которых

не содержится углерод [27, 32] поэтому итоговое уравнение выглядит как (3):

$$M = Cdvhf, \quad (3)$$

где f — доля мелкозема в соответствующем объеме почвы. Поскольку каждая из переменных — величина случайная, ее изменчивость в каждой точке почвенного пространства вносит свой вклад в общую неопределенность конечного результата. Стандартная неопределенность измеряется в стандартных отклонениях. В работе [25] приводится пример расчета стандартной неопределенности запаса органического углерода в слое 0–30 см, на основе стандартной неопределенности содержания органического углерода, плотности и каменистости. При содержании углерода 5%, плотности 1.5 г/см³, каменистости 10% и соответствующих стандартных отклонениях показателей: 1%, 0.1 г/см³, 5%, — запас углерода составил 203 ± 44 т/га, т.е. относительная неопределенность составляет $44/203 \times 100 \approx 22\%$. Понятно, что столь большая неопределенность приводит к необходимости увеличения временных промежутков между повторными наблюдениями мониторинга, а также подтверждает необходимость исследования *источников* неопределенностей с целью их уменьшения. Рассмотрим источники неопределенности при определении запасов органического углерода в почве.

Неопределенность измерения содержания почвенного органического углерода методом Тюрина. Многие авторы рекомендуют использовать для определения содержания почвенного углерода сухое сжигание с использованием автоматического C–N-анализатора согласно ISO 10694-1995 [21, 29]. Однако используются и другие методы: например, метод мокрого озоления, который применяется в двух модификациях, различающихся временем и длительностью обработки почвы раствором дихромата калия. В англоязычных странах — это метод Уолкли–Блэка [21]. В России — это метод Тюрина, регламентированный в ГОСТ 26213-2021 и рекомендованный ФАО [17]. В работе [29] провели сравнение четырех методов определения содержания почвенного углерода, в результате которого выяснилось, что не только разные методы дают неодинаковые результаты на разных почвах, но и соответствие между ними, оцениваемое при помощи коэффициентов корреляции, оказывается неустойчивым для одной той же почвы. Сравнение методов сухого сжигания и двух методов мокрого озоления для почв РФ было проведено в серии экспериментов авторов [31], в результате которых была показана их хорошая сопоставимость и возможность пересчета результатов.

Роль пробоподготовки. Аналитическая дисперсия долгое время рассматривалась как дисперсия аналитического процесса, т.е. лабораторного

определения показателя. Однако во второй половине XX в. положение стало изменяться. Работы Пьера Ги и его последователей показали [11, 12, 24, 28], что существенный вклад в общее варьирование вносит пробоподготовка, т.е. из природной изменчивости нужно выделить долю, соответствующую способу опробования и предварительной подготовке проб к анализу.

Таким образом, уравнение (2) переходит в уравнение (4):

$$s_{\text{общ}}^2 = s_{\text{анал}}^2 + s_{\text{пробоподг}}^2 + s_{\text{природн}}^2 \quad (4)$$

Получается, что аналитическая неопределенность измерения складывается из аналитической погрешности и неопределенности пробоподготовки. Например, в работе [33] показано, что при мониторинге общего содержания почвенного углерода в пределах одного сельскохозяйственного выдела предварительная обработка образца (просеивание, измельчение), объем исследуемой навески и выбор аналитического метода являются основными факторами, влияющими на общую неопределенность мониторинга углерода. Расширенная неопределенность мониторинга, то есть 95% доверительный интервал для содержания органического углерода, полученный в результате межлабораторных испытаний (включая отбор проб), составил $\pm 20\%$.

Неопределенность измерения плотности почвы. Плотность почвы определяется путем отбора проб фиксированного объема [20]. Известно, что точность определений зависит от значений плотности — в пахотном горизонте предлагается использовать буры большего объема, в подпахотных слоях наиболее часто используются почвенные буры объемом 100 см³. Рекомендуемая повторность определения — до 10 повторностей в пахотных горизонтах, 2–3 повторности в нижележащих [4, 18]. Локализация повторных отборов проб не указывается в исходной методике. Количественные данные о масштабах неопределенности значений плотности почвы немногочисленны и ограничиваются, как правило, средними значениями и относятся чаще всего к необрабатываемым почвам. Например, в работе [15] показано, что пространственная изменчивость объемной плотности в лесном биогеоценозе составляет около 9% от общего варьирования плотности на глубине 10–14 см, а в статье [3] коэффициент вариации плотности пахотной почвы в пределах угодья не превышает 5%. В другом исследовании [10] приводится значение коэффициента вариации в 7% для агрозема структурно-метаморфического.

Неопределенность измерения мощности слоя почвы. Величина погрешности определения мощности слоя будет зависеть от схемы и вида опробования. Если содержание углерода и плотность определяются в отдельных слоях, а размеры этих

слоев фиксируются заранее, то этой погрешностью можно пренебречь, поскольку значения показателей приписываются к центру заранее определенного слоя. Все варьирование, обусловленное неодинаковостью глубин опробования, учитывается в вариабельности показателей.

Однако если опробование производится на всю мощность характеризуемого слоя, то здесь определение мощности слоя может давать заметный вклад в неопределенность результата, поскольку неточности пробоотбора будут приводить к тому, что проба может характеризовать разные слои. Особенно заметно влияние мощности отбираемого слоя на почвах с контрастными горизонтами, такими, в частности, как подзолистые и дерново-подзолистые. В этих почвах при отборе проб буром, например, на глубину 30 см изменение мощности горизонта на 1 см может приводить к добавлению до 3% почвенной массы с существенно более низким содержанием органического вещества. Это приведет к занижению содержания органического углерода и, следовательно, потребует более тщательного усреднения первичной почвенной пробы.

Наконец, влияние размеров отбираемых проб может зависеть от состояния увлажнения почв. Для набухающих почв это влияние будет еще более заметным.

Неопределенность, связанная с долей мелкозема. Этот источник неопределенности актуален для почв, в которых встречаются крупные фрагменты скальных пород или морены. Для таких почв нужны специальные методы опробования, поскольку размеры фрагментов могут быть сопоставимы с размерами обычных почвенных пробоотборников, предназначенных для отбора проб без каменистости. Погрешность в определении доли мелкозема в конкретной точке может быть невелика, однако на суммарной неопределенности будет сильно сказываться закономерность пространственного распределения крупных фрагментов. Пространственное варьирование такого показателя, как каменистость, практически не исследовано, хотя оно с некоторых случаев может быть главным фактором, обуславливающим неопределенность оценок почвенного углерода.

Расчет неопределенности запаса углерода. Поскольку запас почвенного углерода представляет собой многократное косвенное измерение, объединяющее несколько прямых измерений, его неопределенность должна учитывать неопределенности каждого из этих измерений. Формула конечного результата представляет собой произведение, также можно предположить, что свойства имеют нормальное распределение и некоррелированы друг с другом. Стандартная неопределенность может быть найдена по достаточно сложной формуле, основанной на разложении

рядов Тейлора [25]. Приведем упрощенный вариант, для случая, когда не учитывается неопределенность измерения слоя h (5):

$$\Delta_m = h \sqrt{s_c^2 dv^2 f^2 + C^2 s_{dv}^2 f^2 + C^2 dv^2 s_f^2}, \quad (5)$$

где Δ_m (т/га) – стандартная неопределенность в слое h , C – содержание почвенного углерода, %; dv – плотность сложения почвы, г/см³; h – мощность слоя, см, s_c , s_{dv} , s_f – соответствующие стандартные отклонения.

Проще рассчитывается относительная неопределенность запаса углерода ϵ_M , выраженная в %, которая по сути является аналогом коэффициента вариации (5):

$$\epsilon_M = \sqrt{\epsilon_C^2 + \epsilon_{dv}^2 + \epsilon_h^2 + \epsilon_f^2}, \quad (6)$$

где ϵ_C , ϵ_{dv} , ϵ_h , ϵ_f – относительные неопределенности измерения (%), соответственно, содержания углерода, плотности, мощности слоя и каменности. Тогда стандартная неопределенность (Δ_m) может быть найдена согласно уравнению (7):

$$\Delta_m = M \epsilon_M, \quad (7)$$

где M – среднее значение запаса углерода.

Для примера из [25] расчеты выглядят следующим образом. Запасы могут быть найдены согласно уравнению (3), стандартную и относительные неопределенности согласно формулам (5–7),

$$M = 5[\%] \times 1.5 \left[\frac{\text{г}}{\text{см}^3} \right] \times 30 [\text{см}] \times (100 - 10) / 100 = 202.5 [\text{т/га}],$$

$$\begin{aligned} \Delta_m &= \\ &= 30 \times \sqrt{0.1^2 1.5^2 0.9^2 + 5^2 0.1^2 0.9^2 + 5^2 1.5^2 0.05^2} = \\ &= 44.1 [\text{т/га}], \end{aligned}$$

$$\epsilon_Z = \sqrt{\left(\frac{5}{1}\right)^2 + \left(\frac{1.5}{0.1}\right)^2 + \left(\frac{(100-10)}{5}\right)^2} = 21.8[\%],$$

$$\Delta_m = 202.5 \times 21.8 = 44.1 [\text{т/га}].$$

Цель настоящего исследования – на конкретном примере оценить точность определения запасов органического вещества почвы на экспериментальной площадке в условиях повторяемости, с максимальным возможным постоянством условий определения, и межлабораторной воспроизводимости, когда происходит смена аналитической лаборатории и оператора.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Экспериментальный участок. Общая характеристика. Экспериментальный участок располагался на одном из полей Учебно-опытного почвенно-экологического центра МГУ им. М.В. Ломоносова (56.0400° N, 37.1662° E). Отбор проб

производили в сентябре 2022 г. Последние три года (2019–2022) поле находилось под паром и регулярно пахалось, до этого много лет поле находилось в залежном состоянии. Рельеф холмисто-волнистый, микрорельеф – борозды вспашки. Согласно классификации 1977 г., почвы относятся к дерново-подзолистым окультуренным почвам (Albic Glossic Retisol (Aric, Loamic, Cutanic, Ochric)).

Схема отбора образцов. Пробы почвы отбирались на площадке размером 100 × 100 м в пяти точках (рис. 1). Использовались две схемы опробования: из прикопок и буром. В первой схеме был совмещен отбор проб для определения плотности почвы и содержания органического углерода. Определение плотности почвы проводилось из прикопок в двух параллельных колонках (20 см между пробами) в центрах слоев 0–10, 10–20 и 20–30 см при помощи кольцевого бура объемом 100 см³. Высота кольца составляла 5 см. После взвешивания и отбора проб для определения влажности почвенная масса использовалась для определения содержания почвенного углерода. Содержание углерода и плотность, определенные в таком образце, относили ко всему слою мощностью 10 см.

Пробы буром (диаметр бура 4 см, длина 30 см) отбирались рядом с прикопками на всю глубину как единый образец в 3-кратной повторности. Расположение проб из прикопок и образцов, отобранных буром, относительно почвенных горизонтов показаны на рис. 1.

Пробоподготовка и анализ содержания углерода. Для всех образцов пробоподготовку проводили одинаково. Почвенную массу доводили до воздушно-сухого состояния, измельчали и просеивали через сито 2 мм, крупные корни удаляли, а мелкие корни отбирали наэлектризованной стеклянной палочкой.

Содержание органического углерода в образцах определяли методом Тюрина в модификации Никитина (нагревали не в водяной бане, а в сушильном шкафу при 140°C) и Орлова-Гриндель (спектрофотометрическое окончание вместо титрования).

Анализ проводился из проб, отобранных для определения плотности с трех глубин (30 проб); и из проб, отобранных буром (15 проб) по схеме двойных проб [12, 22]. Для исключения систематических ошибок при определении содержания углерода пробы исследовали в случайном порядке. Для контроля воспроизводимости образцы из трех прикопок (18 штук) были проанализированы в испытательной лаборатории Брянского государственного аграрного университета (ГАУ). Для определения использована та же самая модификация метода Тюрина.

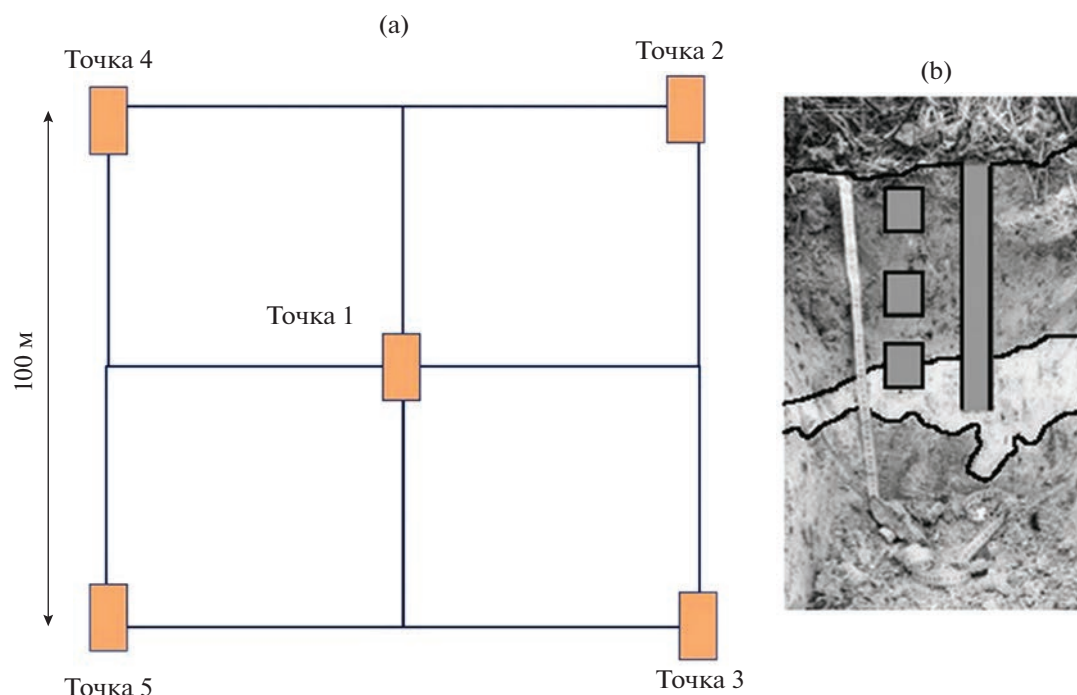


Рис. 1. Характеристика пробоотбора: расположение точек опробования на площадке (а); соотношение образцов из прикопок и образцов, отобранных буром 0–30 см, относительно почвенных горизонтов (б).

Статистическая обработка данных и расчет запасов углерода. Основное отличие расчетов запасов углерода в слое 0–30 см для проб из прикопок и проб, отобранных буром, состояло в том, что в первом случае запас почвенного углерода в слое 0–30 см определяли суммированием значений по слоям, а во втором случае — получаемое значение соответствовало почвенной массе, полученной физическим усреднением всего образца. Брали среднюю плотность для всего образца.

Результаты обрабатывали иерархическим дисперсионным анализом [6, 16]. Для плотности рассматривались уровни точка–глубина–повторность (случайность). Для содержания углерода число уровней было увеличено: точка – глубина – повторность полевой пробы – повторность навески – аналитическое определение. Уровень

значимости при проверке статистических гипотез был равен 0.05.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Анализ неопределенности оценки плотности. Поскольку пробы отбирались в сентябре, плотность сложения почвы достигла квазиравновесного состояния, так как после весенней вспашки уже прошло больше 3 мес. (табл. 1). С глубиной плотность увеличивалась, достигая сравнительно высоких значений на отметке 30 см. Степень вариабельности в пределах участка 100 на 100 м была невысокой. Однако, следует отметить, что наличие “отскоков” как в области низких, так и в области больших значений (табл. 1) заметно увеличивает коэффициенты вариации, относящиеся к разным глубинам.

Таблица 1. Плотность дерново-подзолистой почвы экспериментального участка

Глубина, см	Повторность	Точка					Среднее исходное	Коэффициент вариации	Среднее винзорированное	Коэффициент вариации
		1	2	3	4	5				
0–10	1	1.28	1.28	1.27	1.43	1.25	1.26	8.0	1.28	6.4
0–10	2	1.28	1.02*/1.10	1.25	1.22	1.23				
10–20	1	1.15	1.36	1.35	1.32	1.41	1.31	5.8	1.31	5.8
10–20	2	1.32	1.37	1.22	1.33	1.29				
20–30	1	1.24	1.45	1.38	1.45	1.36	1.38	6.9	1.36	5.4
20–30	2	1.3	1.36	1.59*/1.49	1.35	1.38				

* Выбывающие значения (“отскоки”) выделены жирным.

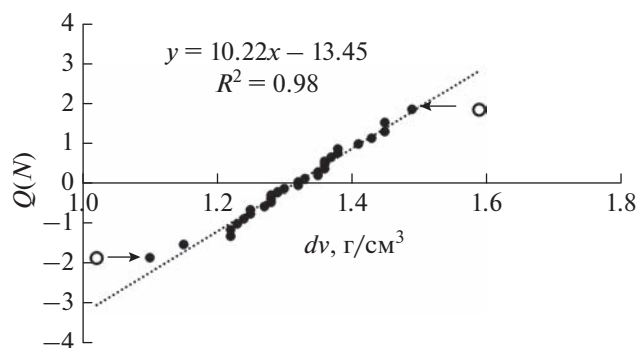


Рис. 2. Нормальный вероятностный график значений плотности почвы (dv). $Q(N)$ — квантили нормального распределения. Незакрашенные точки соответствуют исходным значениям, которые были винзорированы.

Появление “отскоков” в области низких значений плотности может объясняться попаданием пробы на дернину, а высокие значения в нижней части профиля могут быть отчасти обусловлены попаданием в образец частиц гравия, поскольку плащ покровных суглинков, перекрывающий моренные отложения, на территории УОПЭЦ Чашниково, имеет разную мощность, а на отдельных участках морена даже выходит на дневную поверхность.

Нормальный вероятностный график значений плотности показывает, что все данные, кроме двух экстремумов слева и справа, укладываются на прямую (рис. 2). Применив критерий Диксона [8] к этим данным, получим, что они не вписыва-

ются в общее распределение и могут быть удалены из выборки (уровень значимости $\alpha < 0.05$). Поскольку выборка была небольшой, удаление двух значений могло отразиться на конечных выводах. Поэтому для этих данных была проведена операция *винзорирования*, т.е. замена на значения, соответствующие минимальному и максимальному значению в нормальном распределении с соответствующими параметрами при данном объеме выборки.

Общее среднее для плотности сложения равнялось 1.31 г/см^3 , а коэффициент вариации — 5.8%. Как показывают результаты иерархического дисперсионного анализа влияние и точек опробования, и глубин оказывается незначимым, так как вероятность превышения (p -значения) составляет $\alpha > 0.05$. Однако средние значения с глубиной меняются, и, если не учитывать возможную пространственную изменчивость плотности, создается полная иллюзия закономерности этого изменения. Можно видеть (рис. 3), что существует некоторая общая тенденция изменения плотности с глубиной, но каждый отдельный профиль плотности отличается от других, и разнообразие этих “индивидуальностей” таково, что общее уравнение зависимости плотности от глубины не обнаруживается. В эту группу профилей укладываются расчетные данные, полученные по функции преобразования (педотрансферной функции), предложенной для дерново-подзолистых почв [19].

Поскольку дисперсионный анализ не позволил выявить влияние ни глубины, ни местоположения точки опробования, можно принять, что

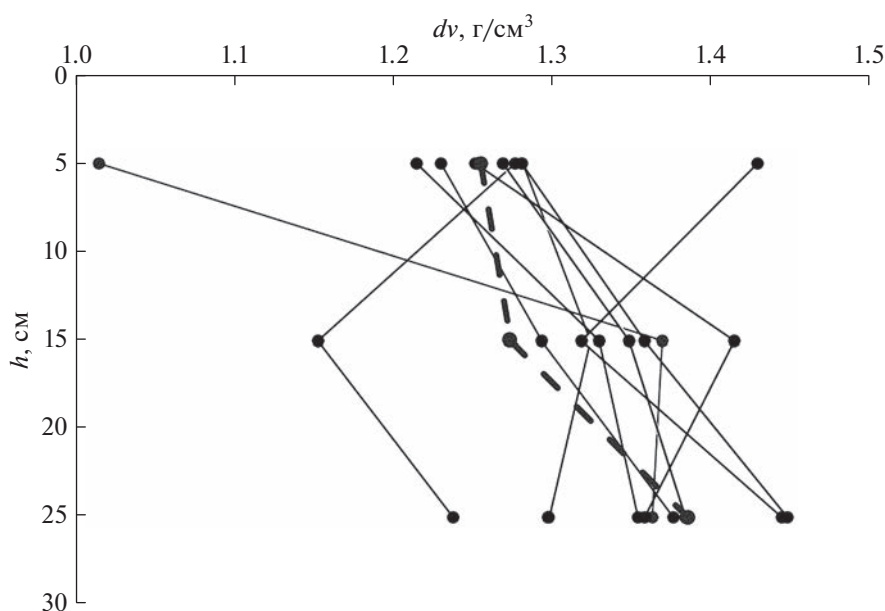


Рис. 3. Изменение плотности сложения почвы (dv) с глубиной (h). Пунктиром выделены расчетные значения по [19].

Таблица 2. Результаты иерархического дисперсионного анализа определений плотности

Источник варьирования	Число степеней свободы	Сумма квадратов	Средний квадрат	F-критерий	p-значение
Между точками	4	0.025	0.0062	0.54	0.71
Между глубинами	10	0.115	0.0115	2.05	0.10
Случайные причины	15	0.084	0.0056		
Факторы в целом	29	0.224	0.0077		

Таблица 3. Результаты иерархического дисперсионного анализа содержания органического углерода для проб, отобранных из прикопок

Источник варьирования	Число степеней свободы	Сумма квадратов	Средний квадрат	Критерий Фишера	p-значение	η^2	Дисперсии
Местоположение точки отбора	4	2.032	0.508	8.3	0.003	54.4	0.018
Глубина	10	0.612	0.061	4.3	0.006	16.4	0.006
Повторность в точке отбора	15	0.215	0.014	0.6	0.826	5.7	0.000
Пробоподготовка	30	0.681	0.023	6.9	0.000	18.2	0.010
Случайность	60	2.032	0.508	8.3	0.003	54.4	0.018
Факторы в целом	119	0.612	0.061	4.3	0.006	16.4	0.006

Примечание. η^2 – оценка степени влияния, %.

общее варьирование определяют случайные причины. Тогда наилучшей оценкой стандартной неопределенности (стандартное отклонение аналитической погрешности) для плотности будет корень из случайного среднего квадрата из таблицы дисперсионного анализа (табл. 2):

$$s_{\text{аналит}} = \sqrt{0.0056} = 0.075 \text{ (г/см}^3\text{)}.$$

Таким образом, относительная неопределенность будет равна $0.075/1.32 \times 100 = 5.7 \approx 6\%$.

Сравнивая с результатами, которые были получены другими авторами [3, 10, 15] можно видеть, что эта величина сравнима с коэффициентами вариации, полученными при анализе различных почв.

Анализ неопределенности содержания органического углерода почвы (лаборатория МГУ). Статистические характеристики содержания органического вещества в слое 0–30 см, определенные на площадке 100×100 м с использованием разных схем опробования, несколько различаются. Так, для проб из прикопок среднее и дисперсия равняются 1.48% и $0.032(\%)^2$ соответственно, а для проб, отобранных буром, – 1.28% и $0.038(\%)^2$.

Результаты иерархического дисперсионного анализа для органического углерода в пробах, отобранных на плотность из прикопок, показывают, что все рассматриваемые факторы, кроме повторности в точке отбора, оказывают влияние на конечные результаты определения содержа-

ния органического углерода (табл. 3). Больше половины изменчивости значений обуславливает местоположение точки отбора на участке. Как и следовало ожидать, сильно влияет глубина отбора пробы. Повторность в точке отбора не влияет на конечный результат. А вот дисперсия пробоподготовки в три раза превышает дисперсию, обусловленную случайностью.

Результаты иерархического дисперсионного анализа для органического углерода в пробах, отобранных буром, показывают, что все рассматриваемые факторы, включая повторность в точке отбора, оказывают влияние на конечные результаты определения содержания органического вещества (табл. 4).

Сопоставление результатов разных схем опробования. Это сравнение (рис. 4) показывает, что вклад случайных факторов почти одинаков, а влияние пробоподготовки оказалось разным. Случайная дисперсия, которая оценивает аналитическую погрешность, в обоих случаях близка.

Используемые схемы анализа для проб в прикопках и проб, отобранных буром, различаются уровнями агрегации вариабельности. В случае прикопок учитывается глубина слоя, соответствующая отбору пробы, а для образцов, отобранных буром, этот фактор неявным образом включен в повторность в точке отбора. Но если учесть, что фактор повторность в точке отбора для образцов из прикопок не значимый, то вероятно глуби-

Таблица 4. Результаты иерархического дисперсионного анализа содержания органического углерода для проб, отобранных буром

Источник варьирования	Число степеней свободы	Сумма квадратов	Средний квадрат	Критерий Фишера	p-значение	η^2	Дисперсии
Местоположение	4	1.664	0.416	10.0	0.002	72.6	0.031
Повторность в точке отбора	10	0.417	0.042	3.2	0.020	18.2	0.008
Пробоподготовка	15	0.148	0.010	5.0	0.000	6.4	0.005
Случайность	30	0.063	0.002			2.8	0.002
Факторы в целом	59	2.292					

Примечание. η^2 – оценка степени влияния, %.

на отбора пробы неявным образом учитывается в образцах, отобранных буром. Об это свидетельствует и близость дисперсий, соответствующих этим факторам.

Анализируя соотношение дисперсий, обусловленных лабораторной повторностью и случайными причинами для проб, отобранных буром, можно видеть, что оценки неопределенности, связанной с особенностями пробоподготовки, в 2 раза превышают аналитическую погрешность метода. Это подтверждает необходимость уделять особое внимание процессу стандартизации пробоподготовки, что поспособствует уменьшению общей неопределенности оценки.

Сравнение значений, соответствующих разным способам опробования (из прикопок и буром) в отдельных точках, показывает, что, в четырех точках из пяти, пробы, отобранные буром, дают более низкие значения (табл. 5). Вероятность получения такого исхода в силу случайных причин может быть рассчитана из биномиального распределения. Будем считать, что вероятность от-

клонений разности результатов в положительную или отрицательную сторону одинакова и равна $p = 0.5$. Тогда вероятность получения четырех отрицательных результатов из пяти испытаний будет равна 16%:

$$P_4 = \frac{5!}{4!1!} 0.5^4 \times 0.5^1 = 0.1562,$$

что не дает оснований считать, что такие расхождения маловероятны, т.е. расхождения в одну сторону результатов при разном способе опробования получились чисто случайно. Отметим, что при подобном сопоставлении учитывается лишь знак отклонения, но не его абсолютная величина. Однако появление отрицательных значений весьма вероятно, поскольку образцы, отобранные буром, охватывали всю 30-сантиметровую толщу, а образцы из прикопок соответствовали центрам горизонтов. С одной стороны, отбор проб из центров, сопряженный с оценкой плотности, должен давать более правильные результаты, однако при этом не учитывается контрастность выше- и нижележащих горизонтов по содержанию органического углерода, что демонстрирует рис. 2. Это можно было бы учесть, определив содержание органического углерода в нижележащем горизонте и интерполировав значение на общую глубину.

Сопоставление результатов показывает, что влияние лабораторий на средний уровень значений может быть существенным, поскольку лаборатория Брянского ГАУ в среднем для трех точек дала завышенные результаты. Однако для однозначного утверждения число совместно проанализированных проб мало, поскольку вероятность случайного превышения составляет $(0.5)^2 = 0.125$. Тем не менее, возможность смещения оценок всегда нужно иметь в виду.

