

Номер 10

ISSN 0032-180X
Октябрь 2024



ПОЧВОВЕДЕНИЕ

125 лет журналу

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




НАУКА
— 1727 —

Российская академия наук

ПОЧВОВЕДЕНИЕ

№ 10 2024 Октябрь

Основан в январе 1899 г.
Выходит 12 раз в год
ISSN: 0032-180X

*Журнал издается под руководством
Отделения биологических наук РАН*

Главный редактор
П.В. Красильников

Редакционная коллегия:

М.И. Герасимова (*ответственный секретарь*),
А.Н. Геннадиев (*заместитель главного редактора*),
Н.Б. Хитров (*заместитель главного редактора*),
А.О. Алексеев, Б.Ф. Апарин, Р.У. Арнольд (США),
В.Е.Х. Блюм (Австрия), А.Г. Болотов,
К.Б. Гонгальский, С.В. Горячкин, Г. Жан (Китай),
А.Л. Иванов, Э. Костантини (Италия),
В.Н. Кудеяров, А. МакБратни (Австралия), О.В. Меняйло,
А. Мермут (Турция), Т.М. Минкина, И.Ю. Савин,
А.Л. Степанов, А. Хартеминк (США),
С.Н. Чуков, Е.В. Шеин, К. Штар (Германия),
С.А. Шоба, А.С. Яковлев

Зав. редакцией Е.В. Манахова

E-mail: esoils@yandex.ru

Адрес редакции: 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

Москва
ФГБУ «Издательство «Наука»

© Российская академия наук, 2024

© Редколлегия журнала «Почвоведение»
(составитель), 2024

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 10, 2024

ХИМИЯ ПОЧВ

Металлы в почвах Южных Курильских островов

*М. Г. Опекунова, А. Ю. Опекунов, С. Ю. Кукушкин, С. А. Лисенков,
А. Р. Никулина, И. Ю. Арестова, В. В. Сомов* 1285

Экосистемные запасы углерода при разных типах землепользования
на железисто-метаморфических почвах южной Карелии

*И. А. Дубровина, Е. В. Мошкина, А. В. Туюнен,
Н. В. Геникова, А. Ю. Карпечко, М. В. Медведева* 1304

Трансформация биочара из растительной биомассы в серой лесной почве:
оценка методом изотопной метки

*П. Ю. Галицкая, С. Ю. Селивановская, К. О. Карамова,
А. С. Гордеев, П. А. Курынцева, П. Горбаннежад* 1317

Буферность почв по отношению к меди и статистическая оценка вкладов
составляющих ее компонентов

Д. Л. Пинский, П. А. Шарый 1330

ФИЗИКА ПОЧВ

Сезонная и многолетняя динамика влажности лугово-черноземных почв
(Окско-Донская низменность)

*М. А. Смирнова, Д. Р. Бардашов, П. П. Филь,
Н. И. Лозбенева, А. В. Доброхотов* 1343

Температурная чувствительность дыхания торфяных почв разных природных зон

*М. О. Тархов, Г. В. Матышак, И. М. Рыжова,
О. Ю. Гончарова, С. В. Чуванов, М. В. Тимофеева* 1361

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Использование многолетних измерений дыхания почвы для расчетов нетто-баланса
углерода в экосистемах Центрального Черноземья

*Д. В. Карелин, А. Н. Золотухин, О. В. Рыжков,
В. Н. Лукин, Д. Г. Замолодчиков, О. Э. Суховеева* 1374

Роль грибов и бактерий в минерализации соединений азота в почве
березняка-кисличника подзоны южной тайги Европейской части России

С. М. Разгулин, Л. В. Воронин 1387

Респираторная активность микробной биомассы в основных типах горных почв
вдоль высотного градиента Центрального Кавказа

Р. Х. Темботов 1400

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Экологическая оценка содержания тяжелых металлов и мышьяка в почвах
и сельскохозяйственных растениях Центрального Черноземья

С. В. Лукин 1414

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Особенности накопления и распределения тяжелых металлов в почвах
и лекарственных растениях импактной зоны Новочеркасской ГРЭС

*В. А. Чаплыгин, М. В. Бурачевская, Т. М. Минкина, С. С. Манджиева,
Т. И. Сиромля, Н. П. Черникова, Т. С. Дудников* 1424

Contents

No 10, 2024

SOIL CHEMISTRY

Metals in Soils of the South Kuril Islands

*M. G. Opekunova, A. Yu. Opekunov, S. Yu. Kukushkin, S. A. Lisenkov,
A. R. Nikulina, I. Yu. Arestova, and V. V. Somov* 1285

Ecosystem Carbon Stocks for Different Types of Land Use on Iron-Metamorphic Soils
of South Karelia