Анализ неопределенности содержания органического углерода почвы (Брянский ГАУ). Иерархический дисперсионный анализ части проб, пере-

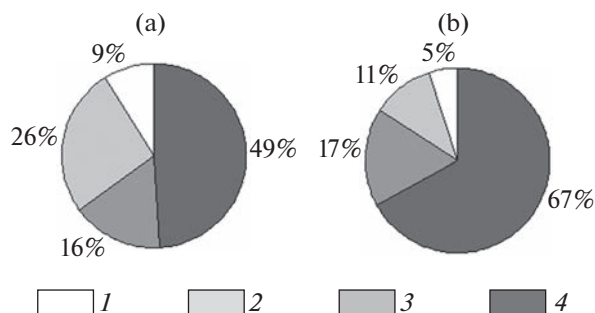


Рис. 4. Соотношение вкладов факторов (1 – анализ; 2 – пробоподготовка; 3 – повторность в точке отбора; 4 – местоположение точки отбора) в общее варьирование содержания органического углерода в образцах, отобранных из прикопок (а) с глубины 0–10, 10–20 и 20–30 см и буром (б) на глубину 0–30 см.

Таблица 5. Средние значения содержания органического вещества в отдельных точках опробования для слоя 0–30 см

Номер точки	Пробы, отобранные из прикопок		Пробы, отобранные буром
	лаборатория МГУ	лаборатория Брянского ГАУ	лаборатория МГУ
1	1.48	1.58	1.50
2	1.52	Не опр.	1.16
3	1.69	1.76	1.45
4	1.31	Не опр.	1.17
5	1.37	1.47	1.10
Общее среднее	1.48	1.61	1.28

Таблица 6. Иерархический дисперсионный анализ для результатов повторного анализа проб

Источник варьирования	Число степеней свободы	Сумма квадратов	Средний квадрат	<i>F</i>	<i>p</i>	η^2	Дисперсия
Местоположение точки отбора	2	0.509	0.2547	3.8	0.084	46.0	0.016
Глубина	6	0.397	0.0662	3.7	0.039	35.9	0.005
Пробоподготовка	9	0.162	0.0180	8.3	0.000	14.6	0.008
Случайность	18	0.039	0.0022			3.51	0.002
Факторы в целом	35	1.107	0.0000				

Примечание. η^2 – оценка степени влияния, %.

данных в лабораторию Брянского ГАУ, показывает хорошее совпадение с результатами анализа проб из прикопок, что свидетельствует об устойчивости оценок неопределенности. Однако для определений содержания органического углерода в лаборатории Брянского ГАУ фактор “местоположение точки отбора” оказался незначимым (табл. 6). Остальные факторы, как и в ранее рас-

смотренных случаях, оказались значимыми и их дисперсии сравнимы с предыдущими случаями.

Для увеличения числа степеней свободы, с которыми оценивается аналитическая погрешность, можно усреднить дисперсии, соответствующие случайным факторам. Таким образом, средняя аналитическая погрешность $s_{\text{аналит}}$ содержания органического вещества составляет:

$$s_{\text{аналит}} = \sqrt{(0.0033 \times 60 + 0.0021 \times 30 + 0.0022 \times 18) / (60 + 30 + 18)} = 0.052 (\%),$$

что меньше стандартной неопределенности в условиях межлабораторной воспроизводимости, ГОСТа 26213-2021, которая для разных диапазонов значений содержания составляет около 0.1%.

Суммарная дисперсия, обусловленная пробоподготовкой и случайностью, может быть оценена при помощи усреднения сумм аналитической дисперсии и пробоподготовки, а именно, 0.0130, 0.0070, 0.0099 (%²). Эта величина может быть усреднена с соответствующими числами степеней свободы:

$$s_{\text{пробоподг}} = \sqrt{(0.0130 \times 30 + 0.0070 \times 15 + 0.0099 \times 9) / (30 + 15 + 9)} = 0.089 (\%),$$

что так же соответствует стандартной неопределенности в условиях межлабораторной воспроизводимости.

Сравнение расчетов запасов при разных схемах при условии одинаковой плотности почвы. Если принять, что средняя плотность и относительная неопределенность плотности одинаковы для всей 30-сантиметровой толщи, то запасы органического углерода на площадке, рассчитанные по разным схемам, будут различаться (табл. 7). Если

пренебречь погрешностями определения мощности слоя и содержания крупных фрагментов, то относительная неопределенность запасов почвенного углерода может быть рассчитана по формуле (5).

Относительные неопределенности средних значений должны быть меньше в $\sqrt{5}$, поскольку число точек опробования было равно 5. Умножая средние на относительную неопределенность, получим стандартные неопределенности, а после

Таблица 7. Сопоставление результатов определения изменчивости запасов углерода при использовании разных способов опробования

Показатель	Пробы из прикопок	Пробы, отобранные буром
Запас, т/га	58.2	50.3
Относительная неопределенность, %	13.4	16.4
Относительная неопределенность среднего, %	6.0	7.4
Стандартная неопределенность, т/га	3.5	3.7
Расширенная неопределенность, т/га	58.2 ± 7.0	50.3 ± 7.4

умножения на коэффициент 2, получаем относительные вероятностные неопределенности (расширенные неопределенности) с доверительной вероятностью 95%. Таким образом, окончательный результат расчетов средних запасов органического вещества на площадке будет равен 58.1 ± 7.0 т/га для проб из прикопок и 50.3 ± 7.4 т/га для проб, отобранных буром.

ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенное исследование подтверждает, что источник “пробоподготовка”, куда входит высушивание проб, их измельчение и просеивание через сито 2 мм, отбор корней, растирание почвенной массы и отбор проб для анализа обуславливает 11–26% общей вариабельности содержания почвенного углерода (определение методом Тюрина), что превышает собственно аналитическую погрешность. Поэтому приемы, обеспечивающие более тщательную пробоподготовку, могут существенно уменьшить влияние этого источника неопределенности. По-видимому, ключевым моментом здесь является отбор мелких корней. Эта процедура часто пропускается, однако, нельзя не учитывать, что в процессе пробоподготовки хрупкие сухие корешки измельчаются и, становятся трудно заметными. Поэтому использование стеклянной (эбонитовой) палочки для отбора корней стабилизирует значения содержания органического углерода.

Если целью исследования является только оценка содержания углерода в некотором слое, то определение значений в более тонких слоях и последующее суммирование создает иллюзию точности, поскольку суммирование значений в результирующем слое сопровождается ростом неопределенности. Временные затраты отбора колонки из трех проб по глубинам из прикопок (если опробование ведется по схеме, изложенной в работе) превышают в 5–7 раз время, затрачиваемое на отбор одного образца буром. Аналитические неопределенности при использовании образцов разной формы оказываются сопоставимыми. То же самое можно сказать и относительно оценки общего варьирования содержания почвенного углерода на участке. Но если простое

определение интересующего показателя сопровождается дополнительными исследованиями, например, оценкой почвенного дыхания в разных почвенных слоях или исследованиями видового состава биоты, тогда затраты на закладку прикопок и отбор проб по слоям будут вполне оправданным.

Неопределенность значения плотности, коэффициент вариации которой не превышает 6% на площадках размером в 1 га, дает небольшой вклад в неопределенность оценки запаса углерода, так что с чисто практической точки зрения знание значений плотности в каждой точке отбора мало уменьшают неопределенность расчетов запаса углерода. Затраты на определение плотности в точках отбора проб для определения углерода несопоставимы со снижением ошибки запасов.

Аналитические погрешности метода Тюрина оказались практически одинаковыми в двух лабораториях, но средние значения содержания органического вещества, определенные в лаборатории Брянского ГАУ, были систематически выше, чем в лаборатории факультета почвоведения МГУ. Однако этот факт можно рассматривать лишь как направление для дальнейшего исследования, поскольку повторность для статистического заключения была недостаточной.

Непременным условием мониторинга почвенных показателей является определение содержания органического углерода в сертифицированных лабораториях, соблюдение случайного порядка анализируемых проб, обязательное наличие контрольных проб в аналитических партиях и контроль повторяемости для каждой партии проб путем добавления анонимных повторных проб.

Любое очень точное определение почвенного показателя в то же время может быть неправильным, если пробоотбор, метод (или лаборатория) вносят систематическое отклонение. Систематическая погрешность всегда трудно определима.

Структурирование неопределенностей позволяет оценить природное варьирование на экспериментальной площадке. Оказывается, что его оценивание при помощи разных схем опробования дает близкие результаты. Возможно, это позволит сравнивать разные ландшафты именно по

величине природного варьирования анализируемого показателя, вычленив эту часть общей изменчивости и тем самым лучше ориентироваться в процессах, обуславливающих это варьирование.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Пространственное варьирование почвенного свойства на некоторой территории может быть структурировано в зависимости от факторов, его обуславливающих. Поскольку информация о почвенном теле получают в виде результата анализа почвенных образцов (единичных или смешанных), первый уровень факторов – это возможные ошибки, связанные с выполнением протокола конкретного анализа почвенной массы, которые в общем могут быть названы аналитической погрешностью. Максимальную относительную неопределенность для каждого анализа обычно можно найти в соответствующем ГОСТе. Ошибки этого уровня для обычных анализов не превышают 10–15% и часто учитываются при интерпретации результатов.

Второй уровень – это ошибки, связанные с пробоподготовкой. Этот фактор неопределенности может вносить большой вклад, но зачастую считается, что он уже учтен в блоке аналитических ошибок. Например, отбор корней при анализе содержания органического вещества, степень предварительного измельчения и способ отбора аналитической пробы из подготовленного для анализа образца может обуславливать большой разброс значений. Этот фактор обычно совсем не учитывается, хотя, как показано выше, может составлять 10% и более от общего варьирования.

Третий уровень – это отбор проб в поле. В зависимости от того, отбирались ли пробы из разрезов или почвенная проба формировалась при смешивании нескольких проб, по фиксированным глубинам или по почвенным горизонтам и так далее, ошибки могут быть разными и, как следствие, получаемые результаты могут быть несопоставимыми. Так, сравнение данных, полученных в единичном разрезе, со смешанной пробой, полученной на угодье, может приводить к ошибочным выводам, поскольку отдельный разрез не может отражать всего многообразия свойств угодья.

Следующий уровень – уровень территориальный. Это может быть сельскохозяйственное угодье, несколько угодий, регион и так далее.

Степень влияния каждого фактора можно учесть путем иерархического дисперсионного анализа, однако его применимость ограничивается требованиями независимости наблюдений, одинаковости дисперсий по грациям факторов и соответствием закона распределения свойства

нормальному распределению. По крайней мере, эти требования должны быть проверены перед проведением анализа или известны из предыдущих исследований.

Поскольку при расчетах запасов углерода используются такие величины, как мощность слоя, плотность и каменистость, они также вносят вклад в общую неопределенность результата. Поэтому суммарная неопределенность результата может быть большой. Использование смешанных проб и специальных схем опробования в ряде случаев позволяет существенно уменьшить эти неопределенности.

Таким образом, представление о почве зависит от способа получения информации об объекте. Однако этот факт не всегда учитывается в почвенных исследованиях. Для оценки влияния факторов разной природы необходимо четкое разделение масштабов возможных аналитических погрешностей и действительных изменений. Анализ источников неопределенностей, связанных с получением первичной информации, должен быть неотъемлемым этапом любых почвенных исследований.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках реализации важнейшего инновационного проекта государственного значения “Разработка системы наземного и дистанционного мониторинга пулов углерода и потоков парниковых газов на территории Российской Федерации, обеспечение создания системы учета данных о потоках климатически активных веществ и бюджете углерода в лесах и других наземных экологических системах” (рег. № 123030300031-6).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Белобров В.П.* Варьирование некоторых химических и морфологических свойств дерново-подзолистых почв в пределах элементарных почвенных ареалов и классификационных групп // Почвенные комбинации и их генезис. М.: Наука, 1972. С. 115–123.
2. *Березовский В.А., Семенов В.А., Политанская В.В.* Пространственная вариация содержания гумуса в почвах разной степени окультуренности // Свойства почв, их изменение при окультуривании и влияние на урожай в Северо-западной зоне РСФСР. Л.: СЗНИИСХ, 1984. С. 33–39.
3. *Бурлакова Л.М., Морковкин Г.Г., Кувраев В.А., Овчиннов И.И., Тонких В.В.* Варьирование влажности и плотности почвы в агроценозе пшеницы // Вестник Алтайского гос. аграрного ун-та. 2003. № 2. С. 39–41.

4. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы определения физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1961. 345 с.
5. Готра О.Н. Структура пространственной неоднородности содержания гумуса в пахотном слое дерново-подзолистой почвы в пределах одного поля. Дис. ... канд. биол. наук: 06.01.03. М., 2004. 120 с.
6. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1995. 320 с.
7. Дмитриев Е.А. Теоретические и методологические проблемы почвоведения. М.: ГЕОС, 2001. 376 с.
8. Залаяжный В.В. Статистические методы контроля и управления качеством. Архангельск: Архангел. гос. техн. ун-т, 2004. 87 с.
9. Козловский Ф.И., Роде А.А. Выбор участков для стационарных исследований, их первичное изучение и организация наблюдений на них // Принципы организации и методы стационарного изучения почв. М.: Наука, 1976. С. 62–94.
10. Липатов Д.Н., Щеглов А.И., Манахов Д.В., Завгородняя Ю.А., Брехов П.Т. Пространственное варьирование содержания бенз(а)пирена и свойств агрозема вблизи Южно-Сахалинской ТЭЦ // Почвоведение. 2015. № 5. С. 633–640.
11. Магнуссон Б., Эрнермарк У. Руководство Eurachem/EUROLAB/CITAC/Nordtest/АМС: Пригодность аналитических методов для конкретного применения. Руководство для лабораторий по валидации методов и смежным вопросам. Киев: ООО “Юрка Любченка”, 2016. 96 с.
12. Рэмзи М., Эллисон С. Руководство Eurachem/EUROLAB/CITAC/Nordtest/АМС: Неопределенность измерения, связанная с отбором пробы. Руководство по методам и подходам. Киев: ООО “Юрка Любченка”, 2015. 156 с.
13. Савкова Е.Н. Систематизация подходов к причинно-следственному моделированию неопределенности при отборе проб и пробоподготовке // Стандартизация. 2019. № 1. С. 33–44.
14. Самсонова В.П., Мешалкина Ю.Л., Дмитриев Е.А. Структура пространственной вариабельности агрохимических свойств пахотной дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1999. № 11. С. 1359–1366.
15. Сибуль Р.А. Особенности пространственного варьирования некоторых физических свойств дерново-подзолистой почвы в лесном биогеоценозе. Автореф. дис. ... биол. наук. М., 1981. 28 с.
16. Снедекор Дж.У. Статистические методы в применении к исследованиям в сельском хозяйстве и биологии / Пер. с англ. В.Н. Перегудова. М.: Сельхозиздат, 1961. 503 с.
17. Стандартная рабочая методика для органического углерода почвы. Спектрофотометрический метод Тюрина. Рим: ФАО, 2021. 26 с.
18. Учебное руководство к полевой практике по физике почв / Под ред. А.Д. Воронина. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. 90 с.
19. Честных О.В., Замолотчиков Д.Г. Зависимость плотности почвенных горизонтов от глубины их залегания и содержания гумуса // Почвоведение. 2004. № 8. С. 937–844.
20. Шейн Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
21. Arrouays D., Saby N.P.A., Hakima B., Jolivet C., Ratié C., Schrumpf M., Merbold L., Gielen B., Gogo S., Delpierre N., Vincent G., Klumpp K., Loustau D. Soil sampling and preparation for monitoring soil carbon // Int. Agrophys. 2018. 32. P. 633–643. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0047>
22. Ellison S.L.R., Williams A. Eurachem/CITAC guide: Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement. EURACHEM, 2012. 141 p.
23. FAO. Soil Organic Carbon Mapping Cookbook. 2nd Edition, Italy, Rome: FAO. 223 p.
24. Gy P. Sampling of heterogeneous and dynamic material systems. Theories of heterogeneity, sampling and homogenizing. Amsterdam: Elsevier, 1992. 654 p.
25. Hengl T., MacMillan R.A. Predictive soil mapping with R. Wageningen: OpenGeoHub foundation, 2019. 370 p.
26. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V. et al. Soil carbon 4 per mille // Geoderma. 2017. V. 292. P. 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
27. Poeplau Ch., Vos C., Don A. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content // Soil. 2017. 3. P. 61–66. <https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017>
28. Ramsey M.H. Sampling the environment: twelve key questions that need answers // Geostandards and Geoanalytical Research. 2004. V. 28. P. 251–261. <https://doi.org/10.1111/j.1751-908x.2004.tb00741.x>
29. Roper W.R., Robarge W.P., Osmond D.L., Heitman J.L. Comparing four methods of measuring soil organic matter in North Carolina soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 2019. V. 83. P. 466–474. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.03.0105>
30. Saby N., Bellamy P., Morvan X., Arrouays D., Jones R.J.A., Verheijen F., Kibblewhite M., Verdoodt A., Üveges J.B., Freudenschuss A., Simota C. Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? // Global Change Biology. 2008. V. 14. P. 2432–2442. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01658.x>
31. Shamrikova E.V., Kondratenok B.M., Tumanova E.A., Vanchikova E.V., Lapteva E.M., Zonova T.V., Lu-Lyan-Min E.I., Davydova A.P., Libohova Z., Suvannang N. Transferability between soil organic matter measurement methods for database harmonization // Geoderma. 2022. V. 412. P.115547.
32. Stolbovoy V., Montanarella L., Filippi N., Jones A., Gallego J., Grassi G. Soil sampling protocol to certify the changes of organic carbon stock in mineral soil of the European Union. Version 2. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2007. 56 p.
33. Tirez K., Vanhoof C., Siegfried H., Deproost P., Swerts M., Joost S. Estimating the Contribution of Sampling. Sample Pretreatment and Analysis in the Total Uncertainty Budget of Agricultural Soil pH and Organic Carbon Monitoring // Commun. Soil Sci. Plant Analysis. 2014. V. 45. P. 984–1002. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.867056>

An Investigation of the Organic Carbon Stocks Estimates Uncertainty on a Fields Scale

V. P. Samsonova^{1,*}, J. L. Meshalkina^{1,2}, V. A. Dobrovolskaya¹, M. I. Kondrashkina¹, S. E. Dyadkina¹, O. I. Filippova¹, D. G. Krotov³, T. M. Morozova³, and P. V. Krasilnikov¹

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

²*Russian State Agrarian University – Moscow Timiryazev Agricultural Academy, Moscow, 127550 Russia*

³*Bryansk State Agrarian University, Kokino village, 243365 Russia*

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

A study of the uncertainty sources in the assessment of organic carbon stocks in a layer of 0–30 cm at the scale of the sampling area (100 × 100 m) laid on soddy-podzolic cultivated soil (Albic Glossic Retisol (Aric, Loamic, Ochric)) was carried out. In the experiment, two sampling methods were used – the classic 10-cm layers from profiles and with an auger to the depth of 0–30 cm. The soil bulk density was determined by the Kachinsky method, the carbon content was determined by the Tyurin method. Some of the samples were additionally analyzed at the Bryansk State Agrarian University. The uncertainties associated with natural variation, sample preparation and the proper analytical process are estimated. The analytical uncertainty of the bulk density under the conditions of the experiment did not depend on the sampling depth and amounted to about 6%. The analytical uncertainty of Tyurin's method did not differ in two laboratories. Its contribution was 5–9% of the total variation of the soil organic carbon content in the area. The uncertainty of sample preparation determined from 11 to 26%, natural variation – from 49 to 68% of the total variance, respectively. Determination of the carbon content in the samples taken by the auger, when the sample is taken immediately at 0–30 cm, wins in reducing intermediate operations and gives comparable results compared to layer-by-layer sampling. The uncertainty of sample preparation determined from 11 to 26%, natural variation – from 49 to 68% of the total variance, respectively. Determination of carbon content in samples taken by auger, when the sample is taken immediately at 0–30 cm, wins in reducing intermediate operations and gives comparable results compared to layer-by-layer soil sampling.

Keywords: analytical error, contribution of sample preparation, humus stocks under reproducibility conditions, accuracy of stocks estimation, humus stock confidence interval

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.48

ПОЧВООБРАЗОВАНИЕ НА ОТХОДАХ САХАРНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ В ЦЕНТРАЛЬНОМ ЧЕРНОЗЕМЬЕ

© 2023 г. И. В. Замотаев^{а, *}, Р. Г. Грачева^а, Ю. В. Конопляникова^а, А. В. Долгих^а, Д. В. Карелин^а,
Е. А. Белоновская^а, А. С. Добрянский^а, П. В. Михеев^б

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

^бФНЦГ им Ф.Ф. Эрисмана Роспотребнадзора, ул. Семашко, 2, Мытищи, Московская область, 141014 Россия

*e-mail: zivigran@rambler.ru

Поступила в редакцию 16.03.2023 г.

После доработки 15.05.2023 г.

Принята к публикации 01.06.2023 г.

Исследовали почвы, формирующиеся на очистных сооружениях сахарных заводов в лесостепной зоне Курской области. Рассмотрены техногенные факторы почвообразования, связанные с производственной свеклосахарной деятельностью, и посттехногенные процессы, действующие в периоды дренирования карт и при забрасывании очистных сооружений. Чередование карт (прудов-отстойников, чеков) и разделяющих их земляных валов определяет своеобразный ячеистый рисунок почвенного покрова. Режим поступления и спуска сточных вод, их состав, а также длительность забрасывания карт обуславливают специфику почв, формирующихся в днищах карт. В действующих картах при периодическом воздействии сточных вод в смеси с другими отходами развиваются перегнойно-гумусовые квазиглеевые арти-стратифицированные почвы. При забрасывании карт с предельно удаленным известковым осадком сточных вод (дефекатом) при наличии верховодки за 30 лет формируются перегнойно-темногумусовые квазиглеевые почвы, а в условиях переменновлажного режима увлажнения за 40 лет формируются черноземы квазиглеевые зоотурбированные. В заброшенных картах с сохранившимся дефекатом почвообразование за 20 лет заметно охватывает только верхние 10–15 см; ниже сохраняются свойства слоистого осадка. Здесь выделены темногумусовые техногенные арти-стратифицированные почвы на артифимострате. На валах, сложенных смешанным материалом исходных почв и лёссовидных суглинков, через 50–60 лет формируются темногумусовые типичные почвы; а на валах, перекрытых известковым осадком, выделены пелоземы гумусовые на артииндустрате, в которых материал осадка сохраняется практически неизменным. Почвы полей фильтрации щелочные и сильнощелочные, обогащены органическим веществом, карбонатами, фосфатами, питательными элементами и некоторыми тяжелыми металлами, поступающими из сточных вод. По сочетанию свойств и признаков почвы очистных сооружений сахарной индустрии не имеют прямых природных аналогов в Центральном Черноземье и являются ярким примером почв, развивающихся в экстремальных условиях “избытка ресурса”.

Ключевые слова: техногенез, сточные воды, поля фильтрации, педогенные новообразования, Cambisols, Gleysols, Technosols

DOI: 10.31857/S0032180X2360052X, **EDN:** ANITWN

ВВЕДЕНИЕ

Почвообразование на отходах техногенной деятельности широко изучается в России и мире. Особое внимание уделяется преобразованию минеральных отходов горнодобывающей и строительной отраслей, складированных в отвалах, хвостохранилищах, на полигонах. Эти объекты успешно рассматриваются как модели для изучения начального почвообразования и растительных сукцессий в разных природных зонах, и свойств почв, формирующихся на техногенных отходах разного состава [1, 8, 55, 57].

Значительно меньше внимания уделено почвообразованию на обезвоженных осадках очистных сооружений промышленных производств (бумажных, пищевых и т.д.), коммунальных предприятий, зон деятельности водоканалов и других источников отходов, находящихся под воздействием сточных вод [5, 17, 18, 43]. Среди этих объектов особое место занимают очистные сооружения сахарных заводов. Сахарное производство, одно из старейших производств пищевой промышленности, в России располагает своими предприятиями в районах произрастания сырья –

сахарной свеклы. Это преимущественно лесостепные и степные зоны, территории серых лесных и черноземных почв; относительно небольшие масштабы производства сосредоточены в наиболее теплообеспеченных районах южнотажной зоны. Значительная часть предприятий — 34 из 74 действующих — находится в Центральном Черноземье [51].

Сахарное производство потребляет значительные количества воды [39], соответственно, объемы сброса сточных вод сахарных заводов чрезвычайно велики. Их очистка требует сложных технологических приемов, одним из которых, несмотря на современные методы, остаются особые гидротехнические сооружения — поля фильтрации [17, 21, 40, 44].

Они представляют собой сеть прудов-отстойников или карт (называемых также чеками), окруженных земляными валами с встроенными в них различными техническими элементами для подачи и выпуска сточных вод. Сюда, помимо сточных вод или в их составе в виде взвесей, могут поступать смешанные отходы производства: фильтрационный осадок (дефекат), состоящий преимущественно из извести, применяемой в производстве сахара, транспортерно-мочный осадок, органический материал [39].

Очистные сооружения при сахарных заводах занимают от 70 до 250 га. Они формируют особый локальный ландшафт, имеющий специфическую ячеистую структуру рельефа и функционирующий под воздействием водного режима, связанного с технологией производства сахара, состава сточных вод и природно-климатических условий местности.

Обзор современной российской и зарубежной литературы показал, что поля фильтрации сахарных заводов исследуются прежде всего с природоохранных позиций; при этом почвообразование на осадках сточных вод не входит в сферу исследовательских интересов [19, 20, 47]. На этом фоне можно отметить работы [26, 34], выделившие — без детализации — некоторые почвы полей фильтрации (ПФ) Льговского сахарного завода, а также исследования [40, 41], посвященные изучению посттехногенной трансформации производственных ландшафтов исторических и действующих сахарных заводов. Авторы, исследовав заброшенные промплощадки заводских зон, выделили такие почвенные и почвоподобные образования, как “индустриоземы”, эмбриоземы, техноземы, реплантоземы и экраноземы [40, 41]. Однако за рамками изучения остался почвенный покров очистных сооружений, не рассматривается и собственно воздействие отходов сахарного производства на почвообразование. Классификация почв в этих работах не обсуждается.

В связи с этим очевидна необходимость изучения всего комплекса факторов и процессов формирования и трансформации почв в условиях воздействия сахарной индустрии, взаимосвязей техногенеза и природных процессов, разнообразия почв, формирующихся на разных элементах полей фильтрации и при разных режимах их функционирования, а также определения классификационного положения почв.

Цель работы — выявить специфику и основные закономерности формирования почв на действующих и заброшенных полях фильтрации на примере сахарных заводов в лесостепной зоне Курской области.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования послужили почвы ПФ сахарных заводов — действующего Льговского и закрытого в начале 2000-х гг. Пенского завода (Курчатовский район Курской области) (рис. 1). В качестве фоновой почвы использовали целинный чернозем типичный (миграционно-мицелярный) Курской биосферной станции с системой горизонтов: AU—AUlc—BCAmc—Cca [46, 54], согласно WRB — *Naplic Chernozem Pachic* [52].

Территория расположена в лесостепной зоне. Среднегодовые значения температуры воздуха в регионе за последние 10 лет повысились в среднем на 2°C и составляют +7.8°C; самый холодный месяц — январь (–6.6°C), самый теплый — июль (+21.3°C). Продолжительность вегетационного периода в среднем составляет 185 дней. Средняя многолетняя сумма осадков равна 570–600 мм [27]. Преобладающие почвы — черноземы типичные на лёссовидных суглинках, преимущественно распаханые. Небольшими пятнами в непосредственной близости к местным водоемам, в понижениях надпойменных террас, в плоских западинах водоразделов в условиях повышенного обводнения сформированы гидроморфные почвы разной степени оглеения. В зависимости от положения в рельефе они образуют ряд от лугово-болотных до черноземно-луговых (от перегнойно-квизиглеевых до гумусово-квизиглеевых почв). Почвы обогащены органическим веществом, имеют слабокислую или нейтральную реакцию среды, с глубиной переходящую в слабощелочную [27, 36].

Все рассмотренные ПФ созданы в 1950-х годах [34].

ПФ действующего Льговского сахарного завода (площадь 175 га) занимают водораздельную поверхность рек Бык и Опока на четвертичных отложениях, подстилаемых мергелями. Ширина карт варьирует от 30 до 80 м, длина — от 60 до 300 м. Высота межсекционных валов составляет 1.5–4 м, ширина — от 1.5 до 3 м.

ПФ закрытого Пенского сахарного завода (177 га) расположены на второй надпойменной террасе

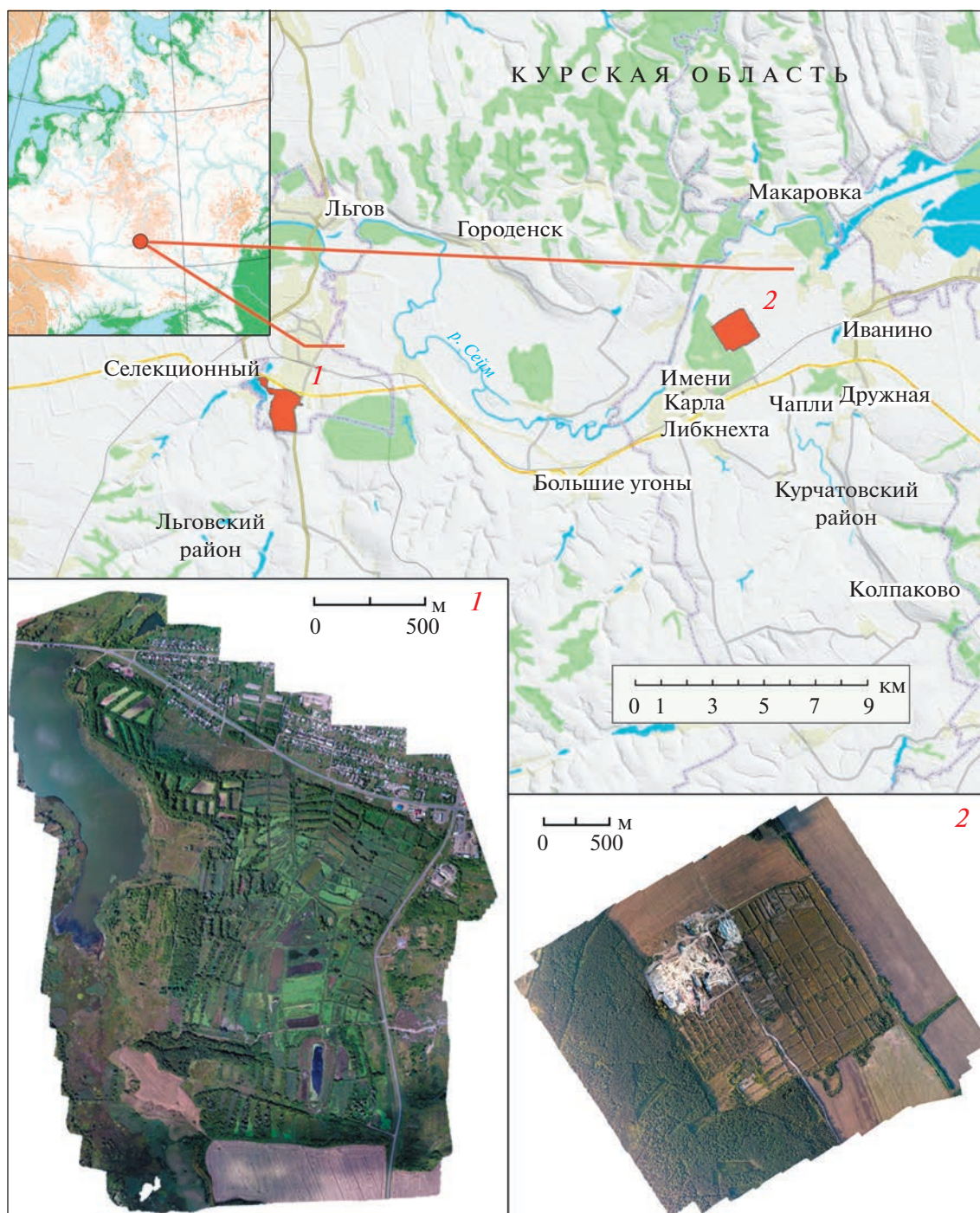


Рис. 1. Расположение объектов исследования: 1 – ортофотомозаика ПФ действующего Льговского сахарного завода; 2 – ортофотомозаика полей фильтрации закрытого Пенского сахарного завода.

р. Сейм. Для них характерны карты шириной от 50 до 80 м, длиной от 160 до 290 м, окруженные валами высотой от 2 до 4 м, шириной до 2 м.

В результате анализа материалов съемок с беспилотных летательных аппаратов (БПЛА) установлено, что днища карт размещаются выше окружающей местности (от 3 до 40 м). Это обеспечивает

свободный дренаж и предотвращает длительный застой воды в картах.

В плане ПФ сахарных заводов образуют своеобразную ячеистую или чеховую морфоскульптуру (“геоморфологический феномен”). По конфигурации исследуемых объектов можно выделить прямоугольную, полигональную и параллело-

грамную типы структур. Это хорошо видно на снимках, полученных с БПЛА).

Полевые исследования проводились в 2019–2022 гг. Информация о почвенных разрезах приведена в табл. 1.

На исследуемой территории выделено шесть групп почв, формирующихся на межсекционных валах и в днищах карт. В пределах каждой группы описаны почвы наиболее характерных местоположений, различающихся комплексом факторов и спецификой педогенеза. Строение профилей почв ПФ представлено на рис. 2.

Почвы, формирующиеся на межсекционных валах ПФ Львовского и Пенского сахарных заводов. Валы в основном не подвергались антропогенному воздействию со времени их формирования в 1950-х годах; некоторые валы были локально повреждены в периоды очистки карт от осадков сточных вод и использовались для несанкционированного складирования строительных и бытовых отходов.

I. Выделили два типа валов с характерными для них почвами:

I-1 – почвы валов, сложенных смешанным материалом исходных почв (черноземов типичных) и карбонатных лёссовидных суглинков, перемещенных из выемок карт при сооружении ПФ (рис. 2f);

I-2 – почвы валов, перекрытых до глубины более одного метра обезвоженными осадками сточных вод (смесью известкового дефеката и органического материала), перемещенных из карт в процессе их очистки (рис. 2e).

Почвы, формирующиеся в днищах карт. Выемки карт исходно имели глубину от 2 до 3 м, при этом в их днищах на поверхности оказывались самые нижние горизонты исходных черноземов или карбонатные лёссовидные суглинки.

Выделено четыре группы почв в картах с разными режимами функционирования и длительностью прекращения их использования.

II-1 – в действующих картах, ежегодно затапливаемых сточными водами в течение 2–3 мес. и постепенно накапливающих осадки сточных вод; при спуске вод осадок частично вымывается, поверхность обсыхает до следующего затопления. Поверхность покрыта ряской малой (*Lemna minor*), при последующем обсыхании – мезофильным низкотравьем (рис. 2a).

II-2 – в заброшенных 20 лет назад картах, очищенных от высохших осадков сточных вод под высокотравным растительным покровом из однолетников (рис. 2b);

II-3 – в заброшенных 30 лет назад картах, очищенных от осадков сточных вод, с временной верховодкой под тростником обыкновенным (*Phragmites australis*) (рис. 2c). После удаления

осадка на поверхность был экспонирован нижележащий материал абрадированных исходных почв и лёссовидных суглинков, трансформированный под воздействием минерализованных сточных вод в период использования карт.

II-4 – в заброшенных 40 лет назад картах, очищенных от осадков сточных вод под кленом ясенелистным, он же клен американский (*Acer negundo*) (рис. 2d).

Заброшенные карты могут временно затапливаться дождевыми и снеговыми водами.

Полевые исследования включали в себя морфологическое описание почвенных разрезов (общее количество 9) с использованием цветowych таблиц Манселла, а также определение плотности с использованием буриков конструкции Качинского (объем 100 см³) и твердости почв с помощью пенетromетра. Был применен иерархический морфологический анализ. Мезоморфологические исследования проводили в поле (детальное рассмотрение с помощью лупы), а также в лабораторных условиях с помощью оптического микроскопа Leica MZ6 (рабочие увеличения ×6–80). Микроморфологические исследования строения мелкозема проводили в тонких шлифах с помощью поляризационного микроскопа Nikon E200 Pol, рабочие увеличения – ×40, 100, 400.

Физические, физико-химические и химические свойства почв определяли в химической лаборатории Института географии РАН по стандартным методикам: гранулометрический состав – пиррофосфатным методом, pH – потенциометрическим методом, количество карбонатов – методом алкалиметрического титрования [2, 9, 10]. Содержание углерода и азота измеряли на CHN-анализаторе Vario Isotope cube фирмы Elementar методом поточной масс-спектрометрии после пиролиза пробы при температуре 1500°C в Центре коллективного пользования “Лаборатория радиоуглеродного датирования и электронной микроскопии” ИГ РАН. Солевой состав почв определяли на ионном хроматографе ICS-1100; химический состав сточных вод Львовского сахарного завода, отобранных из действующих карт осенью 2020 и 2021 гг., – при помощи спектрометра эмиссионного с индуктивно-связанной плазмой 5110ICP-OES и ионного хроматографа ICS-1100.

Растительный покров приведен на момент описания почвенных разрезов. При повторных посещениях отмечали изменения растительного покрова, особенно заметные в действующих картах и связанные с длительностью их обсыхания и зарастания. В этих случаях рассматриваем существующий во время описания растительный покров как одну из повторяющихся стадий, вносящих свой вклад в процессы почвообразования.

Таблица 1. Краткие сведения о почвенных разрезах (2019–2022 гг.)

Группа почв	Элемент рельефа ПФ	Разрез	Координаты	Растительность	Формула профиля	Наименование почвы	
						по КиДПР (2004, 2008)	по WRB
I-1	Межсекционные валы, сложенные смешанным материалом исходных почв и лёссовидных суглинков	1) LG-02-20 2) LG-03-20 3) LG-06-20	1) 51°37.348' N, 35°15.847' E 2) 51°36.818' N, 35°15.389' E 3) 51°36.902' N, 35°14.913' E	Разреженные заросли клена ясенелистного (асс. <i>Aceretum negundi</i> L. Ish. in L. Ish. et al. 1989)	AU-(AB)-C, где C – смешанный материал черноземов типичных и лёссовидных суглинков	Темногумусовые типичные на органолитострате	Eutric Cambisol (Organotransportic)
I-2	Межсекционные валы, перекрытые известковым дефекатом с включениями органического материала	LG-08-20	51°37.500' N, 35°15.373' E	Лебеда (<i>Atriplex sagittata</i>), крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), полынь обыкновенная (<i>Artemisia vulgaris</i>), с участием тростника (<i>Phragmites australis</i>) и клена ясенелистного (<i>Acer negundo</i>) (асс. <i>Urtico dioicae-Echinocystietum lobatae</i> Bulokhov et Kharin 2008)	W-TCHca, где TCHca – известковый дефекатный материал с органическими включениями	Пелоземы гумусовые на артииндустрате	Spolic Technosol (Alcalic, Calcaric, Transportic)
II-1	Днища действующих карт Львовского сахарного завода	LG-10-20	51°37.604' N, 35°15.014' E	Ряска малая (асс. <i>Lemnetum minoris</i> von Soó 1927)	АНca,dc-TCHca,гг-Q1dc-Q2mc, где TCHca,гг – известковый дефекатный материал с тонкими органическими прослоями	Перегнойно-гумусовая квазиглеевая арти-стратифицированная на биогенно переработанном минеральном осадке сточных вод	Calcaric Gleysol (Alcalic, Clayic)
		LG-06-22	51°37.646' N, 35°14.646' E		Нca-TCHca, гг-Q1-Q2mc	Перегнойная квазиглеевая арти-стратифицированная	Histic Gleysol (Alcalic Clayic)
II-2	Днища карт ПФ Пенского сахарного завода, очищенные от осадков сточных вод и заброшенные 20 лет назад	PN-03-21	51°38.372' N, 35°30.399' E	Плотные заросли крапивы двудомной (асс. <i>Urtico dioicae-Echinocystietum lobatae</i> Bulokhov et Kharin 2008)	AUdc-AU-TCH1ca,гг-TCH2ca,гг,q-TCH3ca,гг-TCH4ca,гг-TCH5ca,гг-TCH6ca,гг,q-TCH7ca,гг, где TCH – известковый дефекатный материал с тонкими органическими прослоями	Темногумусовая арти-стратифицированная на артифимострате	Spolic Technosols (Alkalic, Calcaric)
		LG-02-19	51°36.827' N, 35°15.393' E	Плотные заросли тростника обыкновенного (асс. <i>Phragmitetum australis</i> Savič 1926)	АНdc-AU-AB-BCAdc-Qmc	Перегнойно-темногумусовая квазиглеевая [30] (гидро-метаморфическая) [23] биотурбированная на остаточном материале абразированных исходных почв	Gleyic Cambisol (Alcalic, Loamic, Protocalic)
II-4	Днища карт ПФ Львовского сахарного завода, очищенные от осадков сточных вод, заброшенные 40 лет назад	LG-01-20	51°37.362' N, 35°15.858' E	Плотные заросли клена ясенелистного (асс. <i>Aceretum negundi</i> L. Ish. in L. Ish. et al. 1989)	AU1-AU2-AB1-AB2mc-BCA1mc-BCA2mc-BCA3mc,q-BCA4mc,q	Чернозем митрационно-мицелиарный, квазиглееватый биотурбированный на остаточном материале абразированных исходных почв	Haplic Cambisol (Alcalic, Protocalic)

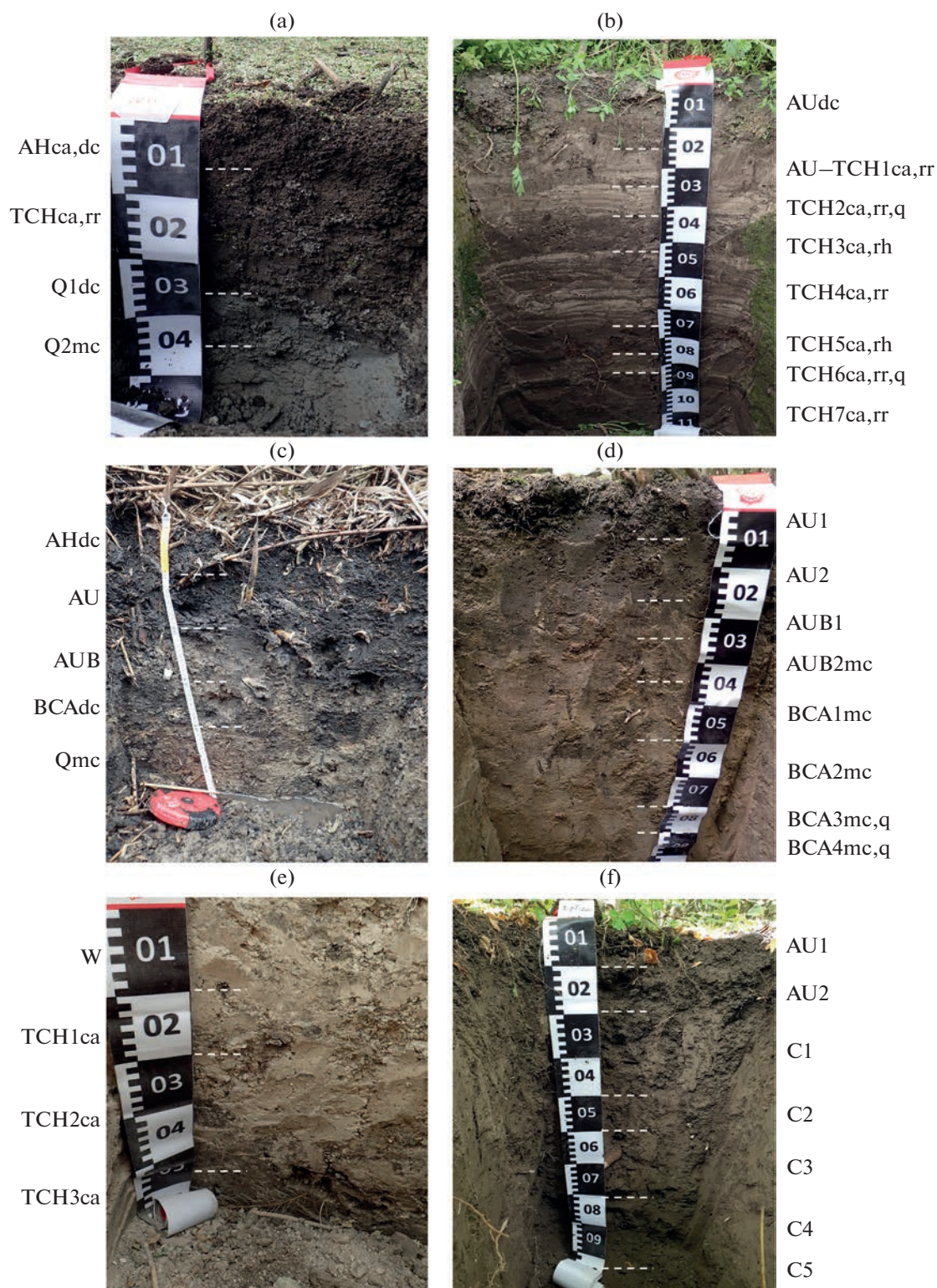


Рис. 2. Строение профилей почв днищ карт и валов ПФ. а – перегнойно-гумусовая квазиглеевая арти-стратифицированная почва (разрез LG-10-20, группа II-1), б – темногомусовая почва на артифимострате (разрез PN-03-21, группа II-2), с – перегнойно-темногомусовая квазиглеевая почва (разрез LG-02-19, группа II-3), д – чернозем миграционно-мицелярный, квазиглееватый (разрез LG-01-20, группа II-4), е – пелозем гумусовый техногенный на артииндустрате (вал) – (разрез LG-08-20, группа I-2), ф – темно-гумусовая типичная почва на органолитострате (вал) (разрез LG-02-20, группа I-1).

Таблица 2. Техногенные геохимические и механические нагрузки, характерные для полей фильтрации сахарных заводов на этапе строительства и функционирования

Группы нагрузок	Механические		Геохимические		
Типы нагрузок	Техногенная аккумуляция субстратов и почв; денудация (срезание) почв и субстратов при строительстве карт с функциональными элементами и их очистке от осадков сточных вод	Турбация почв и пород при работе техники	Техногенные потоки, поступающие на поля фильтрации		
			Сточные воды: диффузные, жомопрессовые, хозяйственно-бытовые и др.	Фильтрационный осадок (дефекат) образуется на технологических стадиях очищения свекловичного сока и сиропа	Транспортерно-моечный осадок формируется при отстаивании ловушечных, свекломоечных и элеваторных вод в отстойниках

Для геоинформационного обеспечения почвенно-генетических исследований применяли различные источники пространственных данных. Съемки с БПЛА DJI Mavic pro platinum и Mavic pro 2 (с различных высотных эшелонов, 100–200 м) и фотограмметрическая обработка (Agisoft Metashape Professional Edition, Version 1.5) полученных материалов использовали для построения цифровых моделей местности и рельефа с пространственным разрешением 6–12 см и ортофотомозаик с пространственным разрешением 3–6 см, на основе которых были определены морфометрические параметры карт, а также превышение ПФ над окружающей территорией, препятствующее застою вод и заболачиванию. На основе дешифрирования разновременных аэрокосмических снимков различного пространственного разрешения и типа были восстановлены периоды (очереди) использования карт ПФ и время выведения их из эксплуатации и забрасывания.

Названия почв даны по классификации и диагностике почв России (2004) и полевому определителю почв России (2008) [23, 30], с дополнениями по классификационной разработке [33], а также по международной классификации WRB [52]. Следует особо отметить, что специфичность почв изученных ПФ и соотношение природных и техногенных процессов и свойств создает заметные трудности при выборе корректных определений почв в российской классификации, а также в поиске аналогов в международной классификации.

ТЕХНОГЕЗ КАК ФАКТОР ПОЧВООБРАЗОВАНИЯ

Нарушение целостности почв и пород — механическая трансформация при работе техники — начинается уже на этапе строительства ПФ, когда создается сеть карт, разделенных валами, и одно-

временно происходит вклинивание технических сооружений в природную среду (табл. 2). В пределах контура ПФ, занимающего площади в сотни гектаров, формируются новые техногенные положительные и отрицательные формы рельефа. Земляные валы, заросшие плотным травянистым покровом или кустарниками и деревьями (преимущественно кленом ясенелистным с глубокой и разветвленной корневой системой), отличаются большей стабильностью, чем валы с отсыпкой твердого дефеката. Дефекат при высыхании подвержен осыпанию, а при увлажнении — эрозионному смыву, что приводит к деформации поверхности и скатов. Растительный покров на таких валах формируется однолетним высокотравьем с участием тростника и клена ясенелистного, однако закрепления материала поверхности и скатов вала не происходит.

Карты ПФ действуют в режиме периодического заполнения сточными водами в смеси с разбавленными фильтрационными (дефекат) и транспортерно-моечными осадками и в режиме осушения.

По завершении производства карты частично или полностью очищают от осадка и подготавливают к повторному использованию, что приводит к заметным механическим нарушениям поверхности днищ, а иногда и склонов валов, а также ухудшает фильтрационные свойства и водопроницаемость абразированной почвенно-грунтовой толщи днищ. Имеющиеся материалы, включающие собственные натурные исследования, свидетельствуют, что при длительном неиспользовании этих карт абразированные минеральные горизонты днищ иссушаются и растрескиваются, особенно сильно при большом содержании известкового дефеката, становятся похожими на такыры с полигонально-трещиноватой поверхностью [40]. По наблюдениям авторов, заселение занесенными с окружающих территорий сообще-

ствами однолетников (например, асс. *Cannabio-Atriplicetum nitentis* Ishbirdin in Ishbirdin et al. 1988) происходит очень быстро, в течение нескольких недель.

Некоторые из карт забрасываются в неочищенном состоянии. В этом случае в них сохраняются значительные объемы органического и минерального осадка, залегающего отчетливо выраженными тонкими намытыми слоями. При забрасывании карты этот материал становится почвообразующей породой формирующихся почв. Наши данные показывают, что мощность отложений, образовавшаяся за период функционирования карт Пенского завода с 1973 по 2001 гг., варьирует от 190 до 320 см, Льговского за тот же период — от 80 до 120 см. Имеющиеся различия в выраженности слоев, содержании отдельных фракций, мощности и периодичности слоев в почвенных профилях связаны с разным гидрологическим режимом карт, длительностью их использования и рядом других более частных причин. Общей особенностью отложений является преобладание в их составе фракции крупной пыли и очень низкое содержание более крупных частиц.

При механическом удалении высохших осадков на дневной поверхности оказывается нижняя часть абрадированного почвенного профиля или исходная почвообразующая порода. На этом материале, трансформированном под воздействием минерализованных сточных вод, после прекращения использования карт и поселения растительности развиваются новые посттехногенные почвы.

Состав производственных сточных вод, отводимых на поля фильтрации Льговского сахарного завода. ОАО “Сахарный комбинат Льговский” перерабатывает около 2300 тыс. т сахарной свеклы в сутки [22]. По данным на 2009 г. [34], за сезон переработки сахарной свеклы (средняя продолжительность 110 дней, сентябрь—декабрь) формировался суммарный сток неочищенных сточных вод до 755 тыс. т. Усовершенствование технологии очистки, проведенное на производстве в последние годы, привело к значительному снижению объема отведенных стоков до 483.11 тыс. т. [49].

Уточненные данные о компонентном составе сточных вод Льговского сахарного завода (отбор 2021 г.) дали возможность сопоставить их с полученными ранее [20, 56] и определить специфику воздействия отработанных стоков на среду и почвы. Она заключается в привносе широкого спектра геохимически активных веществ, в первую очередь, минеральных взвесей, органических веществ, ионов аммония, соединений кальция, железа, марганца и микроэлементов (табл. 3).

Кроме того, на ПФ в составе сточных вод поступает определенное количество используемых в производстве сахара технологических вспомога-

тельных средств (антинакипинов, поверхностно-активных веществ, пеногасителей и др.), пестицидов и патогенных микроорганизмов [6, 8, 21, 38].

Наряду со сточными водами, важными факторами формирования и химической трансформации почв на ПФ являются фильтрационный (сахарный дефекат) и транспортерно-мочный осадки. Техногенное воздействие дефеката определяется высоким содержанием в нем карбонатов (40–80%), органического вещества (10–30%; для сравнения в навозе 21%), 0.2–0.7% азота, 0.5–0.7% фосфора (P_2O_5), 0.2–0.7% калия (K_2O), до 0.2% железа, 0.0007–0.0008% меди, 0.005–0.75% марганца и др., а также присутствием тяжелых металлов (Zn, Ni, Pb, Cd), содержание которых может превышать региональный фон [16, 25, 34].

Осаждающийся из сточных вод материал транспортерно-мочного осадка является источником обогащенного органическим веществом мелкозема (около 93%), который налипает на корнеплоды сахарной свеклы и выносятся из агросерых почв и агрочерноземов в период уборки культуры [8, 31, 42]. Кроме того, в осадках присутствуют обломки и бой корнеплодов сахарной свеклы, ботва, мезга, корешки, кожура, а также сахар, кислый свекловичный сапонин, сульфаты, хлориды, патогенные микроорганизмы и др. примеси [8, 31].

В мелкоземистой части осадка доминируют фракции 0.25–0.005 мм (крупная пыль — 36.9%, средняя пыль — 23.4%, мелкий песок — 22.6%). Экспериментальные исследования, проведенные на ряде сахарных заводов, показали, что скорость осаждения частиц разного размера на поверхность днищ карт варьирует от 0.01 до 3 мм/с [39]. При этом некоторое количество крупных взвесей (>0.25 мм) теряется вместе с осветленной водой вследствие несовершенного гидродинамического режима в действующих отстойниках. Это связано с особенностями их конструкции, приводящими к появлению зон с высокими скоростями течения воды.

Таким образом, общее техногенное воздействие на среду и почвы в районах размещения отходов сахарной индустрии обусловлено: 1) изъятием земель для организации ПФ; 2) сбросом сточных вод многокомпонентного состава в смеси с дефекатом и транспортерно-мочным осадком, обогащенных органическими соединениями, карбонатами и питательными элементами; 3) привносом содержащихся в неочищенных отработанных стоках легкорастворимых солей, тяжелых металлов (содержание которых еще требует исследования), фосфатов, технологических вспомогательных средств, сапонины и микроорганизмы, часто токсичных и опасных для природной среды и почв.

Таблица 3. Компонентный состав сточных вод Льговского сахарного завода (отбор 2021 г.)