*I. A. Dubrovina, E. V. Moshkina, A. V. Tuyunen,
N. V. Genikova, A. Yu. Karpechko, and M. V. Medvedeva* 1304

Transformation of Biochar from Plant Biomass in Soil: Evaluation by Isotopic Labelling Method

*P. Yu. Galitskaya, S. Yu. Selivanovskaya, K. O. Karamova,
A. S. Gordeev, P. A. Kuryntseva, and P. Ghorbannezhad* 1317

Buffering Properties of Soils to Copper and Statistical Assessment of the Contributions
of its Components

D. L. Pinskii, and P. A. Shary 1330

SOIL PHYSICS

Seasonal and Multi-Year Dynamics of Soil Moisture in Meadow-Chernozem Soils
(Oka-Don Lowland)

M. A. Smirnova, D. R. Bardashov, P. P. Fil, N. I. Lozbenev, and A. V. Dobrokhoto 1343

Temperature Sensitivity of Peatland Soils Respiration Across Different Terrestrial Ecosystems

*M. O. Tarkhov, G. V. Matyshak, I. M. Ryzhova,
O. Yu. Goncharova, S. V. Chuvanov, and M. V. Timofeeva* 1361

SOIL BIOLOGY

The use of Long-Term Observations of Soil Respiration for Calculations
of Net Carbon Balance in Chernozem Zone

*D. V. Karelin, A. N. Zolotukhin, O. V. Ryzhkov,
V. N. Lunin, D. G. Zamolodchikov, and O. E. Sukhoveeva* 1374

Role of Fungi and Bacteria in Mineralization of Compounds Nitrogen in the Soil
of the Bereznaya-Kislichnika Subzone Southern Taiga of European Russia

C. M. Razgulin, and L. V. Voronin 1387

Respiration Activity Microbial Biomass in the Main Types of Mountain Soils Along
the Elevation Gradient of the Central Caucasus

R. Kh. Tembotov 1400

AGRICULTURAL CHEMISTRY AND SOIL FERTILITY

Ecological Assessment of the Content of Heavy Metals and Arsenic in Soils
and Agricultural Plants of the Central Black Earth Region

S. V. Lukin 1414

DEGRADATION, REHABILITATION, AND CONSERVATION OF SOILS

Features of the Accumulation and Distribution of Heavy Metals in Soils
and Medicinal Plants of the Novocherkassk Power Station Impact Zone

*V. A. Chaplygin, M. V. Burachevskaya, T. M. Minkina, S. S. Mandzhieva,
T. I. Siromlya, N. P. Chernikova, and T. S. Dudnikova* 1424

МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ЮЖНЫХ КУРИЛЬСКИХ ОСТРОВОВ

© 2024 г. М. Г. Опекунова^{а, *}, А. Ю. Опекунов^а, С. Ю. Кукушкин^а, С. А. Лисенков^а,
А. Р. Никулина^а, И. Ю. Арестова^а, В. В. Сомов^а^аСанкт-Петербургский государственный университет, 10 линия В.О., 31-33, 199178 Россия

*e-mail: m.opekunova@mail.ru

Поступила в редакцию 02.03.2024 г.

После доработки 08.05.2024 г.

Принята к публикации 13.05.2024 г.

Изучен химический состав вулканических почв южных Курильских островов (Итуруп, Кунашир, Шикотан), испытывающих периодическое воздействие пеплопадов преимущественно основного состава при извержении вулканов. Определено валовое содержание металлов (K, Ca, Mg, Na, Ba, Cu, Co, Cd, Cr, Fe, Mo, Ni, Pb, Sc, Sr, V, Zn) и концентрации подвижных форм, извлекаемых ацетатно-аммонийным буфером при pH 4.8. Валовые концентрации Sc, V, Fe, Zn в 1.5–5 раз выше, а содержание Cr, Ni, Sr, Ba в 2–10 раз ниже кларков. Почвы характеризуются контрастным распределением pH 3.75–7.81, что предопределяет лабильность металлов. Максимальная активность радиальной и латеральной миграции отмечается при низких значениях кислотно-щелочного показателя, приводя к резкой дифференциации химического состава генетических горизонтов почв в различных катенарных позициях, коэффициенты радиальной и латеральной миграции при этом могут увеличиваться до 12 и 29 соответственно. Результаты факторного анализа показали ведущую роль почвообразующих пород в формировании химического состава почв (около 63% дисперсии выборки), в меньшей степени влияют процессы гумусообразования, трансформации минеральных и органических веществ в почвах, гидротермальная активность. Для почв, формирующихся на средних и основных породах кайнозойской вулканической толщи, характерна Ca–Mg–Na парагенетическая ассоциативность, липарит-дацитового комплекса – Ba–K–Pb–Mo, габброидного – Ni–Cr–Cu, псаммитового – V–Sc–Fe–Co. Парагенезис Mo–Pb типичен для участков современной гидротермальной активности. Показано влияние процессов образования россыпей на химический состав почв прибрежных районов островов Итуруп и Шикотан. Распределение подвижных форм связано с процессами хелатообразования, геохимическими барьерами кислотно-щелочного, сорбционного и окислительно-восстановительного типа. Выявлено локальное загрязнение почв, обусловленное, главным образом, работой автотранспорта. На территории пгт Крабовоздовское и Южно-Курильск отмечается увеличение концентрации Ba, Sr и K, связанное с деятельностью рыбокомбинатов, в г. Курильск – Cr, Ni, Cu, Co, Zn и Pb, источником которых является ремонтная база. Рассчитанный индекс вероятности токсичности почв (MERMQ), а также результаты биотестирования на *Daphnia magna* Straus. и *Chlorella vulgaris* Beijer показали низкую токсичность почв. Это объясняется небольшой плотностью населения и низкой степенью хозяйственного освоения островов.