Показатель	Единица измерения	Нормативы (не более) по [29, 48, 50]	Содержание*
Запах при 20°C	Балл	2	4, гнилостный
pH	Ед.	6–9	7.3
Окисляемость перманганатная	мг O ₂ /дм ³	5 для поверхностных вод	9.8–10.4
Химическое потребление кислорода (ХПК)	мг/дм ³	250	619
Биохимическое потребление кислорода (БПК ₅)	мг/дм ³	50	586
Аммиак и аммоний-ион	мг/дм ³	1.5	4.9
Нитрит-ионы	мг/дм ³	3.0	0.01
Нитрат-ионы	мг/дм ³	45.0	1.1
Сульфат-ионы	мг/дм ³	0–100	0.78
Хлорид-ионы	мг/дм ³	0–300	44.6
Фосфат-ионы	мг/дм ³	—	<0.1
Общее микробное число (ОМЧ) 37°C, 24 ч	КОЕ/мл	100	1600–4000
Твердые взвешенные вещества	мг/дм ³	50	72
Fe (общее содержание)	мг/дм ³	0–5	7.8
Mn (общее содержание)	мг/дм ³	0–1	1.74
Ca (общее содержание)	мг/дм ³	0–180	229
Zn (общее содержание)	мг/дм ³	0–0.01	0.024
Cu (общее содержание)	мг/дм ³	0–0.005	0.0023
Sr (общее содержание)	мг/дм ³	0–0.4	0.5
Cd (общее содержание)	мг/дм ³	0–0.005	0.0012

*Полужирным шрифтом выделены показатели, превышающие нормативы по СанПИН [29], Постановлению Правительства РФ № 644 [48], Руководству по охране окружающей среды, здоровья и труда для сахарной промышленности [50].

Обилие и разнообразие органических и минеральных веществ, нехарактерных для региональных природных условий, поступающих в очистные сооружения, оседающих в них и вовлекаемых в процессы почвообразования и геохимические потоки, можно отнести к “избыточным ресурсам” [11, 12] по сравнению с почвообразующими ресурсами черноземных почв.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

По специфике факторов (геоморфологическое положение, длительность и режим поступления сточных вод, характер субстрата, состав растительных группировок, длительность использования в качестве карт, современное состояние и использование после забрасывания карт) и особенностям почвообразования на ПФ выделены шесть групп почв.

Почвы насыпных валов полей фильтрации

I-1. На валах, сложенных механической смесью материала фоновых природных черноземных почв и лёссовидного суглинка, извлеченного из карт при их строительстве, широко распространен инвазивный чрезвычайно агрессивный вид — клен ясенелистный (*Acer negundo*). Под его мертвопокровными зарослями обнаружены почвы, для которых наиболее типичен разрез LG-02-20. По формуле профиля AU (1–2 см)—C (1–5 см) они отнесены к *темногумусовым типичным* почвам, соответствующим отделу органо-аккумулятивных (рис. 2f). Учитывая высокие значения pH и содержания CaCO₃ (рис. 3), а также данные по сумме обменных оснований (от 45 до 48 мг-экв./100 г почвы) в подобных почвах Льговских ПФ [34], относим почвы к Eutric Cambisol (Organotransportic) согласно классификации WRB [52].

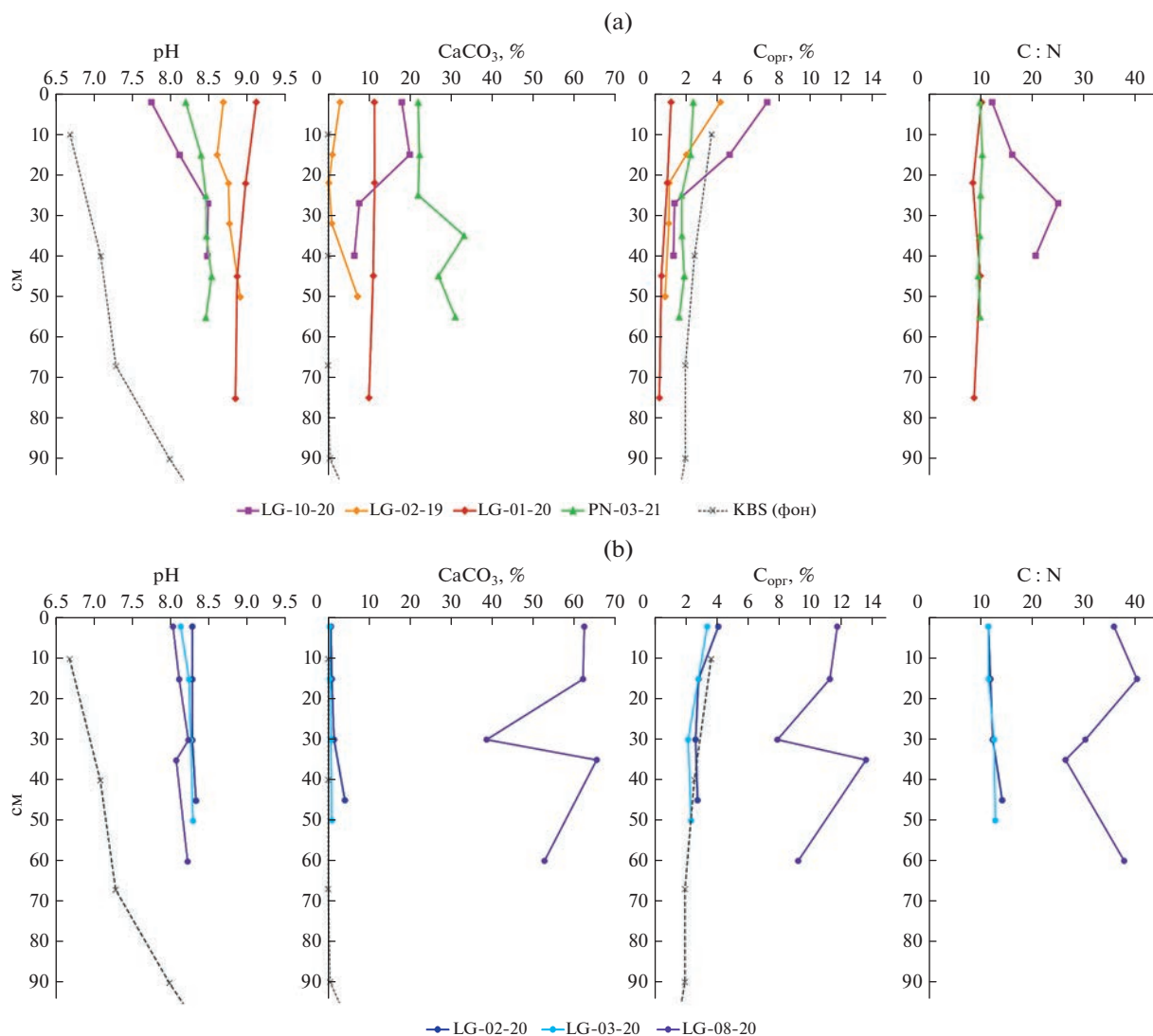


Рис. 3. Некоторые физико-химические и химические свойства почв днщ (а) и валов (б) карт ПФ сахарных заводов. Разрез LG-10-20 – перегнойно-гумусовая квазиглеевая арти-стратифицированная почва (группа II-1), разрез PN-03-21 – темногумусовая почва на артифимострате (группа II-2), разрез LG-02-19 – перегнойно-темногумусовая квазиглеевая почва (группа II-3), разрез LG-01-20 – чернозем миграционно-мицелярный, квазиглееватый (группа II-4), разрез LG-08-20 – пелозем гумусовый техногенный на артииндустрате (группа I-2), разрез LG-02-20, LG-03-20, – темно-гумусовая типичная почва на органолитострате (группа I-1).

Темногумусовые типичные почвы (разрез LG-02-20 (51°37.348' N, 35°15.847' E), разрез LG-03-20 (51°36.818' N, 35°15.389' E), разрез LG-06-20 (51°36.902' N, 35°14.913' E) имеют ясно выраженные темно-серые (10YR 3/2) или буровато-темно-серые (10YR 2/2, 10YR 2/2-2/3) темногумусовые горизонты мощностью до 30 и более см и хорошо выраженную ореховато-комковато-зернистую преимущественно копрогенную структуру. Они характеризуются близкими значениями pH (8.1–8.3), содержания карбонатов (CaCO_3 0.6–1.4%) и углерода (3.1–4.0%), средним соотношением C : N 12–14 (рис. 3б).

Значения плотности (0.96–1.05 г/см³) и твердости (10–20 мм) новообразованного темногуму-

сового горизонта ниже по сравнению с нижележащим материалом (плотность 1.22–1.26 г/см³, твердость 24 мм и более). Этому способствуют активные фито- и зоотурбационные процессы, обусловленные обилием горизонтально стелющихся, сильноразветвленных корней клена ясенелистного и деятельностью почвенной макрофауны, прежде всего, сапрофагов: дождевых червей (*Lumbricidae*) и энхитреид – кольчатых червей (*Enchytraeidae*). Изменение содержания карбонатов (значения CaCO_3) по профилю зависит от их исходного содержания в перемещенном материале. В целом, почвы на валах данного типа развиваются под воздействием текущих процессов почвообразования, и примерно за 70 лет с момента со-

здания валов в почвах формируется хорошо выраженный гумусовый горизонт, протекает биогенное оструктурирование, профиль дифференцируется по плотности и твердости; при этом ниже гумусового горизонта могут сохраняться свойства материала, из которого сложены валы.

И-2. На валах, перекрытых твердыми отходами сахарных заводов — палево-бледно-серым (10YR 7/2) глинистым дефекатом, обогащенным органическим веществом, под высокотравьем и тростниковыми зарослями, с участием клена ясенелистного (доминанты: *Atriplex sagittata*, *Urtica dioica*, *Artemisia vulgaris*, *Phragmites australis*, *Acer negundo*) формируются почвы, резко отличные от других почв валов. Здесь они представлены разрезом LG-08-20 (51°37.500' N, 35°15.373' E). Дефекат можно отнести к техногенным поверхностным образованиям (ТПО) — артииндустратам из группы артифабрикатов, согласно классификации и диагностике почв России [23, 30]. Почвы с формулой профиля W—ТСНса(1-3) определены как пелоземы гумусовые техногенные на артииндустрате из отдела слаборазвитых почв (рис. 2е), малый индекс “са” здесь и при описании других профилей почв ПФ использован для обозначения не литогенных, а техногенных, привнесенных со сточными водами карбонатов. По классификации WRB [52] это, несомненно, Technosols, а субквалификаторы позволяют показать их состав и свойства: Spolic Technosol (Alcalic, Calcaric, Transportic).

Пелоземы техногенные (разрез LG-08-20) состоят из неоднородного поверхностного горизонта (5–10 см), где на палево-бледно-сером (10YR 6/2) фоне (известковый материал) прослеживаются отдельные темно-серые (10YR 5/2) и бурые (рис. 4г) участки, с непрочной комковатой структурой и обилием тонких корней. Остальная масса дефеката имеет очень слабые признаки почвообразования в виде прокрашивания органическим веществом, биотурбаций. К специфике свойств относится высокое содержание карбонатов (52.7–65.5% — “дефекатная карбонатность”) и органического углерода (7.8–13.6% C_{орг}) за счет обилия дисперсных органических остатков, а также очень высокое соотношение органического углерода к общему азоту (C/N = 27–40) (рис. 3б). Кривая свойств очень четко указывает на слой погребенных органических остатков на глубине

35–40 см. В целом, свойства отражают высокую сохранность техногенного материала, слабо измененного только в самой поверхностной зоне.

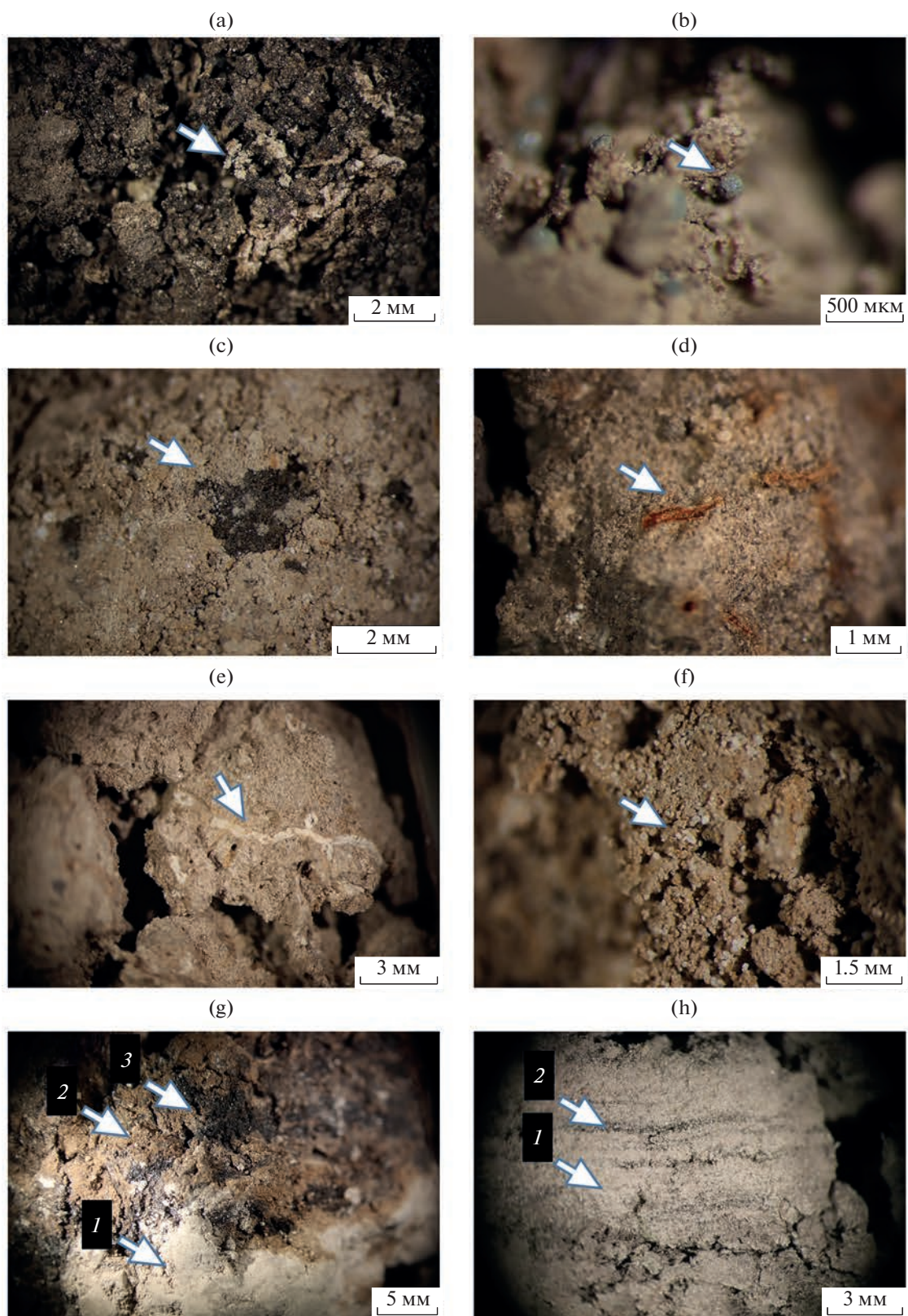
Почвы днищ карт полей фильтрации

II-1. На ежегодно затапливаемых в течение 2–3 мес. и с течением времени обсыхающих днищах действующих карт ПФ Льговского сахарного завода описаны два типичных почвенных профиля. Они сформированы на границе водной и обсыхающей поверхностей, полностью покрытых гидрофильными растениями, преимущественно ряской малой (*Lemna minor*) и отдельными мезофильными травянистыми видами по бортам карты. Разрез LG-10-20 (51°37.604' N, 35°15.014' E), формула профиля АНса,dc—ТСНса,г—Q1—Q2mc, почва перегнойно-гумусовая квазиглеевая артистратифицированная (рис. 2а). Согласно WRB [52], почва отвечает определению Calcaric Gleysol (Alcalic, Clayic); техногенную слоистость мог бы отразить отсутствующий квалификатор Technofluvic. Разрез LG-06-22 (51°37.646' N; 35°14.646' E), формула профиля Нса—ТСН—Q1са,г—Q2mc. Почва определена как перегнойная квазиглеевая артистратифицированная.

В действующих картах на осадках сточных вод формируются почвы гидроморфного ряда. При этом, что карты используются около 70 лет, почвы представляют собой кратковременные, но ярко выраженные стадии почвообразования в течение каждого периода осушения (аэрации), длительность которых составляет от нескольких недель до нескольких месяцев.

Почвы характеризуются наличием темно-коричневого (2.5Y3/2) перегнойного слегка оторфованного или коричневатого-темно-серого перегнойно-темногумусового (7.5YR 2/2) горизонта с обилием среднеразложившихся растительных остатков и слабооформленными органоминеральными комковатыми микроагрегатами (рис. 4а, 5а, 5б). В горизонте АН отмечаются карбонатные новообразования в форме рыхлых микритовых скоплений, пропиток и окarbonаченных растительных остатков (рис. 4а, 5б). Органогенные горизонты мощностью 5–10 см постепенно переходят в техногенную тонкослоистую толщу (ТСН), слабо переработанную почвенными процессами и представляющую

Рис. 4. Мезоморфологическое строение почв полей фильтрации: а — рыхлые микритовые карбонаты и органическое вещество в горизонте АН (0–5 см), разрез LG-10-20, ×32; б — новообразования вивианита в горизонте Q1 (25–30 см), разрез LG-10-20, ×80; в — гумусированный материал червотроины в горизонте ВСА2mc (50–65(70) см), разрез LG-01-20, ×25; д — ожелезнение по ходам корней в горизонте АВ2mc (22(30)–35 см), разрез LG-01-20, ×32; е — карбонатный псевдомицелий (прожилки по корневым ходам) в горизонте ВСА4mc,q (80–105 см), разрез LG-01-20, ×12,5; ф — карбонаты в форме рассеянных спаритовых кристаллов в горизонте ВСА3mc,q (65(70)–80 см), разрез LG-01-20, ×25; г — дефекат: контакт белесого известкового материала (1) с бурокрашенным материалом (2) с черными пятнами и микропрослоями (3) в горизонте ТСН3 (50–70 см) в разрезе LG-08-20 на дефекатном валу, ×6; h — чередование светлоокрашенных (1) и темноокрашенных гумусированных микрослоев (2) в отложениях из дефеката в горизонте ТСН3са,г (40–65 см), разрез PN-03-21.



собой чередование карбонатных и органических микропрослоев (рис. 5с), которые сменяются квазиглеевыми горизонтами (Qmc). Почвы содержат в большом количестве карбонаты (рис. 3а), их максимальное содержание наблюдается в верхних горизонтах (18.0–20.0%) и резко снижается в нижних до 6.4–7.6%, в нижней части профиля карбонаты представлены микритовыми пропитками и спаритовыми прожилками по ходам корней (рис. 5д).

Гидрогенный метаморфизм проявляется с глубины 25 см в виде серо-сизых тонов окраски (2.5YR 6/4) с ржавыми железистыми пятнами и ожелезнением по корневым ходам и порам, а также в специфических формах фосфатных новообразований. На глубине 25 см отмечены выделения вивианита ($\text{Fe}_3[\text{PO}_4]_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) $\text{Fe}_3[\text{PO}_4]_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) размером до 150 мкм серовато-голубоватого цвета шарообразной, плоской и неправильной формы, иногда с выраженным блеском (рис. 4б). Зафосфаченность квазиглеевых горизонтов подтверждается аналитическими методами. Общие формы фосфора обнаруживают здесь значительную аккумуляцию (0.31–0.36%), что позволяет исследуемые почвы отнести к *подтипу химически загрязненных, роду зафосфаченные* [23, 30, 33].

Реакция среды щелочная по всему профилю (рН 7.8–8.5). Щелочность связана, прежде всего, с регулярным поступлением карбонатов со сточными водами и с обилием карбонатов и карбонатных новообразований в исходном материале днищ карт. Содержание органического углерода в почвах высокое (рис. 3а), от 7.21% в перегнойно-гумусовом горизонте (АН) до 1.13% в нижнем квазиглеевом (Q). Почвы сильно обогащены азотом в поверхностных горизонтах (С : N = 12); ниже соотношение С : N значительно увеличивается (21–25), свидетельствуя о медленной минерализации органического вещества.

Для этой почвы был выполнен анализ водной вытяжки. Оказалось, что концентрация почти всех водорастворимых форм элементов в почвах используемой карты не превышает значений, ха-

рактерных для фоновых почв [14, 37]. Исключением является заметная аккумуляция сульфат-иона SO_4^{2-} в органогенном горизонте (0–5 см), где его содержание достигает 440 мг/л; ниже по профилю количество сульфат-иона не превышает 50–60 мг/л, что характерно для фоновых почв и других почв днищ заброшенных карт. Несмотря на содержание известковых взвесей в сточных водах и присутствие дефекаата, концентрация Ca^{2+} также не превышает среднее содержание в фоновых лесостепных черноземах, составляющее 155–390 мг/л [14, 37]. Таким образом, при поступлении в почву даже избыточного содержания водорастворимых солей они легко выносятся из почвы с оттоком сточных вод и атмосферных осадков.

Периодическое поступление на поверхность карт со сточными водами тонкодисперсного материала транспортерно-моечного осадка отражается в морфологии почв и приводит к некоторой дифференциации гранулометрического состава почв, от среднего иловато-крупнопылеватого суглинка в верхней части до тяжелого суглинка — легкой глины в нижней части профиля (табл. 4). Фракции песка (1–0.25 и 0.25–0.05 мм) присутствуют в минимальном количестве. Как уже упоминалось, они выносятся в связи с особенностями гидродинамического режима в отстойниках (при высоких скоростях воды).

Помимо специфических морфо-химических свойств *перегнойно-гумусовые квазиглеевые анти-стратифицированные почвы* характеризуются и особым функционированием, связанным с повышенным уровнем среднегодовой эмиссии диоксида углерода в летний период (0.41 г С (CO_2)/(м² ч), превышающим в несколько раз фон [20]. Как показал анализ эмиссии CO_2 из карт ПФ, чем чаще происходят затопления, тем выше уровень эмиссии. По нашему мнению, в основном это связано с притоком сточных вод, богатых органическими веществами, и в этом случае эмиссия обусловлена почти исключительно активностью микробиоты. При этом микробиоло-

Рис. 5. Микроморфологическое строение почв полей фильтрации. а — крупные среднеразложенные растительные остатки (1) и органо-минеральные агрегаты (2) в горизонте АН (0–5 см) в разрезе LG-10-20, ×25, PPL; б — окарбонизированные растительные остатки, где карбонаты представлены крупными спаритовыми кристаллами (1), карбонатная микритовая пропитка основной массы (2) и органическое вещество в форме среднеразложенных растительных остатков (3) в горизонте АН (0–5 см) в разрезе LG-10-20, ×25, XPL; в — карбонатные спаритовые (1), органические (2) и карбонатные микритовые (3) микропрослои в материале дефекаата, горизонт ТСНса,гг (5–25 см) в разрезе LG-10-20, ×50, XPL; г — карбонатные спаритовые прожилки по ходам корней в горизонте Q2mc (30–50) в разрезе LG-10-20, ×25, XPL; д — фосфатные кутаны в горизонте ВСАdc (30–40 см) в разрезе LG-02-19, ×100, PPL; е — ожелезнение основной массы горизонта вокруг сильноразложенных растительных остатков (1), карбонатные микритовые выделения по корневым трубкам (2), карбонатные микритово-микроспаритовые пятна (3) в горизонте Q (40–70 см) в разрезе LG-02-19, ×40, XPL; ж — карбонатные спаритовые прожилки по ходам корней в горизонте Q2mc (30–50) в разрезе LG-10-20, ×25, XPL; з — карбонатные спаритовые выделения по ходам корней (1) и ожелезнение основной массы вокруг растительных остатков в горизонте Q (40–70 см) в разрезе LG-02-19, ×40, XPL; и — округлые комковатые биогенные агрегаты (копролиты) в горизонте АУ (0–5(8) см) в разрезе LG-01-20, ×25, PPL; j — карбонатные спаритовые выделения по ходам корней в горизонте ВСА1mc (35–50 см) в разрезе LG-01-20, ×25, XPL.

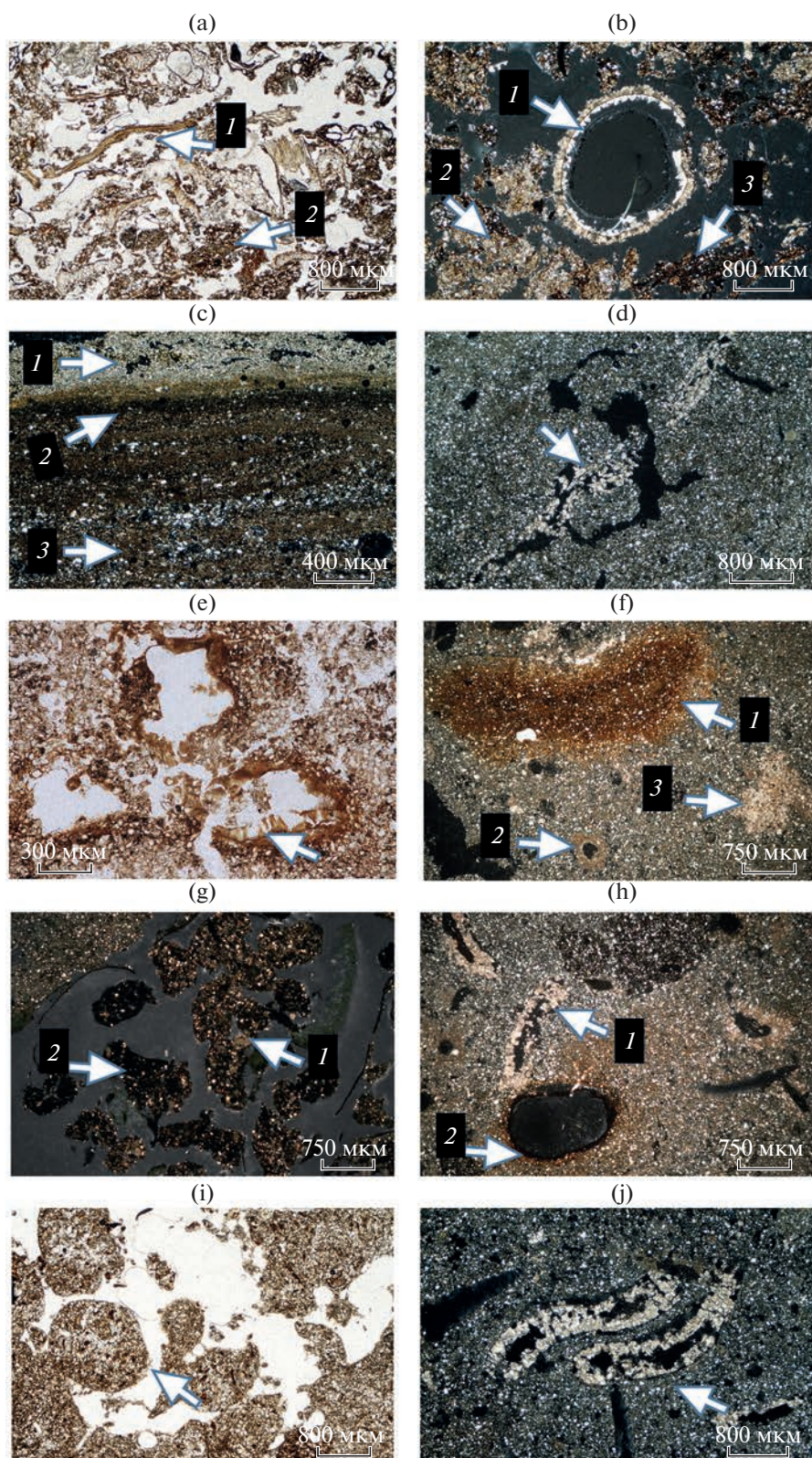


Таблица 4. Гранулометрический состав почв в действующих и заброшенных картах полей фильтрации

Горизонт	Глубина, см	Содержание фракций (%), размер частиц, мм						
		1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005– 0.001	<0.001	<0.01
II-1. Действующая карта. Разрез LG-10-20								
АНca.dc	0–5	2.17	4.56	59.82	9.01	8.55	15.89	33.45
ТСНca.rr	5–25	0.21	0.71	54.84	12.76	9.67	21.81	44.24
Q1dc	25–30	0.06	2.17	50.44	8.16	11.91	27.26	47.33
Q2mc	30–50	0.27	0.05	45.04	11.31	14.34	28.99	54.64
II-2. Заброшенная 20 лет назад неочищенная карта. Разрез PN-03-20								
AUdc	0–10	0.53	2.42	57.26	13.74	13.66	12.39	39.79
AU-ТСН1ca.rr	10–20	0.40	0.96	54.98	16.11	13.24	14.31	43.66
ТСН2ca.rr.q	20–30	0.32	0.18	56.62	14.28	15.06	13.54	42.88
ТСН3ca.rh	30–40	0.33	0.27	45.56	21.05	18.00	14.79	53.84
ТСН4ca.rr	40–50	0.60	0.34	61.70	18.82	7.71	10.83	37.36
ТСН4ca.rr	50–65	0.50	0.24	60.07	17.05	11.97	10.17	39.19
II-3. Заброшенная 30 лет назад очищенная карта. Разрез LG-02-19								
АНdc	0–10	0.65	1.28	55.06	7.21	9.08	26.72	43.01
AU	10–20	0.23	4.71	53.67	8.78	8.61	24.00	41.39
AB	20–30	0.06	0.97	58.03	7.87	9.44	23.63	40.94
BCAdc	30–40	0.04	2.87	56.83	8.21	7.51	24.54	40.26
Qmc	40–60	0.45	2.64	57.10	6.95	9.36	23.50	39.81
II-4. Заброшенная 40 лет назад очищенная карта. Разрез LG-01-20								
AU	2–7	0.20	1.00	53.38	8.87	10.59	25.96	45.42
AB	20–25	0.12	1.11	54.45	8.59	10.55	25.18	44.32
BCAmc	40–50	0.09	1.52	52.00	9.11	10.22	27.06	46.39
BCAmc.q	70–80	0.12	2.47	50.77	8.63	11.29	26.72	46.64

гические процессы деструкции органического вещества протекают с высокой интенсивностью в основном за счет бактерий (5.6×10^6 КОЕ/г) при незначительной численности актиномицетов и особенно микромицетов (плесневых грибов), составляющей 100 КОЕ/г [56].

II-2. В сухих днищах, заброшенных с неудачным осадком сточных вод карт ПФ Пенского сахарного завода, исследованы почвы на тонкослоистых минеральных и органических отходах сахарного производства. Карты не затопливаются к моменту описания 20 лет. Разрез PN-03-2021 (51°38.372' N; 35°30.399' E) описан под плотными зарослями крапивы двудомной (асс. *Urtica dioica*); формула профиля: AUdc–AU–ТСНса,гг–ТСН2–7 са,гг,(гг),(гг) (рис. 2b). Почва определена нами как темногумусовая арти-стратифицированная на артифимострате [23, 30]. По классификации WRB [52], почву можно отнести к Spolic Technosols (Alkalic, Calcaric) с некоторым допущением, поскольку слоистость как квалификатор отсутствует в этой реферативной группе почв.

Эти почвы можно было бы рассматривать в рамках синлитогенного ствола почвообразования как стратоземы темногумусовые с горизонтом RU [23]. Однако это название, формально отражающее морфологию профиля, относит почву к категории природных образований, при этом теряя их техногенную специфику. Горизонт RU – стратифицированный темногумусовый горизонт – не отвечает свойствам исследуемых объектов, так как основу слоистых горизонтов составляет не гумусовый материал, а минеральный высококарбонатный осадок сточных вод с очень тонкими прослоями дисперсного органического вещества. Они могут отражать микрофазы гумусообразования, перекрываемые ежегодным обильным поступлением со сточными водами минерального материала, составляющего основную массу слоев-горизонтов (рис. 4h). Эту картину точнее описывает индекс техногенного горизонта ТСН с признаками са и гг, отражающими техногенную слоистость и карбонатность материала. Таким образом, при индексации слоев-горизонтов подобных почв техногенных ландшафтов предлагается использовать

индекс ТСН, отличающих их при сходстве строения от почв природного синлитогенного почвообразования со стратифицированным горизонтом RU (стратоземов темногумусовых). При обысыхании карты техногенный слой оказывается в большей или меньшей мере преобразованным процессами почвообразования. Определение “арти-стратифицированная”, указывая на техногенную природу слоистости, позволяет более адекватно объяснить генезис и свойства подобных почв.

Профиль состоит из темногумусового горизонта (AU) темно-серого цвета с коричневатым оттенком (10YR 2/3) мощностью 10–15 см, постепенно сменяющегося слоистой толщей с чередованием преимущественно органических темно-серых с коричневым оттенком (10YR 2/3) и светло-палевых преимущественно известковых прослоев (10YR 6/2–5/2) мощностью 1–2 см, поступавших со сточными водами в смеси с другими отходами в период функционирования карт (рис. 4h).

Почвы имеют щелочную реакцию (pH 8.2–8.5) и высокое содержание карбонатов по всему профилю (22–33%). Для темногумусовых горизонтов почв (содержание углерода 2.25–2.42%) характерно низкое соотношение C : N 10, что связано с техногенной обогащенностью органическим веществом. С глубиной содержание углерода убывает, оставаясь достаточно высоким (1.86%) на глубине 50–65 см (рис. 3a).

Гранулометрический состав почвы ожидаемо разнороден вследствие техногенной слоистости. Лишь поверхностные горизонты (до глубины 30 см) имеют одинаковый среднесуглинистый преимущественно крупнопылеватый состав. Наблюдающееся повышение содержания физической глины (53.8%) на глубине 30–40 см связано с органическим материалом транспортерно-моечного осадка. Максимальное значение твердости на этой глубине (28–30 мм) подтверждает наличие уплотненного участка, действующего как локальный водопор, проявляющийся в формировании над ним мелких диффузных пятен ожелезнения. Второй водопор обнаруживается в нижней части профиля, где с глубины 65 см вскрывается квазиглеевая толща (10YR 4/2–10YR 6/2) с затрудненной фильтрацией и слабой аэрацией, бурно вскипающая от HCl, с единичными мелкими диффузными ожелезненными пятнами размером 5–7 мм.

В почвах заброшенных неочищенных карт признаки синлитогенного почвообразования ослабевают через 20 лет, что особенно заметно в верхних частях профиля, где исходные слои превращаются в относительно гомогенные почвенные горизонты постлитогенных почв. Постлитогенное почвообразование в темногумусовой арти-стратифицированной почве проявляется в поступлении и трансформации растительных остатков, гумусообразовании, проработке мезофауной, копролитом

образовании (копролиты отмечаются до глубины 40–65 см), образовании биогенной комковато-зернистой структуры. Трансформация материала прослоев осадка сточных вод педогенными процессами ослабляется на глубине 30–40 см. Есть данные, показывающие, что полное сближение свойств темногумусовых арти-стратифицированных почв со свойствами фоновых природных почв маловероятно. Известны случаи, когда “индустриальный след”, связанный с остаточной “дефектной слоистостью”, сохраняется в зоотурбированных почвах на полях фильтрации сахарных заводов Украины, заброшенных более 100 лет назад [40].

Согласно литературным данным, обеспеченность почв ПФ сахарных заводов питательными элементами (NPK) очень высокая. Содержание подвижного фосфора (P_2O_5) составляет 229.0 мг/кг, обменного калия (K_2O) – 404.0–648.4 мг/кг, легкогидролизуемого азота (NO_3) – 148.5–183.0 мг/кг [37, 38]. Для сравнения в окружающих агрочерноземах содержание этих питательных элементов значительно ниже: 155.1, 91.8 и 43.1 мг/кг соответственно.

По нашим данным [20], наряду с благоприятными агрохимическими свойствами в арти-стратифицированных почвах наблюдаются повышенные содержания Cd (0.17–0.33 мг/кг; кларк – 0.09 мг/кг; фон – 0.12 мг/кг) и Zn (47–62 мг/кг; кларк – 75 мг/кг; фон – 44 мг/кг) по сравнению с черноземными суглинистыми почвами. Это может ограничивать их использование как потенциальных земель сельскохозяйственного назначения. Однако в пределах наблюдаемых карт участки, близкие к дорогам, регулярно используются местными жителями под огороды. Некоторые карты Пенского сахарного завода после его закрытия использовались под посев травяных смесей для производства кормов. Для возможного вовлечения почв ПФ в сельскохозяйственный оборот необходима строгая экспертиза с детальными исследованиями как содержания тяжелых металлов, так и микробиологического состояния почв, а также последующая рекультивация.

II-3. Очищенные от осадков сточных вод карты ПФ Львовского сахарного завода, заброшенные примерно 30 лет назад, с временной верховодкой, в период описания покрыты гигрофильной растительностью – плотными зарослями тростника обыкновенного (асс. *Phragmitetum australis*). При очистке от осадка сточных вод в сфере почвообразования оказался материал, экспонированный при сооружении карт, погребенный под осадками сточных вод и испытывавший их воздействие во время деятельности предприятия (40 лет до забрасывания), – карбонатные лёссовидные суглинки и, возможно, остатки абрадированных исходных черноземов. Актуальная почва имеет свойства как техногенно- унаследованные (высокое содер-

жание фосфатов, карбонатов и ряда тяжелых металлов), литогенно-унаследованные (гранулометрический состав), так и сформированные за последние 30 лет, из которых наиболее очевидными являются аккумуляция органического вещества, биогенная проработка, формирование карбонатных, железистых и фосфатных новообразований, гидрогенная метаморфизация, дифференциация на горизонты.

Разрез LG-02-19, формула профиля АНdc—AU—AB—BCAdc—Qmc. Почвы отнесены к *перегнойно-темногумусовым квазиглеевым биотурбированным* (рис. 2с). Согласно WRB [52], их можно определить как Gleyic Cambisol (Alcalic, Loamic, Protocalcic).

Диагностируются по наличию четырех горизонтов: органогенного горизонта (O) — слоя опада тростника мощностью до 25 см; перегнойно-гумусового (АН) с окраской от темно-серого (10YR 3/1) до черного (10YR 1.7/1), постепенно переходящего в темногумусовый (AU, 10YR 3/1) горизонт, и залегающего под ним неоднородно окрашенного — с буровато-темносерыми (10YR 3/2) пятнами на тусклом желтовато-буром фоне (10YR 5/4) — квазиглеевого горизонта (Q).

Содержание $C_{\text{орг}}$ максимально в поверхностном перегнойно-гумусовом горизонте за счет обилия органических остатков (4.18%), снижается в темногумусовом до 1.97%, затем постепенно убывает с глубиной, составляя 0.59% у нижней границы квазиглеевого горизонта (рис. 3а). Реакция среды сильнощелочная по всему профилю (pH 8.6–9.1).

Органопрофиль (АН и AU) общей мощностью до 25 см представлен гумусированным хорошо структурным зернисто-мелкокомковатым материалом с присутствием аморфного (перегнойного) вещества в поверхностной части; гумусовые горизонты содержат много копролитов (рис. 5г), перерывы ходами почвенной фауны и корней. Количество карбонатов в них не превышает 2.9% (рис. 3а). Морфологически они представлены окарбоначенными растительными остатками (с микроспаритовыми и спаритовыми кристаллами), а также скоплениями в виде мелких карбонатных пятен\микросегрегаций) (рис. 5г).

Квазиглеевый горизонт имеет ореховатую структуру, содержит много червороин и копролитов, крупных ходов корней тростника, которые проникают до 2–3 м и более. Появляются новообразования, связанные с процессами перераспределения оксидов железа, отмечаются железистые микромодули, ожелезнение по контуру пор с сильноразложившимися растительными остатками, свидетельствующими о возможности кратковременных окислительных условий (рис. 5ф, 5h). Железо, переходящее в дитионит-цитрат-бикарбонатную вытяжку (Fe_d), обнаруживает здесь не-

большую аккумуляцию (0.67%) по сравнению с верхними горизонтами (0.40–0.45%). Горизонт содержит устойчивые формы педогенных карбонатов (рис. 5ф, рис. 5h): псевдомицелий (прожилки/трубочки/кутаны по корневым ходам), окарбоначенные растительные остатки, рассеянные кристаллы спарита. Количество карбонатных пятен\микросегрегаций в нем заметно больше, чем в вышележащих зонах профиля (горизонты АВ и BCAdc).

Источниками карбонатов при дальнейшей их перекристаллизации и формировании педогенных карбонатных новообразований могут быть как исходные карбонатные породы — лёссовидные суглинки, так и сточные воды; в нижней части профиля карбонаты преимущественно являются иллювируемыми из вышележащей толщи при движении сточных вод по профилю с формированием педогенных карбонатных новообразований.

На микроуровне в квазиглеевом горизонте на глубине 30–40 см отмечены фосфатные новообразования (полупрозрачные, оранжевые, часто с внутренней лучистой текстурой). Встречаются отдельные аморфные скопления, мощные фосфатные кутаны по порам (рис. 5е), а также отдельные образования (напоминающие дольки лимона), что заметно отражается на высоком содержании валового фосфора (0.21–0.24%). Это позволяет отнести *перегнойно-темногумусовые квазиглеевые почвы* наряду с почвами действующих карт (разрез LG-10-20) к сильнозафосфаченным [33]. В них обнаруживается также повышение содержания Cd в верхних горизонтах (0.17 мг/кг) по сравнению с кларком и фоном для черноземных почв; очевидно, Cd содержится в веществах, используемых в производстве сахара: в составе сточных вод и дефеката [34]. Содержание Zn, Ni, Cu и Pb во всех горизонтах *перегнойно-темногумусовых квазиглеевых почв* карт ПФ практически не отличается от фоновых.

Почвы имеют среднесуглинистый гранулометрический состав без признаков педогенной дифференциации илистой фракции. В мелкоземех всех исследованных почв преобладают фракции крупной пыли и илистой фракции. Фракции песка (1–0.25 и 0.25–0.05 мм) присутствуют в минимальном количестве, что является характерным признаком для всех исследованных почв днищ как действующих, так и заброшенных карт ПФ.

Как показал анализ эмиссии CO_2 из заброшенных карт ПФ под тростником обыкновенным, зафиксированные величины эмиссии составляют в летний период 0.17 г С (CO_2)/(м² ч), что в 2.5 раза меньше, чем на обводненных используемых картах [20].

II-4. Очищенные от осадков сточных вод карты полей фильтрации Львовского сахарного заво-

да, заброшенные 40 лет назад, представлены разрезом LG-01-20, так же, как вышеописанная, сформирована на экспонированном субстрате — на остаточном материале абрадируемых исходных почв. Поверхность дна карты покрыта плотными порослевыми зарослями клена ясенелистного с полным смыканием крон (асс. *Aceretum negundi*). Актуальная почва имеет как унаследованные свойства, так и свойства, сформированные за последние 40 лет, из которых наиболее очевидными являются аккумуляция органического вещества, биогенное оструктурирование, фито- и зоотурбации, формирование железистых и фосфатных новообразований и дифференциация на горизонты. Формула почвенного профиля AU1-2—AUB1-2 (mc)—BCA1-4mc(q) (рис. 2d).

По WRB [52] почву можно определить как Haplic Cambisol (Alcalic, Protocalcic). Сложнее дать адекватное название почве, пользуясь ячейками современной российской классификации. По строению профиля и, учитывая водный режим карты, заполняемой время от времени дождевыми и снеговыми водами, почва наиболее близка к лугово-черноземным почвам [24], которые с некоторым приближением отвечают чернозему квазиглееватому зоотурбированному [23, 30].

Темногумусовый горизонт почвы имеет преимущественно однородный темно-серый цвет (10YR 2/2—2/3), рыхлое сложение (плотность 0.91—0.99 г/см³, твердость 15—20 мм) и комковато-зернистую структуру (рис. 5i). Суммарная мощность темногумусовых горизонтов колеблется от 8 до 12 см, переходные AUB — до 22—35 см. Ниже лежат серовато-светло-бурые (10YR 5/3—6/3) хорошо оструктуренные, организованные в многопорядковые агрегаты, суглинистые горизонты с многочисленными следами биотурбаций и светло-буро-палевые (10YR 5/3—10YR 5/4) аккумулятивно-карбонатные горизонты с мелкими точечными железистыми конкрециями (BCAmc,q). Признаки ожелезнения в профиле начинают проявляться уже с глубины 22 см, в форме округлых ржавых пятен и железистых кутан по ходам корней (рис. 4d).

Признаки биогенной проработки материала в профиле многочисленны и разнообразны и проникают до нижних горизонтов — биогенные поры разного размера и формы: слепышины, ходы мезофауны (сапрофагов) и корней с перемещением почвенной массы (рис. 4с), королиты различного размера (рис. 5i), морфологии, степени сохранности, растительные остатки разной степени разложения. Особенно ярко выражено воздействие корневых систем клена ясенелистного, имеющего сильно разветвленные корни с боковыми побегами.

Содержание органического углерода в верхних горизонтах почв среднее ($C_{орг}$ 2.7%), плавно уменьшается вниз по профилю, составляя на глу-

бине 70—80 см 1.54% (рис. 3а). По соотношению органического углерода к азоту все горизонты почв близки и обогащены азотом ($C : N = 9-10$). Для сравнения, соотношение $C : N$ в гумусовых горизонтах пахотных и постагrogenных черноземов Курской области составляет 10—18, а в карбонатно-аккумулятивных горизонтах варьирует от 33 до 63 [53]. Почвы имеют сильнощелочную реакцию (pH 8.6—9.1) по всему профилю (рис. 3а). По значениям pH они отличаются от фонового чернозема, в котором кислотно-щелочные условия изменяются по профилю от слабокислых до щелочных [46, 54].

Содержание карбонатов высокое (9.9—11.0%) во всех горизонтах профиля (рис. 3а), в то время как фоновые почвы бескарбонатны в пределах гумусовых горизонтов до глубины 80 см. При мезо- и микроморфологических исследованиях установлено обилие карбонатных новообразований в разных формах по всему профилю; псевдомицелий (прожилки/трубочки/кутаны по корневым ходам) отмечается с глубины 22 см (рис. 4е, 5j). Аккумулятивно-карбонатный горизонт содержит, помимо пропиток и псевдомицелия, скопления (карбонатные пятна/микросегрегации) и рассеянные спаритовые кристаллы (рис. 4f). Горизонты ВСА в исследуемых и природных почвах [46, 54] содержат сходные формы педогенных карбонатов.

По гранулометрическому составу почвы сохраняют свойства лёссовидного суглинка: они в основном тяжелосуглинистые иловато-крупнопылеватые (табл. 4), без признаков дифференциации по профилю илистой фракции.

Анализ эмиссии CO_2 из неиспользуемых карт ПФ под плотными зарослями клена ясенелистного показал, что ее скорость значимо не отличается от фоновых ландшафтных аналогов, составляя в летний период 0.08 г $C-CO_2/(m^2 \cdot ч)$ [19].

Высокую скорость почвообразования, формирование близких к черноземам почв за короткий период (40 лет), прошедший после экспонирования погребенных под осадком сточных вод субстратов, можно объяснить поступившими ранее экстремально богатыми органическими и минеральными ресурсами, благоприятным водным режимом без застоя влаги, продуктивными растительными покровами, занимающими карты после их забрасывания, активной деятельностью биоты. Тем не менее, возможно, требуется иное, более корректное классификационное предложение, учитывая степень гумификации органического вещества, его обогащенность азотом.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В районах размещения отходов сахарной промышленности формируются особые ландшафты очистных сооружений — полей фильтрации. В ак-

кумулятивных позициях искусственно созданных мезопонижений (карт), сформированных в окружении насыпных валов, по нашим наблюдениям, создается особый комплекс условий по сравнению с окружающим фоном:

1) более мощный и продолжительный снежный покров и, следовательно, более высокая температура почвы зимой (не приводим здесь метеоданные из-за короткого ряда полевых наблюдений);

2) периодическое обводнение используемых карт с дополнительным поступлением биогенных и других веществ, применяемых при переработке свеклы и рафинировании сахара;

3) широкое распространение гидрофильных и гигрофильных растительных сообществ, нехарактерных для фоновых лесостепных ландшафтов Центрального Черноземья, в которых доминируют мезофиты и ксеромезофиты;

4) почвообразующими субстратами на ПФ служат многокомпонентные отходы сахарной промышленности и трансформированные сточными водами карбонатные лёссовидные суглинки и/или нижние горизонты черноземных почв.

По своим свойствам, составу и генезису они отличаются от всех известных почвообразующих пород и во многом являются новыми объектами для изучения процессов почвообразования с известным нуль-моментом. Все это делает ПФ специфическими объектами особого техногенного ландшафта, представляющими интерес для изучения почвообразования.

В этих ландшафтах формируется широкий спектр почв техногенного и посттехногенного рядов, нехарактерных для природных фоновых почв. В пространстве эти почвы формируют отличный от исходного почвенный покров, сложность и контрастность которого связана с разнообразием геоморфологических условий, почвообразующих субстратов, циклами обводнения-высыхания карт полей фильтрации, особенностями растительных покровов, а также использованием карт после забрасывания, в частности, под пашню и огороды.

Почвы имеют определенную приуроченность к разным элементам карт ПФ и, следовательно, разные морфологические и аналитические свойства.

Исследованные почвы постлитогенного ствола почвообразования относятся к 4 отделам:

1) *слаборазвитых почв* на валах, перекрытых дефекатом, где выделяются (пелоземы техногенные на артииндустрате);

2) *органо-аккумулятивных почв* на межсекционных валах на природном материале (темногумусовые типичные почвы на органолитострате);

3) *квизиглеевых почв* в днищах используемых карт (перегнойные, перегнойно-гумусовые квизиглеевые почвы) и заброшенных не очищенных

от осадков карт (темногумусовые техногенные арти-стратифицированные), в которых сочетаются свойства постлитогенных почв и некоторые — синлитогенных; к этому отделу отнесены и (перегнойно)-темногумусовые квизиглеевые почвы с яркими признаками биотурбаций в заброшенных очищенных от осадков днищах карт, формирующиеся в условиях повышенной влажности;

4) *аккумулятивно-гумусовых почв* в заброшенных очищенных от осадков картах (квизиглееватые черноземы) под покровом древесных видов с доминированием клена ясенелистного в условиях переменного-влажного режима увлажнения.

Процессы привноса твердофазного и/или хемогенного материала, гидрогенный метаморфизм в условиях щелочной среды, ожелезнение и миграция разнообразных веществ, в том числе легкорастворимых солей (сульфатов) более активно протекают в почвах действующих карт, а процессы метаморфизма органического и минерального вещества, оструктурирование и турбации, связанные с деятельностью биоты и корней, доминируют в почвах заброшенных карт.

По сумме признаков или их отдельным сочетаниям формирующиеся почвенные тела в картах ПФ не имеют прямых природных аналогов в Центральном Черноземье. Щелочные и сильнощелочные, обогащенные органическим веществом, карбонатами, фосфатами, питательными элементами и рядом тяжелых металлов почвы на отходах сахарной промышленности являются ярким примером экстремальных почв, развивающихся при избытке ресурса под воздействием сахарной промышленности [11, 12]. Помимо специфических морфо-химических свойств почвы днищ ПФ характеризуются и особым функционированием, связанным с повышенным уровнем среднегодовой эмиссии парниковых газов и активностью микробиоты [20].

Полученные результаты указывают, что в дальнейшем можно выделить отдельную “разновидность экстремальности” для почв, формирующихся под воздействием высококонцентрированных сточных вод предприятий разных отраслей пищевой промышленности (*техно-гидро-экстремальные*) и имеющих определенную специфику поведения во времени.

С точки зрения классификации наземных экосистем карты ПФ можно считать антропогенными экосистемами аккумулятивного типа с дополнительной вещественно-энергетической “дотацией” со сточными водами, дефекатом и транспортно-моечным осадком. Отдаленными аналогами таких экосистем в природе, уходящих под воду с той или иной периодичностью, являются, в частности, пойменные заливные луга, аласные понижения на мерзлоте и марши аккумулятивных берегов морей [13, 15, 28, 45].