Ключевые слова: геохимия почв, валовое содержание и подвижные формы металлов, ассоциативность, токсичность, слоисто-охристые почвы, Vitric Andosols

DOI: 10.31857/S0032180X24100013, **EDN:** JYGMML

ВВЕДЕНИЕ

Курильские острова представляют собой уникальный регион с неповторимыми ландшафтами, обширной курортно-бальнеологической и сырьевой базами, огромным туристическим потенциалом [4, 39, 46]. Дальнейшее экономическое

развитие островов будет сопряжено с увеличением воздействия на окружающую среду, что потребует изучения геохимических особенностей территорий и установления закономерностей распределения химических элементов в компонентах ландшафтов, в частности в почвах [21, 35, 63].

Курильские острова до сих пор остаются малоизученной территорией. Имеются единичные публикации о кислотно-щелочных показателях и содержании некоторых микроэлементов в почвах Шикотана, Итурупа и Кунашира, как правило, на ограниченной территории [9–11, 21, 24, 30].

Цель работы — изучение особенностей и механизмов распределения содержания металлов под влиянием природных и антропогенных факторов в почвах южных Курильских островов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Курильские острова относятся к южному звену Курило-Южно-Камчатской островодужной системы. Они представляют собой две гряды: западную — Большую Курильскую и восточную — Малую Курильскую, разделенные междуговым Срединно-Курильским прогибом. Для этой системы характерны высокая сейсмичность, палео- и современный вулканизм. Большая Курильская гряда сложена породами неогенового и четвертичного возраста. Малая Курильская гряда в большей части представлена породами позднемелового и палеогенового периодов. Островодужная обстановка в Большокурильской зоне сохраняется с середины неоплейстоцена. Вулканическая деятельность не ослабевает, для нее типичны продукты кислого, среднего и основного состава. В пределах Малой Курильской гряды вулканическая активность отсутствует с конца палеогена [1].

В геологическом строении Кунашира и Итурупа принимают участие неоген-четвертичные породы четырех основных фаз вулканизма [1, 52, 58]. В позднеплиоцен-раннечетвертичный период сформировался фрегатский андезибазальтовый комплекс. Он включает вулканы, туфы, туффиты андезибазальтов и базальтов. Роковский дацитовый комплекс поздненеоплейстоценового возраста состоит в основном из пемзовых туфов, туффитов и тефроидов дацитов, реже риодацитов и риоандезитов. Современный богатырский андезитовый вулканический комплекс состоит из пяти пачек. В их строении участвуют андезиты, андезибазальты и базальты. Четвертичные осадочные породы представлены отложениями четырех морских террас. Это разные по гранулометрическому составу образования, иногда обогащенные кислым пемзовым материалом (3 и 4 террасы). Playaевые фации на некоторых участках побережья состоят из титаномагнетитовых песков.

Шикотан, входящий в систему Малой Курильской гряды, сложен вулканическими и вулканогенно-осадочными образованиями основного и среднего состава позднемелового и палеогенового возраста, которые делятся на три основных комплекса: вулканогенно-молассовые матакотанский и шикотанский и вулканический Томари-Ноторо

комплексы [5, 14, 23]. Они представлены в основном базальтовыми, андезибазальтовыми, реже андезитовыми, лавами, лавобрекчиями, агломератовыми туфами. В северной и южной частях острова известны дайки габброидов [14, 25]. Распределение четвертичных отложений, представленных делювиальными, коллювиальными и элювиальными комплексами, отражает контрастный характер рельефа территории Шикотана.