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта РФФИ № 19-29-0502 5мк (полевые работы, морфологические и аналитические исследования), а также в рамках темы государственного задания Института географии РАН № АААА-А19-119022190169-5 (FMGE-2019-0006) (классификация и диагностика почв, географические аспекты исследования).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андроханов В.А., Куляпина Е.Д., Курачев В.М. Почвы техногенных ландшафтов: генезис и эволюция. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2004. 151 с.
2. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.
3. Балабко П.Н., Славянский А.А., Головкин А.М., Хуснетдинова Т.И., Черкашина Н.Ф., Карпова Д.В., Костарев И.А., Выборова О.Н. Эффективность применения дефеката на дерново-подзолистой почве при выращивании картофеля // Проблемы агрохимии и экологии. 2012. № 3. С. 23–25
4. Балабко П.Н., Хуснетдинова Т.И., Карпова Д.В., Славянский А.А. Применение отходов свеклосахарного производства при выращивании картофеля на дерново-подзолистых почвах Московской области // Агрохимический вестник. 2014. № 6. С. 22–25.
5. Басов Ю.В., Гуляева К.Н. Влияние осадков сточных вод на агроэкологические показатели почв // Вестник аграрной науки. 2015. № 3. Т. 54. С. 67–71.
6. Беляева Л.И., Лабузова В.Н., Остапенко А.В., Скрипко Е.М. Технологические вспомогательные средства в производстве сахара: от локальных технологий применения к интегрированным // Сахар. 2017. № 3. С. 23–27
7. Брагина П.С., Герасимова М.И. Почвообразовательные процессы на отвалах горнодобывающих предприятий (на примере юга Кемеровской области) // География и природные ресурсы. 2014. № 1. С. 45–51.
8. Будыкина Т.А., Франтова В.В. Очистка транспортно-моечных вод сахарного завода // Вестник Рос. ун-та Дружбы народов. Сер. Инженерные исследования. 2011. № 2. С. 27–30.
9. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
10. Воробьева Л.А. Химический анализ почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 272 с.
11. Горячкин С.В. География экстремальных почв и почвоподобных систем // Вестник Российской академии наук. 2022. Т. 92. № 6. С. 564–571.
12. 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.
13. Губин С.В., Лупачев А.В. Подходы к классификации почв аккумулятивных берегов морей восточного сектора Российской Арктики // Почвоведение. 2022. № 1. С. 25–32.
14. Девятова Т.А., Яблонских Л.А., Алаева Л.А., Белик А.В., Негрובה Е.А., Румянцев И.В. Водно-солевой режим черноземов Центрально-Черноземного региона // Аридные экосистемы. 2015. Т. 21. № 4(65). С. 54–60.
15. Десяткин Р.В. Почвы аласов Лено-Амгинского междуречья. Якутск: ЯФ СО АН СССР, 1984. 168 с.
16. Джувеликян Х.А. Экологическое состояние природных и антропогенных ландшафтов Центрального Черноземья. Автореф. ... докт. биол. наук. Петрозаводск. 2007. 50 с.
17. Ермакова Н.В., Будыкина Т.А. Техногенное воздействие сахарного завода на окружающую среду // Изв. Юго-Западного гос. ун-та. Сер. Техника и технологии. 2012. № 2. С. 176–179.
18. Желязко В.И. О пригодности сточных вод предприятий агропромышленного комплекса для удобрения орошения // Вестник Белорусской гос. с.-х. академии. 2018. № 1. С. 122–130.
19. Замотаев И.В., Грачева Р.Г., Конопляникова Ю.В., Долгих А.В., Карелин Д.В., Тельнова Н.О., Добрянский А.С. Неизвестные почвы районов воздействия сахарной промышленности // Почвы – стратегический ресурс России: тезисы докладов VIII съезда Общества почвоведов им. В.В. Докучаева и Школы молодых ученых по морфологии и классификации почв (Сыктывкар, 2020–2022 гг.). Ч. 2. М.–Сыктывкар: ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, 2021. С. 226–227.
20. Замотаев И.В., Грачева Р.Г., Михеев П.В., Конопляникова Ю.В. Формирование и трансформация почв в районах размещения отходов сахарной индустрии (обзор) // Почвоведение. 2022. № 8. С. 949–961.
21. Зубов М.Г., Гетманский А.С. Очистка сточных вод сахарных заводов при сезонном режиме работы // Сахар. 2017. № 5. С. 2–4.
22. Карлова Е.В. Развитие экономически эффективных побочных производств предприятий сахарной промышленности. Автореф. дис. ... канд. экон. наук. Курск, 2013. 22 с.
23. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
24. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 224 с.
25. Кольцова О.М., Стекольников Н.В., Житин Ю.И. Отходы свеклосахарного производства и их использование в сельском хозяйстве // Вестник Воронежского гос. аграрного ун-та. 2018. № 4(59). С. 52–58.
26. Курбатова А.Н. Техногенная трансформация компонентов ландшафтов малых городов Центрального Черноземья (на примере г. Льгова Курской области). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2017. 23 с.
27. Мониторинг природных экосистем Центрально-Черноземного заповедника // Тр. Центрально-Черноземного гос. заповедника. 2021. Вып. 20. 411 с.
28. Орешникова Н.В., Красильников П.В., Шоба С.А. Маршевые почвы Карельского берега Белого моря //

- Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2012. № 4. С. 13–20.
29. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2002. 103 с.
 30. Полевой определитель почв России. М., 2008. 182 с.
 31. Поливанова Т.В., Уваркин А.В., Фролов К.А., Поливанова С.А. Управление осадками транспортно-моечных вод сахарного производства – важнейшая экологическая проблема // Известия Юго-Западного государственного университета. 2014. № 1. С. 125–129.
 32. Природно-антропогенные геосистемы центральной лесостепи Русской равнины / Отв. ред. А.М. Грин, Л.И. Мухина. М.: Наука, 1989. 276 с.
 33. 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.
 34. Пузанова Л.Н. Агроэкологическая оценка и сельскохозяйственное использование субстрата очистных сооружений свеклосахарных заводов: на примере ОАО “Сахарный комбинат “Львовский”. Автореф. дис. ... канд. с-х. наук. Курск, 2009. 19 с.
 35. Пузанова Л.Н., Сысоева Т.И. Поля фильтрации – потенциальные земли сельскохозяйственного назначения // Агроэкологические проблемы почвоведения и земледелия. Сб. докл. Междунар. науч.-пр. конф. Курского отд. МОО “Общество почвоведов им. В.В. Докучаева”. Курск, 2019. С. 319–321.
 36. Самойлова Е.М. Луговые почвы лесостепи. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. 284 с.
 37. Самофалова И.А. Химический состав почв и почвообразующих пород: учебное пособие. Пермь, 2009. 130 с.
 38. Славянский А.А. Промышленное производство сахара. М., 2015. 255 с.
 39. Спичак В.В., Базлов В.Н., Ананьева П.А., Поливанова Т.В. Водное хозяйство сахарных заводов. Курск, 2005. 167 с.
 40. Тютюнник Ю.Г. Виробничий ландшафт і його демутація. К.: ІНН НАН України, 2021. 142 с.
 41. Тютюнник Ю.Г., Губарь Л.М., Пашкевич П.В., Гончаренко И.В. Почвы промышленных площадок и их экологическая демутация (на примере сахарных заводов) // Биосфера. 2019. Т. 11. № 2. С. 63–74. <https://doi.org/10.24855/biosfera.v11i2.482>
 42. Филатов С.Л., Думченков В.М., Петров С.М., Подгорнова Н.М., Басаргин Н.А. Механическое обезвреживание осадка транспортно-моечной воды свеклосахарного производства ленточными фильтр-прессами // Сахар. 2020. № 1. С. 32–37.
 43. Шамаев О.Е., Можарова Н.В., Кулачкова С.А. Газо-геохимическое состояние и экологические функции почв полей фильтрации через 30 лет после рекультивации // Российский журн. прикладной экологии. 2017. № 2. С. 25–30.
 44. Щеголькова Н.М., Диа В., Криксунов Е.А., Рыбка К.Ю. Фито-системы для очистки сточных вод: современное решение экологических проблем // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. 2015. № 2. С. 50–59.
 45. Deegan L.A., Johnson D.S., Warren R.S., Peterson B.J., Fleeger J.W., Fagherazzi S., Wilfred M., Wollheimet W.M. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss // Nature. 2012. V. 490. № 7420. С. 388–392. <https://doi.org/10.1038/nature11533>. PMID: 23075989
 46. Gerasimova M.I., Bronnikova M.A., Khitrov N.B., Shorkunov I.G. Hierarchical morphogenetic analysis of Kursk chernozem // Dokuchaev Soil Bull. 2016. № 86. P. 64–76. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2016-86-64-76>
 47. Gracheva R.G., Zamotaev I.V., Belonovskaya E.A., Konoplianikova Yu.V., Dobryanskiy A.S. Newly formed soils of the sugar industry treatment facilities and invasion of Acer Negundo (Chernozem zone of Russia) // IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 817. 2021. P. 1–7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/817/1/012037>
 48. <https://docs.cntd.ru/document/499036854>
 49. <https://docs.cntd.ru/document/550318827>
 50. https://ifc.org/wps/wcm/connect/a00d4ad7-6783-4df0-b73a-c3e51fb83162/Sugar+-+Russian+-+Final_.pdf?MOD=AJPERES&CVID=nPtjv0h
 51. <http://rossahar.ru/>
 52. 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 106 (Rome: FAO). 192 p.
 53. Kalinina O., Krause S.E., Giani L., Goryachkin S.V., Karavaeva N.A., Lyuri D.I. Self-Restoration of Post-Agrogenic Chernozems of Russia: Soil Development, Carbon Stocks, And Dynamics of Carbon Pools // Geoderma. 2011. V. 162. P. 196–206. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.02.005>
 54. Kovda I.V., Bessudnov A.A., Bessudnov A.N., Bronnikova M.A., Chepalyga A.L., Filatova T.D., Gerasimova M.I. et al. Paleosols, pedosediments and landscape morphology as archives of environmental evolution. Guidebook for field excursions: XIIth International symposium and field workshop on paleopedology (ISFWP). М., 2013. 116 p.
 55. McMahan K., Anglin L., Lavkulich L.M., Grayston S.J., Suzanne W. Simard S.W. Small-volume additions of forest topsoil improve root symbiont colonization and seedling growth in mine reclamation // Appl. Soil Ecology. 2022. № 180. 104622. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104622>
 56. Mikheev P., Zamotaev I., Telnova N. Microbial Features in Newly Formed Soils of Disposal Fields from Sugar Refineries // E3S Web of Conferences. Actual Problems of Ecology and Environmental Management (APEEM) 2021. V. 265. P. 03009. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20212603009>
 57. Tordoff G.M., Baker A.J.M., Willis A.J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metal-liferous mine wastes // Chemosphere. 2000. V. 41. P. 219–228. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2)

Soil Formation on Sugar Industry Waste in the Central Chernozem Zone

I. V. Zamotaev^{1, *}, R. G. Gracheva¹, Yu. V. Konopliankova¹, A. V. Dolgikh¹, D. V. Karelin¹,
E. A. Belonovskaya¹, A. S. Dobryansky¹, and P. V. Mikheev¹

¹*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

²*Erisman Federal Scientific Center for Hygiene, Mytishchi, 141014 Russia*

*e-mail: zivigran@rambler.ru

Soils formed in treatment facilities of sugar beet factories in the forest-steppe zone of the Kursk region were studied. The technogenic factors of soil formation associated with the industrial sugar beet activity, and post-technogenic processes, acting during the abandonment of treatment facilities, are considered. The alternation of settling ponds and the earth walls separating them is the main factor determining the kind of “cellular” pattern of the soil cover. The mode of inflow and discharge of wastewaters, their composition, as well as the duration of the abandonment of settling ponds determine the specifics of the soils formed in the bottoms of the ponds. In operating settling ponds, under the periodic impact of sewage mixed with other wastes, dark-humus quasigleyic soils are developed (Calcaric Gleysol). When ponds are abandoned with previously removed calcareous sewage sludge (press mud), in the presence of perched water dark-humus quasigleyic soils (Gleyic Cambisol) are formed in 30 years; and in conditions of a variable-humid regime, quasigleyic zooturbated Chernozems are formed in 40 years. In settling ponds with preserved sewage sludge abandoned 20 years ago, soil formation has been noticeably active only in the upper 10–15 cm; below, the properties of the layered sediment are retained. Dark-humus technogenic arti-stratified soils are identified here (Spolic Technosols). On the earth walls, dark-humus typical soils (Eutric Cambisols (Organotransportic) are formed in 70 years; on the surfaces covered with calcareous sewage sludge, underdeveloped highly alkaline technogenic pelozems (Spolic Technosols (Transportic) are identified, in which the mixed material of technogenic sediments remains practically unchanged. All soils are alkaline and strongly alkaline, rich in organic matter, carbonates, phosphates, nutrients and some heavy metals from wastewater. According to the combination of properties and characteristics, the soils of the sugar industry treatment facilities have no direct natural analogues in the Central Chernozem region and are a vivid example of soils developing under extreme conditions of “resource excess”.

Keywords: technogenesis, wastewater, infiltration fields, pedofeatures, Cambisols, Gleysols, Technosols

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054:504.064

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ ПРИВОЛЖСКОГО ФЕДЕРАЛЬНОГО ОКРУГА: СОПРЯЖЕННЫЙ АНАЛИЗ ОФИЦИАЛЬНЫХ ДАННЫХ

© 2023 г. Т. А. Парамонова^{a, b, *} (ORCID: 0000-0001-8179-8074),
Г. М. Черногаева^{a, c} (ORCID: 0000-0002-9071-3340), Н. Н. Лукьянова^d, М. С. Парамонов^e

^aИнститут глобального климата и экологии имени академика Ю.А. Израэля,
ул. Глебовская, 20Б, Москва, 107258 Россия

^bФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

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

^dНаучно-производственное объединение “Тайфун”, ул. Победы, 4, Обнинск, 249038 Россия

^eБиологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

*e-mail: tparamonova@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 28.02.2023 г.

После доработки 30.06.2023 г.

Принята к публикации 01.07.2023 г.

На основании сопряженного анализа официальных данных Росгидромета по содержанию приоритетных тяжелых металлов (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni) в почвах 23 городов Приволжского Федерального округа, а также данных Росстата по социально-экономическим показателям муниципальных образований оценены эколого-геохимические характеристики городских почв (Urbic Technosols). С помощью многомерных статистических анализов (кластерного и факторного) были выявлены возможные связи параметров загрязнения почв с урбанистическими особенностями населенных пунктов. Для почв большинства городов региона со среднестатистическими социально-экономическими показателями установлены допустимые уровни накопления Cd, Pb, Zn и Cu, которые по средним значениям концентраций близки к кларкам городских почв России. В малых и средних городах Республики Башкортостан фиксируются превышения ОДК Ni в урбопочвах, что отражает наличие в восточной части Приволжского Федерального округа региональной геохимической аномалии природного и антропогенного характера, однако взаимосвязей никелевого загрязнения с социально-экономическими показателями населенных пунктов не выявляется. Умеренно-опасный уровень комплексного загрязнения урбопочв с доминирующим накоплением Cd и существенно меньшими коэффициентами концентрации других тяжелых металлов (города Белебей, Давлеканово, Дзержинск) не обнаруживает корреляций с демографическими показателями населенных пунктов. При более сложном профиле загрязнения урбопочв (Cd–Zn в Пензе или Cu–Cd–Zn в Медногорске) отмечаются меньшие значения общего коэффициента рождаемости и большие – коэффициента смертности населения (по сравнению со среднерегиональными показателями). На примере городов Приволжского Федерального округа показаны разнонаправленность градиентов увеличения концентраций в почвах Cd, Pb, Zn, Cu, а также суммарного показателя загрязнения почв Zc с индексами естественного прироста населения при отсутствии на ординационной диаграмме заметной связи эколого-геохимических характеристик почв с возрастом города, численностью и плотностью населения, плотностью уличной автодорожной сети.

Ключевые слова: загрязнение почв, урбопочвы (Urbic Technosols), эколого-геохимическая оценка, кластерный анализ, метод главных компонент

DOI: 10.31857/S0032180X23600300, **EDN:** MGZLIZ

ВВЕДЕНИЕ

В индустриальном и постиндустриальном обществе геохимической сущностью процесса техногенеза является глобальная металлизация биосферы, в которой с каждым годом все более заметную роль играют тяжелые металлы, в том числе

обладающие экотоксическими свойствами [14]. Главной депонирующей средой для тяжелых металлов в наземных ландшафтах служат почвы, а наиболее интенсивные и комплексные техногенные геохимические аномалии, как правило, формируются в почвах урбанизированных тер-

риторий, где сконцентрированы такие источники загрязнения, как промышленное производство, теплоэнергетика, транспорт, коммунальное хозяйство и др. [14, 24]. При этом благодаря прочной, в том числе необменной, сорбции многих тяжелых металлов минеральными и органическими компонентами мелкозема, ореолы техногенного загрязнения почв сохраняются в течение очень длительного времени и могут обнаруживаться спустя много лет после ликвидации источника поступления экотоксикантов в окружающую среду [25], создавая так называемый “накопленный вред” и высокие экологические риски для населения. Степень загрязнения почв тяжелыми металлами зависит как от природно-климатических особенностей местности, так и от социально-экономической и планировочной специфики городских поселений, включая исторический аспект их образования и региональную специфику урбанизации [20].

Одним из наиболее типичных по показателям урбанизации и промышленности регионов России является Приволжский федеральный округ (ФО), доля городского населения в котором составляет 72.3% при средних показателях для РФ 74.7%, а общий валовый региональный продукт достигает $\approx 15\%$ от общероссийского показателя [18]. Производственная специализация Приволжского ФО ориентирована на топливно-энергетический комплекс, химическую и нефтехимическую промышленность, машиностроение и металлообработку, легкую и пищевую промышленность [23]. В настоящее время в Приволжском ФО насчитывается 200 городов, а с учетом поселков городского типа их численность достигает 451 [17]. Более чем в 20 из них с середины прошлого века силами Федеральной службы по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет) проводится мониторинг среднего и максимального уровней накопления в почвах токсикантов промышленного происхождения, в том числе регулярный контроль уровней накопления тяжелых металлов.

Минерально-сырьевая база региона занимает заметное место в структуре разведанных запасов черных, цветных и редкоземельных металлов России. В частности, на территории республики Башкортостан и Оренбургской области расположено: 30 коренных медно-колчеданных и медно-кобальтовых месторождений, добыча Cu составляет $\approx 24\%$ от добычи в РФ; 32 месторождения Zn, ассоциированного с медно-колчеданными рудами, добыча которого составляет $\approx 22\%$ от добычи в РФ; 6 месторождений силикатного Ni, балансовые запасы металла в которых составляют $\approx 6\%$ от российских, однако добыча никелевых силикатных руд с 2013 г. приостановлена вследствие низкой рентабельности; попутные рудопоявления Cd встречаются на медных и цинковых место-

рождениях Приволжского ФО [5]. Вместе с тем Приволжский ФО занимает последнее место среди регионов по запасам и добыче свинцовых руд. Таким образом, для восточной части региона характерна халькофильно-сидерофильная геохимическая специализация, которая определяет ответственное повышение в покровных отложениях и, соответственно, почвах региональных фоновых концентраций ряда тяжелых металлов.

При этом вследствие большой протяженности территории Приволжского ФО в широтном и меридиональном направлениях, а также благодаря длительной истории ее освоения человеком посты мониторинга состояния почв Росгидромета охватывают значительное разнообразие природно-географических условий местности и урбанистических особенностей населенных пунктов (табл. 1). В наблюдательную сеть входят: а) древние города, образовавшиеся в основном в периоды формирования централизованного Московского государства и Российской империи как укрепленные пункты-крепости, многие из которых в настоящее время превратились в города-миллионеры (Казань, Нижний Новгород, Самара, Уфа) или крупные города (Оренбург, Орск, Пенза), тогда как другие обладают меньшей численностью населения (Арзамас, Бирск); б) малые, средние и большие города, основанные в XVIII в. как транспортные узлы (Давлеканово, Дзержинск (бывш. Черное), Мелеуз, Стерлитамак) или центры добычи и переработки металлических руд (Белебей, Благовещенск); в) преимущественно средние города советского периода с доминирующей нефтехимической (Кстово, Новочебоксарск, Октябрьский, Салават), нефте- и угледобывающей (Ишимбай, Кумертау) или металлургической (Медногорск) промышленной специализацией. При этом согласно Распоряжению Правительства РФ от 29 июля 2014 г. № 1398-р “Об утверждении перечня монопрофильных муниципальных образований Российской Федерации (моногородов)” (ред. от 21.01.2020), четыре поста мониторинга приурочены к моногородам, среди которых Белебей и Кумертау относятся к категории населенных пунктов с наиболее сложным социально-экономическим положением — в том числе создающимся за счет высоких экологических рисков для населения (в Медногорске имеются риски ухудшения социально-экономических условий, и только Благовещенск характеризуется стабильной социально-экономической ситуацией). Для улучшения условий жизни населения в городах Белебей, Кумертау и Благовещенск в 2016–2019 гг. были приняты Постановления Правительства РФ по отнесению их к территориям опережающего развития с особыми условиями для организации несырьевого производства, способствующими привлечению инвестиций и обеспечению ускоренного социально-экономического развития

Таблица 1. Природно-географическая и социально-экономическая характеристика городов Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета

Субъект РФ	Город	Природная зона: зональные почвы ^а	Год основания поселения	Численность населения, тыс. чел. ^б (категория города) ^в	Плотность населения, тыс. чел.	Плотность автодорожной сети, км/км ²	Количество объектов, имеющих станционарные источники выбросов ^г	Объем выброшенных в атмосферный воздух загрязняющих веществ от станционарных источников, тыс. т/год ^г	Объем выброшенных в атмосферный воздух твердых веществ, тыс. т/год ^г	Общий коэффициент рождаемости, чел./млн чел.	Общий коэффициент смертности, чел./млн чел.
Республика Башкортостан	<i>Белебей^е</i>	Степь: черноземы выщелоченные (Luvic Chernozems)	1757	59.2 (с)	1345.2	215.0	н.д.	н.д.	н.д.	7.3	15.1
	Бирск	Лесостепь: темно-серые лесные (Luvic Retic Greyzemic Phaeozem)	1663	48.4 (м)	691.9	233.7	24	н.д.	н.д.	8.3	13.9
	<i>Благовещенск</i>	Лесостепь: серые лесные (Luvic Phaeozems)	1756	34.8 (м)	537.8	136.6	н.д.	н.д.	н.д.	10.7	14.0
	Давлеканово	Степь: черноземы остаточно-карбонатные (Haplic Chernozems)	1765	23.4 (м)	570.7	125.3	н.д.	н.д.	н.д.	10.1	18.9
	Ишимбай	Степь: черноземы типичные (Haplic Chernozems)	1932	64.4 (с)	622.3	298.4	н.д.	н.д.	н.д.	9.4	17.9
	<i>Кумертау</i>	Лесостепь: серые лесные (Eutric Retisol)	1947	59.5 (с)	350.7	192.3	19	13.05	6.73	9.0	15.8
	Мелеуз	Степь: черноземы типичные (Haplic Chernozems)	1786	56.7 (с)	1581.4	182.0	н.д.	н.д.	н.д.	8.7	14.6
	Октябрьский	Степь: черноземы типичные (Haplic Chernozems)	1937	114.1 (б)	1154.5	317.0	36	1.93	0.22	9.6	14.5
	Салават	Степь: черноземы типичные (Haplic Chernozems)	1948	150.5 (б)	1416.7	126.0	44	43.65	1.25	7.5	16.5
	Стерлитамак	Степь: черноземы выщелоченные (Luvic Chernozems)	1735	276.4 (к)	2505.8	324.4	46	39.22	1.97	9.1	14.5
	Туймазы	Степь: черноземы типичные (Haplic Chernozems)	1912	68.2 (с)	1609.6	191.4	н.д.	н.д.	н.д.	11.1	14.1
	<u>Уфа^ж</u>	Степь: черноземы выщелоченные (Luvic Chernozems)	1574	1128.8 (К)	1594.3	1760.4	201	265.19	1.84	10	14.8
Республики Татарстан	<u>Казань</u>	Ташно-лесная: дерново-подзолистые (Eutric Albic Retisol)	1004–1005	1257.4 (К)	2047.3	1965.0	239	32.47	1.02	12.6	14.5

Таблица 1. Окончание

Субъект РФ	Город	Природная зона: зональные почвы ^а	Год основания поселения	Численность населения, тыс. чел. ^б (категория города) ^в	Плотность населения, тыс. чел.	Плотность автомобильной сети, км/км ²	Количество объектов, имеющих стационарные источники выбросов ^г	Объем выброшенных в атмосферу воздух загрязняющих веществ от стационарных источников, тыс. т/год ^г	Объем выброшенных в атмосферу воздух твердых веществ, тыс. т/год ^г	Общий коэффициент рождаемости, чел./млн чел.	Общий коэффициент смертности, чел./млн чел.
Чувашская республика	Новочебоксарск	Лесостепь: светло-серые лесные (Luvisols)	1960	127.2 (б)	2487.8	100.1	36	4.06	0.52	9.1	15.0
Нижегородская область	Арзамас	Таежно-лесная: дерново-подзолистые иллювиально-железистые (Retic Albic Podzol)	1578	104.0 (б)	3029.7	206.0	31	н.д.	н.д.	8.3	15.7
	Дзержинск (бывш. Черное)	Таежно-лесная: дерново-подзолистые иллювиально-железистые (Retic Albic Podzol)	1606	229.0 (б)	543.3	220.0	67	н.д.	н.д.	7.3	20.8
	Кстово	Широколиственные леса: светло-серые лесные (Luvisols)	1957	67.8 (с)	1182.6	107.4	23	н.д.	н.д.	9.4	19.3
	Нижний Новгород	Лесостепь: светло-серые лесные (Luvisols)	1221	1252.2 (К)	3049.2	1636.9	223	н.д.	н.д.	8.8	19.1
Оренбургская область	Медногорск	Степь: черноземы остаточно-карбонатные (Haplic Chernozems и Calcic Phaeozems)	1933	24.6 (м)	69.7	133.2	8	7.32	н.д.	7.0	24.9
	Оренбург	Степь: черноземы обыкновенные (Haplic Chernozems)	1743	572.2 (к)	624.0	1017.4	94	16.24	0.45	9.7	16.4
	Орск	Степь: черноземы южные (Haplic Chernozems)	1735	226.5 (к)	158.8	619.6	49	16.25	н.д.	8.0	20.2
Пензенская область	Пенза	Степь: черноземы остаточно-карбонатные (Haplic Chernozems и Calcic Phaeozems)	1663	520.3 (к)	1791.8	713.0	112	7.72	0.76	7.9	18.3
Самарская область	Самара	Степь: черноземы обыкновенные (Haplic Chernozems)	1586	1156.7 (К)	2134.3	4053.6	203	26.94	1.34	9.5	19.1

^а По [18].^б По [22].^в По СП 42.13330.2016 "Свод правил. Градостроительство. Планировка и застройка городских и сельских поселений": К – крупнейшие города (>1000 тыс. чел.), к – крупные города (250–1000 тыс. чел.), б – большие города (100–250 тыс. чел.), с – средние города (50–100 тыс. чел.), м – малые города (<50 тыс. чел.).^г По [2].^д По [18].^е Здесь и далее курсивом отмечены моногорода.^ж Здесь и далее республиканские и областные центры отмечены подчеркиванием.

(Федеральный закон “О территориях опережающего социально-экономического развития в Российской Федерации” от 29.12.2014 N 473-ФЗ).

Целью настоящего исследования был сопряженный анализ официальных данных Росгидромета по текущим уровням загрязненности городских почв Приволжского ФО и сведений Федеральной службы государственной статистики (Росстат) по социально-экономическим характеристикам городов.

Именно на основании получаемых официальных данных органы исполнительной власти РФ принимают управленческие решения и разрабатывают программы комплексного развития территорий, включая меры по обеспечению экологической безопасности, в том числе по охране и рекультивации почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве исходных данных использовали официальные сведения по эколого-геохимической характеристике городских почв Приволжского ФО, представленные в ежегодниках “Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения” за период 2017–2021 гг. по [9–13], а также агрегированные в базе данных НПО “Тайфун” (головная организация Росгидромета по мониторингу состояния и загрязнения почв тяжелыми металлами и пестицидами) показатели содержания тяжелых металлов в почвах городов Поволжья. Согласно разработанному Росгидрометом регламенту мониторинга, методической основой проведения исследований является руководящий документ (РД) 52.18.718–2008 “Организация и порядок проведения наблюдений за загрязнением почв токсикантами промышленного происхождения”, основанный, в свою очередь, на ГОСТ 17.4.3.01–2017 “Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб”. На территориях городов пробные площадки размерами от 10×10 до 20×20 м² (в зависимости от планировочных особенностей территории) располагаются по равномерной сетке с расстояниями между центрами ближайших пробных площадок примерно 1 км. На каждой пробной площадке методом конверта отбирается объединенная проба почвы, состоящая не менее чем из 5 индивидуальных поверхностных образцов, взятых с глубины 0–5 см (возможен также отбор дополнительной пробы с глубины 5–20 см). Анализ содержания тяжелых металлов в городских почвах проводится силами территориальных подразделений Росгидромета на основе требований РД 52.18.595–96 “Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды”, с определением валовых (кислоторастворимых)

подвижных и водорастворимых тяжелых металлов с помощью атомно-адсорбционного анализа.

В настоящем исследовании использовали сведения по содержанию валовых форм соединений тяжелых металлов, так как данные по подвижным и водорастворимым формам являются фрагментарными и не позволяют провести сравнительный анализ эколого-геохимического состояния почв отдельных городов Приволжского ФО. Поскольку в материалах Росгидромета не приводятся сведения о генезисе и морфологическом строении профилей опробованных почв и/или техногенных почвоподобных образований, все почвенные разности условно называли урбопочвами.

Выбор социально-экономических показателей, учтенных при анализе особенностей загрязнения почв городов Приволжского ФО, обуславливался их прямой или косвенной принадлежностью к потенциальным источникам загрязнения почв (численность и плотность населения города — коммунальная нагрузка; плотность автодорожной сети — приземные выбросы в атмосферу от передвижных источников; количество объектов, имеющих стационарные источники выбросов, объемы ежегодных выбросов в атмосферу, доля в них твердых веществ — выбросы загрязняющих веществ в атмосферу от стационарных источников; год основания города — длительность антропогенной нагрузки), либо принадлежностью их к показателям, в некоторой мере зависимым от качества окружающей среды (естественный прирост населения). Значения учтенных показателей принимались на основе статистических данных, публикуемых в ежегодниках “Регионы России. Социально-экономические показатели” [18], “Регионы России. Социально-экономические показатели городов” [17], а также паспортов муниципальных образований за 2021 г., размещенных на официальном сайте Росстата (<https://www.gks.ru/dbscripts/munst/>).

Современные уровни накопления тяжелых металлов в урбопочвах исследуемых городов оценивались на основе критериев превышения ориентировочно допустимых концентраций (ОДК) с учетом гранулометрического состава и кислотности почв, а также по величине показателя комплексного полиметаллического загрязнения почв Zc (СанПиН 1.2.3685–21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания” (Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28.01.2021 № 2)). Предпочтительность использования величин ОДК по сравнению с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) определялась возможностью учета в этом случае типологических особенностей зональных почв, что важно для более точной оценки экологических рисков [21].

Показатель комплексного загрязнения почв тяжелыми металлами определялся несколькими способами:

а) стандартным методом, предложенным в работе [19] и включенным в нормативно-правовую документацию по оценке экологического состояния почв, с учетом кратности превышения наблюдаемых величин концентраций элементов в опробованных урбопочвах над ориентировочными фоновыми уровнями накопления тяжелых металлов в соответствующих зональных почвах по формуле:

$$Zc = \sum Kc_i - (n - 1), \quad (1)$$

где Kc_i – коэффициент концентрации i -того контролируемого элемента в урбопочвах по отношению к ориентировочному природному фону, определенному по СанПиН 1.2.3685-21 “Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания” (Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 28.01.2021 № 2); n – количество элементов со значениями $Kc_i > 1$;

б) по модифицированной Ю.Н. Водяницким формуле [4] с учетом степени токсичности тяжелых металлов, для которых $Kc_i(\phi) > 2$, по ГОСТ 17.4.1.02-83 “Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения”:

$$Zc(t) = \sum Kc_i \cdot Kt_i - (n - 1), \quad (2)$$

где Kt_i – поправочный коэффициент токсичности контролируемого элемента, который принимался как 1.5 для элементов 1 класса опасности (Cd, Pb и Zn) и как 1.0 для элементов 2 класса опасности (Cu и Ni);

в) на основе сравнения эколого-геохимических показателей накопления тяжелых металлов в урбопочвах Приволжского ФО с их кларковыми значениями в городских почвах РФ:

$$Zc(u) = \sum Kc(u)_i - (n - 1), \quad (3)$$

где $Kc(u)_i$ – коэффициент концентрации i -того контролируемого элемента в урбопочвах Приволжского ФО по отношению к его кларку в почвах городов с разным количеством жителей, принятым согласно исследованию [1]; n – количество тяжелых металлов со значениями $Kc(u)_i > 1$.

При анализе комплексного загрязнения городских почв тяжелыми металлами дополнительные индексы $Zc(t)$ и $Zc(u)$ были введены наряду с нормативно закрепленным Zc : а) для оценки количественного изменения значений показателя и ранжирования ведущих элементов загрязнения в случае введения в формулу расчета поправочных коэффициентов, учитывающих степень токсичности отдельных тяжелых металлов, б) для выяв-

ления особенностей аккумуляции тяжелых металлов в урбопочвах Приволжского ФО по сравнению с усредненными характеристиками городских почв России, соответственно. При этом эколого-геохимическую оценку с определением категорий загрязнения урбопочв Приволжского ФО тяжелыми металлами проводили только по утвержденному нормативному показателю Zc на основе требований СанПиН 1.2.3685-21.

При вариационно-статистической обработке данных базовые описательные характеристики определяли в программе Microsoft Excel 2007. Многомерный статистический анализ данных и их визуализацию осуществляли на основе пакета прикладных программ Statistica 10.0.1011 (StatSoft). Иерархическую агломеративную кластеризацию выполняли с предварительной стандартизацией данных, не содержащих пропуски, и построением дендрограмм сходства методом взвешенного попарного среднего по метрике евклидова расстояния. Нумерацию кластеров по характерным уровням накопления тяжелых металлов в урбопочвах Приволжского ФО по сравнению с природным геохимическим фоном и кларками городских почв России производили в порядке возрастания средних величин показателей Zc и $Zc(u)$ соответственно. Факторный анализ осуществляли на основе метода главных компонент с выбором четырех значимых факторов нагрузки по критерию “каменистой осыпи” с объяснением 77% дисперсии.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно результатам, полученным наблюдательной сетью Росгидромета в период 2017–2021 гг., содержание тяжелых металлов в урбопочвах Приволжского ФО существенно варьирует по пунктам наблюдений (табл. 2). Размах величин средних концентраций составляет: Cd – 0.1–6.1 мг/кг, Pb – 5–93 мг/кг, Zn – 13–404 мг/кг, Cu – 5–200 мг/кг, Ni – 5–200 мг/кг; размах величин максимальных концентраций поллютантов, фиксируемых на отдельных мониторинговых постах, часто еще больше и составляет для Cd 0.1–27.4 мг/кг; для Pb – 33–383 мг/кг; для Zn – 54–1886 мг/кг; для Cu – 20–450 мг/кг; для Ni – 27–358 мг/кг. При этом наиболее контрастная эколого-геохимическая ситуация между уровнем накопления тяжелых металлов в почвах городов Приволжского ФО отмечается в отношении Cd (коэффициенты вариации показателя Cv для средних и максимальных значений концентраций элемента оцениваются как $\approx 140\%$ при $p = 0.95$), наименее различаются уровни накопления в почвах отдельных городов Pb и Ni (Cv 58–72% при $p = 0.95$).

Оценка текущих уровней аккумуляции тяжелых металлов в урбопочвах Приволжского региона с позиции санитарно-гигиенического норми-

Таблица 2. Средние и максимальные уровни содержания тяжелых металлов в почвах городов Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета, мг/кг [9–13]

Субъект РФ	Город	Cd		Pb		Zn		Cu		Ni	
		среднее	максимум	среднее	максимум	среднее	максимум	среднее	максимум	среднее	максимум
Республика Башкортостан	<i>Белебей</i>	6.1	27.4	52	263	83	144	22	61	35	87
	Бирск	1.3	7.4	32	144	37	71	29	121	90	104
	<i>Благовещенск</i>	1.0	3.5	32	144	44	96	31	107	43	82
	Давлеканово	5.9	25.0	58	108	132	204	56	97	128	198
	Ишимбай	0.2	0.5	19	89	68	119	25	47	87	156
	<i>Кумертау</i>	1.1	10.4	17	65	85	321	43	450	107	168
	Мелеуз	0.2	1.2	26	104	113	591	32	136	231	358
	Октябрьский	0.7	5.8	22	84	99	456	37	293	169	263
	Салават	0.3	0.5	19	144	81	201	24	56	91	150
	Стерлитамак	0.3	0.6	20	41	108	250	28	99	80	111
	Туймазы	1.3	17.2	30	110	49	79	19	26	91	123
	<i>Уфа</i>	0.3	1.2	28	73	104	265	39	79	57	87
Республика Татарстан	<u>Казань</u>	0.7	2.2	16	92	54	230	18	99	15	57
Чувашская республика	Новочебоксарск	0.1	0.1	51	71	38	54	38	54	39	55
Нижегородская область	Арзамас	0.1	0.1	20	81	64	117	13	20	15	27
	Дзержинск	1.5	2.7	5	33	30	75	5	26	5	41
	Кстово	0.1	0.1	33	63	115	355	33	58	15	45
	<u>Нижний Новгород</u>	0.1	4.6	23	119	56	179	29	101	26	52
Оренбургская область	<i>Медногорск</i>	1.4	2.7	93	383	313	753	200	326	31	69
	<u>Оренбург</u>	0.9	1.8	33	107	144	635	25	79	48	100
	Орск	0.7	1.9	49	140	209	583	62	170	57	162
Пензенская область	<u>Пенза</u>	2.0	6.1	64	190	404	1886	49	175	62	156
Самарская область	<u>Самара</u>	0.5	1.0	20	99	84	122	30	63	61	88

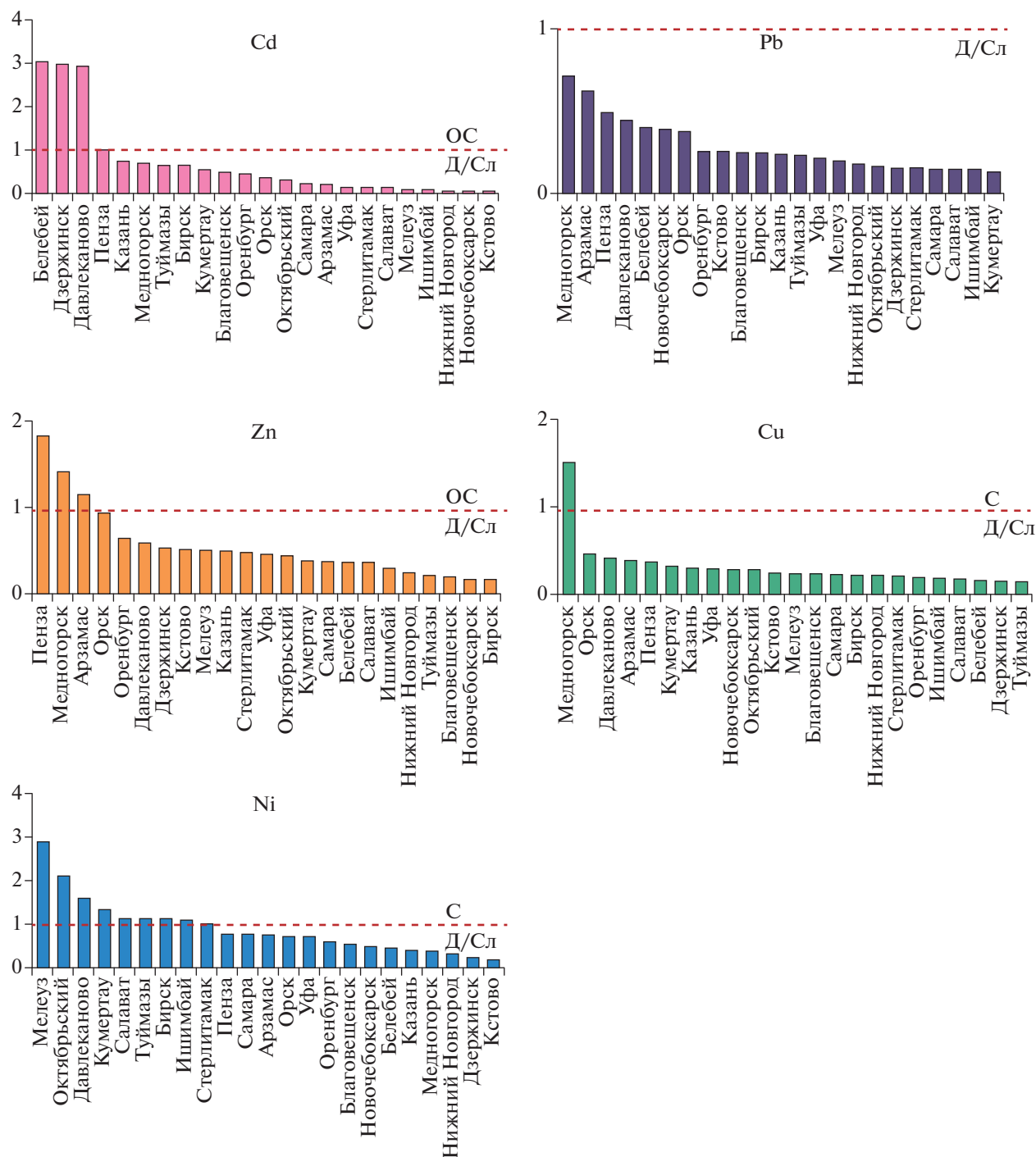


Рис. 1. Кратность превышения средних концентраций тяжелых металлов над соответствующими величинами ОДК в почвах городов Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета. Пунктирная линия соответствует величине ОДК = 1 и является границей для категорий загрязнения почв: Д/Сл – допустимая/слабая, С – сильная, ОС – очень сильная.

рования (рис. 1) выявила определенные экологические риски в отношении накопленных в почвах количеств экотоксикантов I класса опасности для жителей таких городов, как Белебей, Давлеканово и Дзержинск (по средним концентрациям в

почвах Cd), а также Арзамаса, Медногорска и Пензы (по средним концентрациям в почвах Zn). Степень моноэлементного загрязнения почвенного покрова этих населенных пунктов – при кратности превышений величин ОДК в ≈ 3 и

≈ 1.2–2 раза, соответственно, — определяется как очень сильная из-за высокой токсичности соединений этих элементов для человека по ГОСТ 17.4.1.02-83 “Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения”. Большинство городов Приволжского ФО с повышенными концентрациями Cd и Zn в почвах имеет относительно небольшой возраст (100–300 лет), малую или среднюю численность населения, относится к моногородам, которые образовались вокруг одного или нескольких градообразующих предприятий машиностроительной или металлургической производственной направленности (Белебеевский завод “Автономаль”, Белебеевский машиностроительный завод, Медногорский медно-серный комбинат и др.). При этом средние концентрации такого распространенного поллютанта I класса опасности, как Pb, маркирующего разнообразные антропогенные источники загрязнения, включая автомобильный транспорт, в почвах всех городов Приволжского региона с действующими постами мониторинга Росгидромета не превышают величины ОДК.

Для поллютантов II класса опасности средние уровни накопления в урбопочвах Приволжского региона соединений Cu превышают ОДК ≈ в 1.5 раза лишь в единственном “профильном” по своей геохимической специализации моногороде Медногорск, что соответствует сильной степени загрязнения почв. В то же время средние концентрации Ni систематически возрастают до 1.1–2.9-кратной величины ОДК (сильная степень загрязнения) в почвах городов Республики Башкортостан: Мелеуз, Давлеканово, Кумертау, Ишимбай, Октябрьский, Салават, Туймазы, Бирск, подавляющая часть которых относится к малым или средним.

В целом наиболее удовлетворительное санитарно-гигиеническое состояние урбопочв фиксируется в крупнейших и крупных городах региона. За исключением Пензы все они входят в список населенных пунктов (Благовещенск, Казань, Кстово, Нижний Новгород, Новочебоксарск, Оренбург, Орск, Самара, Стерлитамак, Уфа), где текущие средние уровни накопления в почвах тяжелых металлов I и II классов опасности ниже величин ОДК по всем контролируемым показателям.

Одновременное повышение уровней содержания в почвах нескольких тяжелых металлов может создавать определенные экологические риски для здоровья населения даже при незначительных превышениях величин ОДК (ПДК), которые многократно возрастают при дальнейшем росте комплексного техногенного прессинга [19]. Оценка полиэлементного загрязнения урбоэкосистем Приволжского ФО приоритетными тяжелыми металлами по их среднему содержанию в почвах (табл. 3) показала, что по сравнению с

ориентировочным фоном в таких городах как Белебей (моногород), Давлеканово, Дзержинск, Медногорск (моногород) и Пенза сложилась умеренно опасная ситуация (Zc соответствует интервалу 16–32). В других городах Приволжского региона, где проводятся мониторинговые наблюдения Росгидромета, уровень полиэлементного загрязнения почв тяжелыми металлами в настоящее время определяется как допустимый ($Zc \leq 16$) (рис. 2).

При полиэлементном характере ореолов аккумуляции тяжелых металлов ведущим элементом загрязнения, как правило, служит Cd, реже — Ni, еще реже — Pb. Их содержание в почвах урбоэкосистем Приволжского региона с умеренно опасной категорией комплексного загрязнения возрастает по сравнению с ориентировочными фоновыми показателями в 5–25, 2–5 и 2–3 раза соответственно. В единичных случаях в городских почвах наиболее выражены антропогенные геохимические аномалии Cu (Медногорск, $Kc_{Cu} = 8$) или Zn (Орск, $Kc_{Zn} = 3$). Участие остальных тяжелых металлов в составе дополнительных элементов загрязнения (с $Kc_i > 2$) отражает геохимический спектр нагрузки на окружающую среду городов Приволжского региона, который в основном зависит от количества и специализации производственных предприятий. В частности, наиболее многокомпонентное полиметаллическое загрязнение почв формируется в городах с разными урбанистическими характеристиками — Давлеканово, Кумертау, Орск, Пенза и Уфа. В то же время для почв древних и густонаселенных Казани, Нижнего Новгорода, а также менее крупных Арзамаса, Ишимбая, Дзержинска характерны “короткие” спектры загрязнения, состоящие из 1–2 ведущих компонентов.

При оценке комплексного загрязнения урбопочв Приволжского ФО по показателю $Zc(t)$ с дифференцированным учетом токсичности тяжелых металлов численные значения параметра увеличиваются по сравнению со стандартным показателем Zc до 1.5 раз в случае ярко выраженного доминирования в геохимическом спектре загрязнения экотоксикантов I класса опасности с $Kc_i > 20$, но мало изменяются при меньшей степени концентрирования в городских почвах соединений Cd, Zn или Pb, или изначальном преобладании в спектре загрязнения элементов II класса опасности. При этом в соответствии с методикой расчета показателя $Zc(t)$ элементы I класса опасности, как правило, приобретают ведущую роль, что акцентирует внимание на их аккумуляции в урбопочвах.

При сопоставлении характеристик урбопочв Приволжского ФО с соответствующими усредненными показателями накопления тяжелых металлов в почвах городов России с разным количе-

Таблица 3. Оценка комплексного загрязнения тяжелыми металлами городских почв Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета, по показателям Zc , $Zc(t)$ и $Zc(u)$

Субъект РФ	Город	Zc (с учетом региональных природных характеристик)		Zc(t) (с учетом региональных природных характеристик и токсичности тяжелых металлов)		Zc(u) с учетом урбанистических характеристик	
		численный показатель	формула загрязнения ^a	численный показатель	формула загрязнения	численный показатель	формула загрязнения
Республика Башкортостан	<i>Белебей</i>	27.2^б	Cd_{25,4} Pb_{2,6} Zn_{1,4}^в	41.0	Cd_{38,1} Pb_{3,9}	5.5	Cd_{4,3} Ni_{1,9} Pb_{1,3}
	Бирск	9.7	Cd_{6,5} Ni_{2,6} Pb_{2,0} Cu_{1,6}	13.3	Cd_{9,8} Pb_{3,0} Ni_{2,6}	4.9	Ni_{4,9}
	<i>Благовещенск</i>	7.0	Cd_{5,0} Pb_{2,0} Cu_{1,7} Ni_{1,2}	9.5	Cd_{7,5} Pb_{3,0}	2.4	Zn_{2,3} Cu_{1,1}
	Давлеканово	30.5	Cd_{24,6} Pb_{2,9} Ni_{2,8} Cu_{2,2} Zn_{1,9}	45.2	Cd_{36,9} Pb_{4,4} Zn_{2,9} Ni_{2,8} Cu_{2,2}	12.0	Ni_{7,0} Cd_{4,2} Cu_{2,0} Pb_{1,5} Zn_{1,4}
	Ишимбай	1.9	Ni_{1,9}	—	—	4.7	Ni_{4,7}
	<i>Кумертау</i>	9.4	Cd_{5,5} Ni_{3,1} Cu_{2,4} Zn_{1,4} Pb_{1,1}	12.8	Cd_{8,3} Ni_{3,1} Cu_{2,4} Zn_{2,1}	6.3	Zn_{5,8} Cu_{1,5}
	Мелеуз	6.3	Ni_{5,1} Zn_{1,7} Pb_{1,3} Cu_{1,3}	6.6	Ni_{5,1} Zn_{2,5}	12.9	Ni_{12,5} Zn_{1,2} Cu_{1,1}
	Октябрьский	6.5	Ni_{3,8} Cd_{2,7} Zn_{1,5} Cu_{1,5} Pb_{1,1}	8.0	Cd_{4,1} Ni_{3,8} Zn_{2,2}	7.7	Ni_{7,1} Cd_{1,3} Cu_{1,3}
	Салават	2.5	Ni_{2,0} Cd_{1,3} Zn_{1,2}	4.1	—	3.8	Ni_{3,8}
	Стерлитамак	2.7	Ni_{1,8} Zn_{1,6} Cd_{1,3} Cu_{1,1}	2.0	Zn_{2,4}	3.5	Ni_{3,4} Zn_{1,1}
	Туймазы	6.9	Cd_{5,4} Ni_{2,0} Pb_{1,5}	10.4	Cd_{8,1} Pb_{2,3}	4.9	Ni_{4,9}
	<i>Уфа</i>	3.0	Cu_{1,6} Zn_{1,5} Pb_{1,4} Cd_{1,3} Ni_{1,3}	3.4	Zn_{2,3} Pb_{2,1}	1.6	Ni_{1,6}
Республика Татарстан	<u>Казань</u>	6.6	Cd_{6,2} Zn_{1,2} Cu_{1,2}	9.3	Cd_{9,3}	1.0	—
Чувашская республика	Новочебоксарск	4.4	Pb_{3,2} Cu_{2,1} Ni_{1,1}	5.9	Pb_{4,8} Cu_{2,1}	2.2	Ni_{1,6} Cu_{1,4} Pb_{1,2}
Нижегородская область	Арзамас	5.4	Ni_{2,5} Zn_{2,3} Cd_{2,0} Cu_{1,6}	6.9	Zn_{3,4} Cd_{3,0} Ni_{2,5}	1.0	—
	Дзержинск	30.1	Cd_{30,0} Zn_{1,1}	45.0	Cd_{45,0}	2.9	Cd_{2,9}
	Кстово	3.8	Pb_{2,1} Cu_{1,9} Zn_{1,8}	5.0	Pb_{3,1} Zn_{2,9}	1.4	Pb_{2,1} Zn_{1,9} Cu_{1,8}
	<u>Нижний Новгород</u>	2.0	Cu_{1,6} Pb_{1,4}	2.2	Pb_{2,2}	1.0	—
Оренбургская область	<i>Медногорск</i>	20.1	Cu_{8,0} Cd_{5,8} Pb_{4,7} Zn_{4,6}	27.6	Cd_{8,8} Cu_{8,0} Pb_{7,0} Zn_{6,9}	11.5	Cu_{7,1} Zn_{3,4} Pb_{2,4} Ni_{1,7}
	Оренбург	5.6	Cd_{3,8} Zn_{2,1} Pb_{1,7} Ni_{1,1}	9.3	Cd_{5,6} Zn_{3,2} Pb_{2,5}	1.8	Ni_{1,7} Cd_{1,1}
	Орск	8.2	Zn_{3,1} Cd_{2,9} Pb_{2,5} Cu_{2,5} Ni_{1,3}	12.1	Zn_{4,6} Cd_{4,4} Pb_{3,7} Cu_{2,5}	5.2	Ni_{2,4} Cu_{2,2} Zn_{2,1} Cd_{1,4} Pb_{1,1}
Пензенская область	<u>Пенза</u>	16.8	Cd_{8,3} Zn_{5,9} Pb_{3,2} Cu_{2,0} Ni_{1,4}	24.2	Cd_{12,5} Zn_{8,9} Pb_{4,8}	6.4	Zn_{2,7} Cd_{2,5} Ni_{2,2} Cu_{1,6} Pb_{1,4}
Самарская область	<u>Самара</u>	2.6	Cd_{1,9} Ni_{1,3} Zn_{1,2} Cu_{1,2}	2.8	Cd_{2,8}	1.7	—

^a Формула загрязнения почв тяжелыми металлами представляет ранжированную по убыванию показателей K_{ci} последовательность перечисления элементов с $K_{ci} > 1$ (формула загрязнения почв с учетом их региональных природных характеристик и токсичности тяжелых металлов показана для элементов с $K_{ci} > 2$).

^б Жирным шрифтом выделены значения показателя Zc , превышающие нормируемый допустимый уровень комплексного загрязнения почв тяжелыми металлами, согласно СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

^в В формулах загрязнения почв жирным шрифтом выделены ведущие элементы с $K_{ci} > 2$.

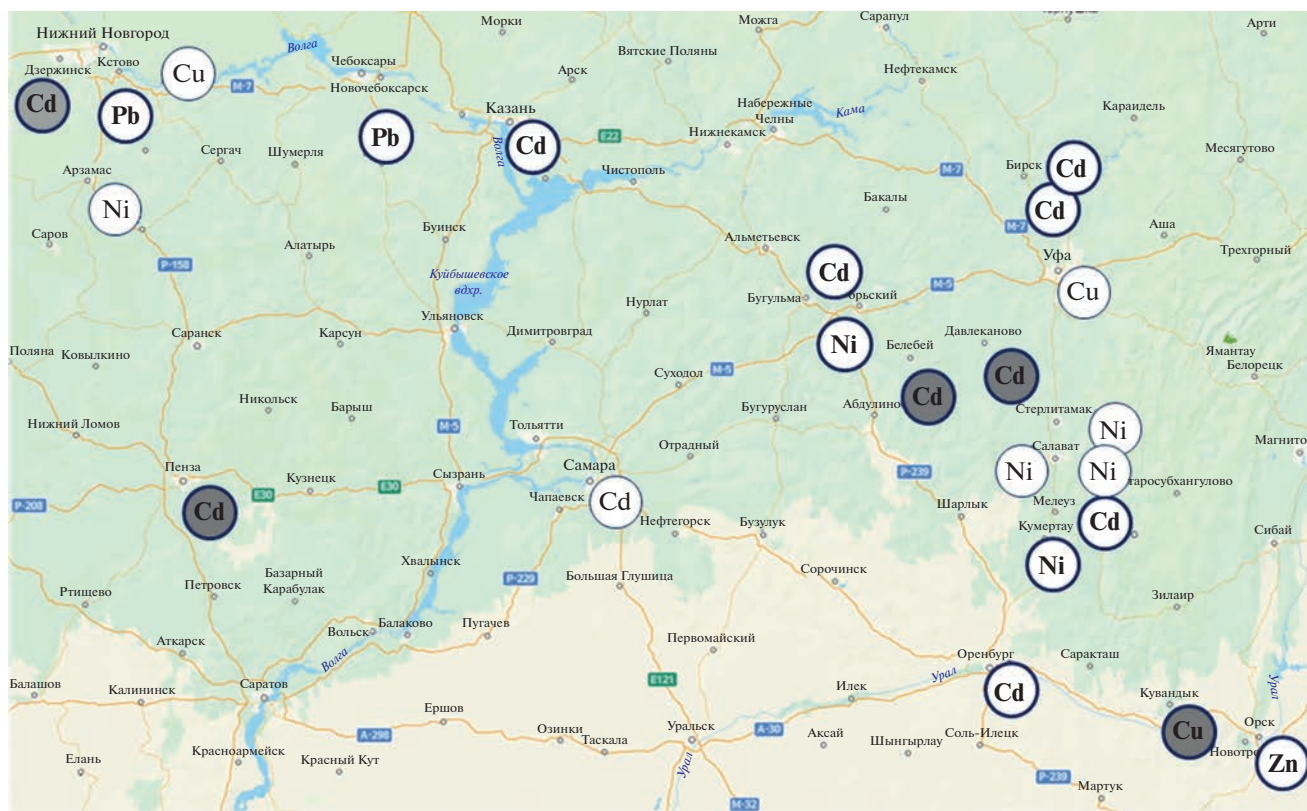


Рис. 2. Категория комплексного загрязнения почв городов Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета, тяжелыми металлами по сравнению с природным фоном: маркер без заливки — допустимая, серый маркер — умеренно опасная; доминирующий элемент загрязнения указан жирным шрифтом и обведен жирным маркером при значении $K_{c_i} > 2$ и обычным при значении $1 < K_{c_i} \leq 2$.

ством жителей (критерий, положенный в основу расчета кларков городских почв В.А. Алексеенко и А.В. Алексеенко [1]) в ранге малых городов с населением до 100 тыс. жителей резкое возрастание показателя $Zc(u)$ отмечается в Мелеузе, Давлеканово и Медногорске (в 12–13 раз); в ранге городов с населением от 100 до 300 тыс. человек — в Октябрьском и Орске (в 5–8 раз); в ранге городов с населением от 300 до 700 тыс. человек — в Пензе (в 6 раз). Напротив, средние уровни содержания тяжелых металлов в почвах городов-миллионеров Приволжского ФО (Казань, Нижний Новгород, Уфа, Самара), менее заметно отклоняются от общероссийских показателей, что может определяться как современным трендом к выводу большинства экологически опасных производств за пределы крупнейших населенных пунктов, так и регулярно проводимыми в них мероприятиями по замене наиболее загрязненных поверхностных слоев почв “чистыми” массами торфосмесей и/или искусственных почвогрунтов. Среди крупных городов региона наиболее близкими к среднестатистическим для России параметрам накопления в почвах тяжелых металлов обладает Оренбург, среди средних — Арзамас, среди малых —

Благовещенск (моногород) и Кстово, в которых показатель $Zc(u)$ не превышает 2.

Формулы загрязнения городских почв Приволжского ФО, составленные на основе величин $Kc(u)_i$, как правило, отличаются присутствием Ni в качестве ведущего элемента. В частности, для урбопочв Бирска, Ишимбая, Оренбурга, Салавата, Стерлитамака, Туймаза и Уфы такое положение может определяться ростом контрастности региональной геохимической аномалии Ni за счет наличия производств по добыче и переработке цветных металлов, а также металлоносной нефти.

В целом пространственно-территориальные особенности ореолов загрязнения урбопочв Приволжского ФО тяжелыми металлами и доминирование в комплексе поллютантов тех или иных элементов определяются, скорее всего, не общим уровнем антропогенной нагрузки по показателю численности населения, но в большей степени — региональной геохимической обстановкой и спецификой предприятий, сосредоточенных в отдельных городах. В этой связи не обнаруживается четко детерминированных связей между концентрациями тяжелых металлов в почвах и

урбанистическими характеристиками населенных пунктов. Коэффициенты корреляции Стьюдента r^2 между показателями Z_c , $Z_c(t)$ и $Z_c(u)$, с одной стороны, и такими характеристиками, как возраст города, численность и плотность его населения, количество стационарных источников выбросов, общий объем выброшенных в атмосферный воздух загрязняющих веществ и количество твердых веществ в их составе, с другой стороны, колеблются в диапазоне от -0.42 до 0.19 при $p = 0.95$, что свидетельствует о слабой или умеренной тесноте парных связей.

В то же время использование многомерных статистических методов для сопряженного анализа данных по средним уровням накопления в урбопочвах тяжелых металлов и социально-экономическим показателям городов способствует выявлению ряда интересных закономерностей. Так, иерархическая агломеративная кластеризация, проведенная на основании величин Kc_i и Z_c , позволяет объединить почвы городов Приволжского ФО в 4 группы (рис. 3а).

Базовый I кластер характеризуется множественностью и объединяет урбопочвы 18 городов Приволжского региона (включая моногорода Благовещенск и Кумертау), в которых усредненное содержание тяжелых металлов в основном не превышает 2-кратной величины их ориентировочных фоновых концентраций, а суммарный показатель загрязнения соответствует допустимому уровню (рис. 3б). Существенное повышение содержания в почвах Пензы соединений Cd и Zn ($Kc_{Cd} \approx 8$, $Kc_{Zn} \approx 6$) при незначительно различающихся с почвами I кластера уровнях накопления Ni, Cu и Pb определяет выделение этих урбопочв в отдельный II кластер с переходной степенью их комплексного загрязнения тяжелыми металлами от допустимой до умеренно опасной. Аналогично, резкое возрастание концентраций в почвах содержания Cu ($Kc_{Cu} \approx 8$) и сопутствующих медно-колчеданным рудам Zn и Pb ($Kc_i \approx 5-6$) выделяет в отдельный III кластер почвы моногорода Медногорск с умеренно опасным уровнем комплексного загрязнения тяжелыми металлами. Наконец в почвах Дзержинска, Давлеканово и Белебей (моногород), вошедших в IV кластер, настолько резко повышены средние концентрации валового Cd ($Kc_{Cd} \approx 27$), что даже при близком к геохимическому фону содержанию остальных контролируемых тяжелых металлов степень комплексного полиэлементного загрязнения городских почв по показателю Z_c оценивается как умеренно-опасная, приближающаяся к опасной.

Поиск причинно-следственных связей между накоплением в почвах городов тяжелых металлов и их усредненными по кластерам урбанистическими характеристиками (рис. 3е) выявляет, что, несмотря на существенные различия в численно-

сти и плотности населения городов I кластера, их нормализованные показатели близки к “центральному” образу. Вместе с тем Пенза (II кластер) характеризуется относительно меньшим значением общего коэффициента рождаемости и повышенным коэффициентом смертности. Моногород Медногорск (III кластер) с наименьшей плотностью населения отличается более низкими значениями всех включенных в анализ показателей, кроме общего коэффициента смертности – самого высокого в регионе. Города IV кластера (Дзержинск, Белебей (моногород) и Давлеканово), в почвах которых доминирует высокотоксичный Cd, вопреки ожиданиям, характеризуются относительно низкими показателями смертности населения. Безусловно, показатели рождаемости и смертности городских жителей зависят от множества факторов различной природы (уровень здравоохранения, миграция населения, половозрастной состав, факторы образа жизни, состояние окружающей среды и др.). Их нельзя однозначно интерпретировать как следствие загрязнения почв и сопредельных сред. Однако общепризнано, что среди факторов среды обитания, влияющих на здоровье населения, показатели эколого-геохимического состояния окружающей среды играют чрезвычайно важную роль [15, 16].

Кластеризация урбопочв Приволжского ФО на основе сопоставления содержания в них тяжелых металлов с кларками городских почв России (рис. 3б, 3д) при одновременном учете социально-экономических факторов (рис. 3ф) выявила несущественные отличия эколого-геохимических показателей городских почв большинства населенных пунктов региона (17 городов) от усредненных характеристик, так как величины $Kc(u)_i$ для Cd, Pb, Zn и Cu близки к 1. Исключением является 3-кратное увеличение среднего уровня содержания в урбопочвах I кластера соединений Ni, по-видимому, связанное с наличием природной геохимической аномалии в Оренбургской области и на территории Республики Башкортостан (рис. 2). Во II кластер попадают моногород Белебей, а также Давлеканово, Орск и Пенза, в почвах которых несколько повышено среднее содержание всех тяжелых металлов ($Kc(u)_i \approx 1.5$) и особенно заметно – Cd и Ni ($Kc(u)_i \approx 3$). При близких к стандартным характеристикам численности и плотности населения, а также густоты дорожной сети, в городах II кластера отмечаются сравнительно меньшие значения коэффициента рождаемости и большие – общего коэффициента смертности. Эколого-геохимическая уникальность моногорода Медногорск (III кластер) выявляется не только при сравнении с типологическими характеристиками фоновых зональных почв, но и при сопоставлении его с другими малыми городами России, что сопровождается высоким уровнем накопления в почвах города соединений

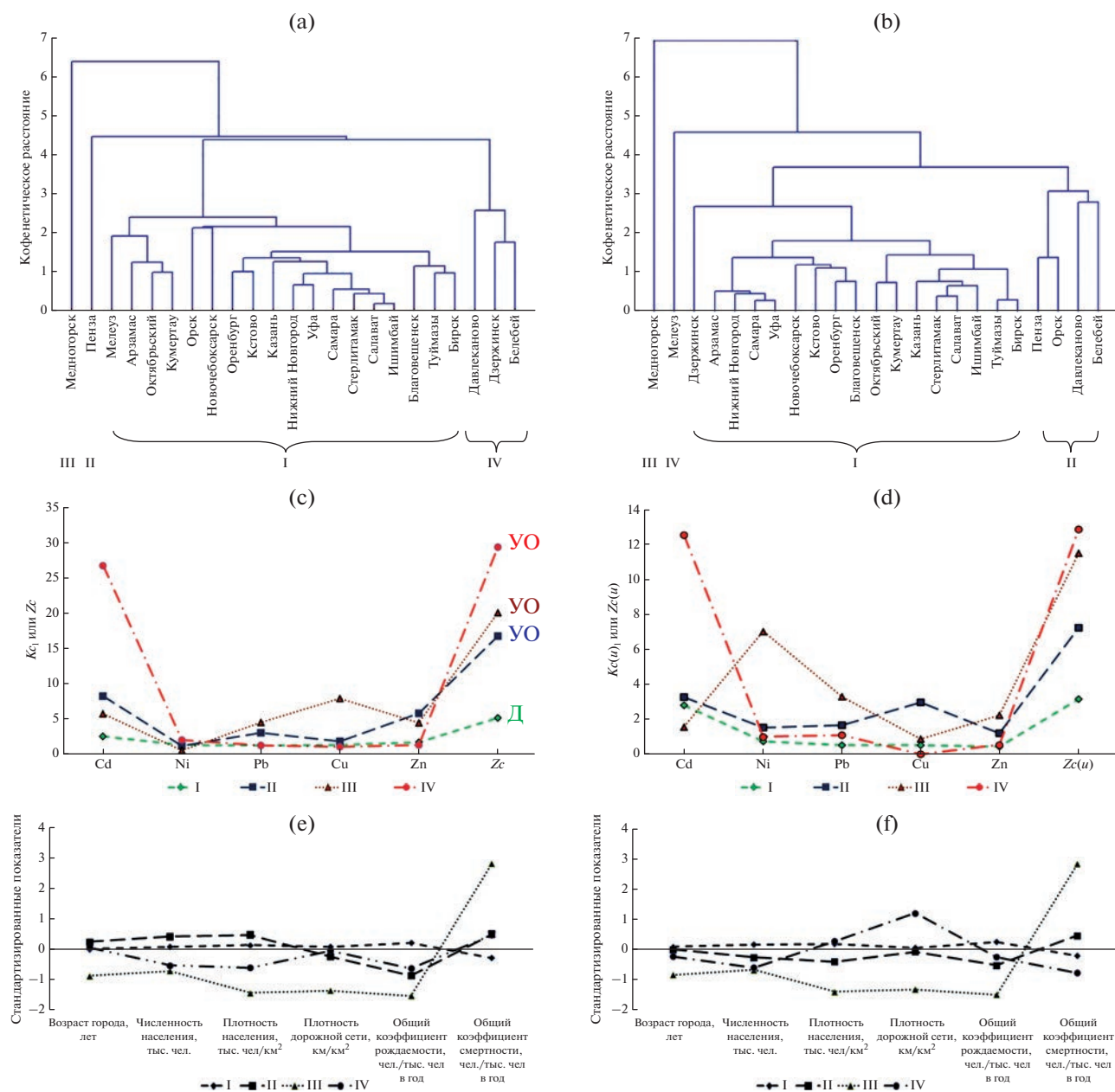


Рис. 3. Кластеризация городов Приволжского ФО, выполненная на основе анализа показателей загрязнения почв тяжёлыми металлами сравнительно с типологическим природным фоном (а, b, e) и кларками городских почв России (b, d, f): дендрограммы иерархической кластеризации (а, b); усредненные геохимические спектры тяжёлых металлов и комплексные показатели загрязнения урбопочв по выделенным кластерам (с и e); социально-экономические характеристики населённых пунктов по выделенным кластерам (е, f). I, II, III и IV – кластеры урбоэконом. Категории комплексного загрязнения почв тяжёлыми металлами (с): Д – допустимая ($Zc \leq 16$), YO – умеренно опасная ($16 < Zc < 32$).

Cu ($Kc(u)_{Cu} \approx 7$). Показатели рождаемости и смертности населения в этом кластере приобретают экстремальные значения среди городов, включенных в наблюдательную сеть Росгидромета. В свою очередь, Мелеуз (IV кластер) отличается от других средних по числу жителей городов России повышенными концентрациями в почвах соединений Ni ($Kc(u)_{Ni} \approx 13$), которые превосходят

уровни накопления элемента в урбопочвах других городов Башкортостана и могут отражать наложение антропогенной геохимической аномалии на расширенный природный фон. Социально-экономические характеристики при этом слегка отклоняются от общероссийских в части организации жизненного пространства города (компактность планировки, высокая плотность дорожной сети), но при показателе рождаемости,

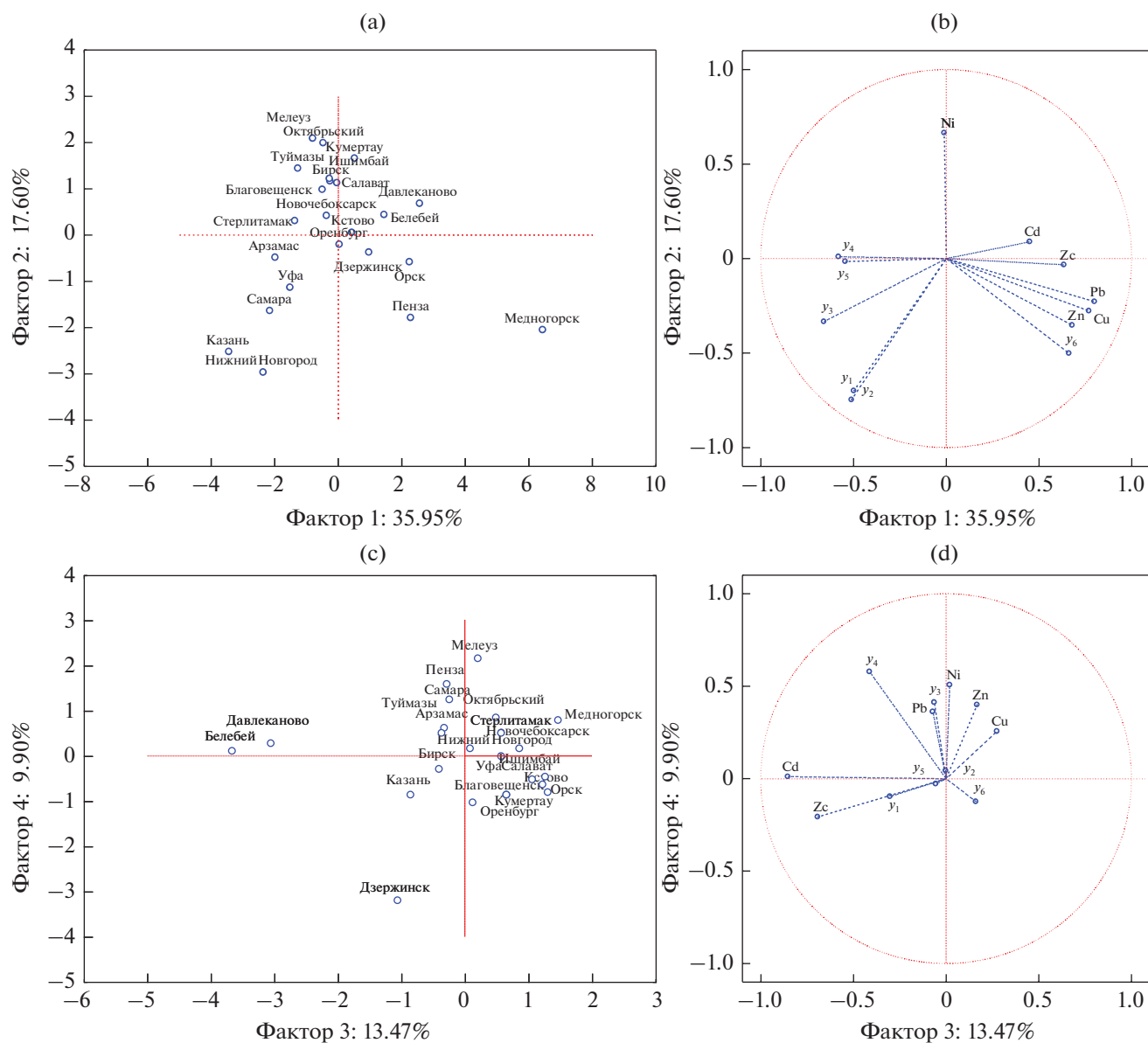


Рис. 4. Проекция эколого-геохимических (по средним концентрациям тяжелых металлов в урбопочвах и показателю Z_c) и социально-экономических характеристик городов Приволжского ФО, входящих в наблюдательную сеть Росгидромета, на плоскости: 1 и 2 главных компонент (а), 3 и 4 главных компонент (б). Урбанистические характеристики: y_1 – возраст города, лет; y_2 – численность населения, тыс. чел.; y_3 – плотность населения, тыс. чел./км²; y_4 – плотность дорожной сети, км/км²; y_5 – общий коэффициент рождаемости, чел./тыс. чел. в год; y_6 – общий коэффициент смертности, чел./тыс. чел. в год.

близкой к среднестатистической, общий коэффициент смертности населения в Мелеузе несколько меньше, чем в других кластерах городов.

Визуализация массива данных по эколого-геохимическим и социально-экономическим показателям городов Приволжского ФО на основе метода главных компонент выявляет схожую с полученной при кластеризации структуру распределения групп объектов по осям ординации (рис. 4а, 4б). При этом большинство накопленных в урбопочвах Приволжского ФО халькофильных тяжелых ме-

таллов (Pb, Zn, Cu, в меньшей степени Cd), как и показатель Z_c , обнаруживают тесную положительную связь между собой, а также с общим коэффициентом смертности населения по первой оси ординации. В то же время отмечается отрицательная корреляция между сонаправленными градиентами содержания в почвах Cd, величины Z_c и коэффициентом смертности населения, с одной стороны, и общим коэффициентом рождаемости, а также плотностью дорожной сети, с другой. Если при этом динамика числа жителей (по показателю

телям рождаемости и смертности) логично увязывается с эколого-геохимической характеристикой урбопочв, то обратные тренды между показателем комплексного загрязнения почв и плотностью дорожной сети могут определяться меньшей развитостью транспортной инфраструктуры промышленных городов. Характерно, что уровни содержания в городских почвах сидерофильного Ni не коррелируют ни с остальными халькофильными тяжелыми металлами, ни с каким-либо из учетных социально-экономических показателей городов, проецируясь непосредственно на вторую ординационную ось, по которой группируется большинство городов Республики Башкортостан и Оренбургской области, что подтверждает предположение о петрогенном характере повышения регионального фона Ni в почвах и породах данной территории.

Третий и четвертый основные компоненты позволяют разделить тяжелые металлы, контролируемые в урбопочвах Приволжского ФО, на группы Cu–Zn, Ni–Pb и Cd, формирование которых, по-видимому, определяется региональной металлогенией, а также производственной геохимической специализацией городов (рис. 4d). Характерно, что по третьей главной ординате уровни накопления в городских почвах Cd отчетливо коррелируют с показателем комплексного загрязнения урбопочв Zc, но в данной проекции они меньше связаны с общим коэффициентом смертности населения, чем, например, показатели аккумуляции в почвах Cu и Zn. Необходимо отметить, что хотя согласно ГОСТ 17.4.1.02-83 “Охрана природы. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения” Cu относится к элементам II класса с умеренной опасностью накопления в почвах, на рубеже XX и XXI вв. в Программе ООН по окружающей среде (ЮНЕП) он был причислен к наиболее опасным экотоксикантам, требующим пристального внимания при проведении мониторинга состояния почв. Таким образом, можно согласиться с мнением Ю.Н. Водяницкого [3] о возможности пересмотра параметров токсичности для человека и биоты ряда тяжелых металлов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Мониторинговая сеть Росгидромета по контролю текущих уровней накопления тяжелых металлов в урбопочвах охватывает около 10% городов Приволжского ФО с различными социально-экономическими характеристиками. Согласно проанализированным официальным данным, эколого-геохимические показатели почв большинства городов региона близки к общероссийским кларкам для Cd, Pb, Zn и Cu, а по санитарно-гигиеническим нормативам степень моноэлементного и комплексного загрязнения почв этих

населенных пунктов в настоящее время оценивается как “допустимая”. “Умеренно опасная” степень комплексного загрязнения урбопочв тяжелыми металлами отмечается в городах Белебей (моногород), Давлеканово, Дзержинск, Медногорск (моногород) и Пенза. При этом доминантным элементом загрязнения почв в Белебее, Давлеканово и Дзержинске служит Cd, накопление которого явным образом не коррелирует с демографическими показателями; в Пензе — одновременная аккумуляция в почвах Cd и Zn сочетается с относительным снижением рождаемости и повышением смертности; а заметное накопление в урбопочвах Медногорска соединений Cd, Zn и особенно Cu сопровождается показателями минимальной в регионе рождаемости и максимальной смертности населения. В целом метод главных компонент выявляет сонаправленность градиентов увеличения концентраций в почвах городов Приволжского ФО Cd, Pb, Zn, Cu и суммарного показателя полиэлементного загрязнения Zc, с одной стороны, и снижения естественного прироста населения, с другой. Это актуализирует как разработку общих мер по охране окружающей среды от химического загрязнения, так и проведение непрерывных мониторинговых наблюдений за уровнем содержания в почвах токсикантов промышленного происхождения.

Для почв преимущественно малых и средних городов Республики Башкортостан и ряда городов Оренбургской области характерна Ni геохимическая специализация, которая может приводить к их моноэлементному загрязнению, но не сопровождается заметным влиянием на состояние здоровья населения.

Наиболее благоприятные показатели текущих уровней накопления тяжелых металлов I и II классов опасности, которые не создают масштабных экологических рисков, характерны для почв крупнейших и крупных городов Приволжского ФО, что, возможно, определяется повышенным вниманием к вопросам охраны окружающей среды в населенных пунктах с большим количеством жителей.

В целом комплексный учет эколого-геохимических и социально-экономических показателей урбанизированных территорий представляется перспективным как для оценки интенсивности антропогенного прессинга на почвы городов, так и для анализа возможных причинно-следственных связей между уровнями загрязнения почв и состоянием здоровья населения. При этом использование дополнительных показателей Zc(t) и/или Zc(u) наряду с нормативно закрепленным показателем Zc для интегральной оценки полиметаллического загрязнения городских почв позволяет сфокусировать внимание на наиболее токсичных элементах I класса опасности, а также выявить

эколого-геохимическую специфику накопления тяжелых металлов в почвах отдельного населенного пункта по сравнению с их кларковыми концентрациями в почвах городов России, что во многом способствует пониманию региональных особенностей антропогенной нагрузки на окружающую среду урбозкосистем.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев В.А., Алексеев А.В.* Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв сельских ландшафтов: монография. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2013. 380 с.
2. База данных показателей муниципальных образований. Росстат, 2022.
<http://www.gks.ru/dbscripts/munst/> (дата обращения 14.02.2022).
3. *Водяницкий Ю.Н.* Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор) // Почвоведение. 2013. № 7. С. 872–881.
<https://doi.org/10.1134/S1064229313050153>
4. *Водяницкий Ю.Н.* Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1276–1280.
<https://doi.org/10.1134/S106422931010011X>
5. *Волчков А.Г., Никешин Ю.В., Конкина О.М., Ходина М.А., Чеботарева О.С.* Состояние и перспективы развития минерально-сырьевой базы цветных, черных и редких металлов Приволжского Федерального округа // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. 2018. № 3. С. 36–47.
6. Города России:
<https://города-россия.рф/alphabet.php> (дата обращения 22.08.2022)
7. *Дмитрак Ю.В., Цидаев Б.С., Дзанаров В.Х., Харенов Г.Х.* Минерально-сырьевая база цветной металлургии в России // Вектор ГеоНаук. 2019. Т. 2. № 1. С. 9–18.
8. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0. Министерство сельского хозяйства РФ. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. 2019. <https://egrpr.esoil.ru/> (дата обращения 27.08.2022)
9. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2021 г. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2022. 131 с.
10. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2020 г. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2021. 128 с.
11. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2019 г. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2020. 129 с.
12. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2018 г. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2019. 121 с.
13. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2017 г. Ежегодник. Обнинск: ФГБУ “НПО “Тайфун”, 2018. 96 с.
14. *Касимов Н.С.* Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В. 2013. 208 с.
15. О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2021 году: Государственный доклад. М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2022. 340 с.
16. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2021 год / Ред. Г.М. Черногаева. М.: Росгидромет, 2022. 220 с.
17. *Регионы России.* Основные социально-экономические показатели городов. Статистический сборник. М.: Росстат, 2020. 458 с.
18. Регионы России. Социально-экономические показатели. 2021. Статистический сборник. М.: Росстат, 2021. 1114 с.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.308>
19. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра М, 1990. 335 с.
20. *Семенов И.Н., Королева Т.В.* Нормативы содержания химических элементов в почвах функциональных зон городов (обзор) // Почвоведение. 2022. № 1. С. 96–105.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322010100>
21. *Чернова О.В., Безуглова О.С.* Опыт использования данных фоновых концентраций тяжелых металлов при региональном мониторинге загрязнения почв // Почвоведение. 2019. № 8. С. 1015–1026.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319080040>
22. Численность населения Российской Федерации по муниципальным образованиям. М., 2021.
<https://rosstat.gov.ru/compendium/document/13282?print=1> (дата обращения 05.08.2022).
23. Экономико-географическая характеристика Приволжского федерального округа. Казань: Казанский (Приволжский) федеральный университет, 2014. 71 с.
24. *Jiang Y., Chao S., Jianwei L., Yang Y.* Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China // Chemosphere. 2017. V. 168. P. 1658–1668.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.088>
25. *Kabata-Pendias A.* Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton: Crc. Press, 2010. 548 p.
26. *Kosheleva N.E., Vlasov D.V., Korlyakov I.D., Kasimov N.S.* Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development // Sci. Total Environ. 2018. V. 636. P. 854–863.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.308>

Heavy Metals in Urban Soils of the Volga Federal District: a Conjugate Analysis of Official Data

T. A. Paramonova^{1, 2, *}, G. M. Chernogaeva^{1, 3}, N. N. Lukyanova⁴, and M. S. Paramonov⁵

¹*Israel Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, 107258 Russia*

²*Soil Science Faculty, Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

³*Institute of Geography, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017 Russia*

⁴*Scientific and Production Association "Typhoon", Obninsk, 249038 Russia*

⁵*Biology Faculty, Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: tparamonova@soil.msu.ru*

Based on a conjugated analysis of the official data of Roshydromet on the content of priority heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni) in the soils of 23 cities of the Volga Federal District, as well as Rosstat data on the socio-economic indicators of these settlements, the ecological and geochemical characteristics of urbanozems (Urbic Technosols) and with the help of multivariate statistical analyzes (cluster and factorial), possible relationships between soil pollution parameters and urban features of cities were revealed. For the soils of most cities in the region with average socioeconomic indicators, admissible levels of accumulation of Cd, Pb, Zn, and Cu have been established, which, in terms of concentrations, are close to the average abundance of urban soils in Russia. In small and medium-sized cities of the Republic of Bashkortostan, exceedances of APC Ni in soils are recorded, which reflects the presence of a regional geochemical anomaly of natural and anthropogenic nature in the eastern part of the Volga Federal District, but no correlations between nickel pollution and socio-economic indicators of settlements are revealed. The moderately hazardous level of complex pollution in urbanozems with dominant accumulation of Cd and significantly lower concentration ratios of other heavy metals (Belebey, Davlekanovo, Dzerzhinsk) shows no correlation with the demographic indicators of settlements. The more complex profile of soil pollution (Cd–Zn in Penza or Cu–Cd–Zn in Mednogorsk) shows lower values of the total fertility rate and higher values of the mortality rate (compared with the average regional indicators). In general, using the example of the cities of the Volga Federal District, it is shown that the gradients of increasing concentrations in soils of Cd, Pb, Zn, Cu and the total pollution index Z_c are co-directional with an increase in the general mortality rate of the population.

Keywords: soil contamination, urban soils (Urbic Technosols), ecological-geochemical assessment, cluster analysis, principal component analysis