Почвенный покров островов разнообразен. Согласно почвенно-географическому районированию, территория Южных Курильских островов относится к Южно-Курильскому округу вулканических охристых, слоисто-охристых, слоисто-пепловых и вулканических сухоторфянистых почв [29]. Почвы, сформировавшиеся на вулканических отложениях, по классификации почв России 2004 г. относятся к типу слоисто-охристых [32] (по WRB Vitric Andosols [43]). Сложное геологическое строение, контрастный рельеф, разнообразие растительности способствуют фрагментации почвенного покрова и частой смене почвенных разностей. Большое влияние на химический состав почв оказывает поступление тонкой тефры при извержении вулканов Большой Курильской гряды, Камчатки и Японских островов. В результате совместного проявления зональных и синлитогенных почвообразовательных процессов формируются почвы со сложным морфологическим строением профиля, для которого характерна слоистость и полигенетичность, наличие погребенных горизонтов, высокое содержание органического вещества по всему профилю. Для таких почв характерны особые физико-химические свойства: высокая пористость, провальная фильтрация и одновременно высокая водоудерживающая способность, преобладание легко выветривающихся минералов и обилие аморфных минеральных фаз и органоминеральных соединений [32]. Согласно работе [1], на Итурупе, Кунашире и Шикотане ведущими почвами являются охристые и буроземы (57% площади островов). Преобладают охристые типичные (32.3%), буроземы охристые (12.2%) и светло-охристые почвы (8.4%). Существенную площадь занимают подбурья охристые и буроземы грубогумусированные [15].

Южные Курильские острова относятся к Сахалино-Хоккайдской провинции Маньчжуро-Северояпонской подобласти Сино-Японской области Восточно-Азиатского подцарства [33]. Современный **растительный покров** Южно-Курильских островов формировался под влиянием периодической смены климатической обстановки, проявлений вулканической активности и наличия тесных связей с близлежащими территориями. Доминируют темнохвойные (*Abies sachalinensis* Fr. Schmidt, *Picea ajanensis* (Lindl. et Gord.) Fisch. ex Carr.), каменноберезовые (*Betula ermanii* Cham.),

широколиственные леса (*Quercus crispula* Blume, *Q. dentata* Thunb ex. Murray, *Acer ukurunduense* Trautv. et Mey., *A. mayrii* Schwer., *Ulmus laciniata* (Trautv.) Maug. и др.), также встречаются осинники, тополевики, ивняки. Повсеместно распространены заросли кедрового стланика *Pinus pumila* (Pall.) Regel (кроме Шикотана), а также ольховника *Duschekia fruticosa* (Rupr.) Pouzar. Лиственничные леса из *Larix kamtschatica* (Rupr.) Carr. произрастают на о. Итуруп и фрагментарно представлены на Шикотане [6]. Существенные площади заняты бамбучниками — сазовыми лугами — зарослями курильского бамбука (видами *Sasa* sp.). Вдоль морских берегов развиваются луга с доминированием разнотравья, вейника, галофитных видов.

Основными источниками загрязнения природной среды являются немногочисленные населенные пункты, расположенные на островах, объекты инфраструктуры урбанизированных территорий, а также автотранспорт. Дополнительным источником поступления поллютантов на острова Южных Курил служит трансграничный перенос, с которым на территорию могут поступать загрязняющие вещества из промышленно развитых районов Японии и материковой Азии. В последнее время возрастает риск загрязнения компонентов ландшафтов в связи с развитием туристической деятельности.

В августе 2021 г. были проведены комплексные геозоологические исследования на островах Итуруп, Кунашир и Шикотан (рис. 1) [21]. Работы проводили на 181 пробной площадке (размером 20 × 25 м) на 9 профилях, включая территории трех населенных пунктов (г. Курильск, пгт Южно-Курильск, пгт Крабозаводское, по квартальной сетке). В комплекс исследований входил отбор проб почв из двух генетических горизонтов: поверхностного аккумулятивного (A) и срединного (BF, BHF, BG). Отбор проб почв осуществляли в соответствии с ГОСТ 17.4.3.01-2017. Всего было отобрано и проанализировано 190 проб почв, в том числе 49 проб из поверхностного слоя (0–10 см) на территории населенных пунктов. В почвах естественной влажности в полевых условиях определяли величину pH с помощью pH-метра (Horiba LAQUAtwin pH22: шаг измерения 0.01) с горизонтальным электродом для измерения твердых, рассыпчатых (5% влажности и более) и жидких веществ.

Валовое содержание металлов (Na, Mg, K, Ca, Sc, V, Sr, Fe, Cr, Co, Cu, Ni, Zn, Mo, Cd, Ba, Pb) исследовали методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ISP-MS) на приборе ELAN-6100 DRC с полным кислотным разложением проб по ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98 в лаборатории Всероссийского научно-исследовательского геологического института имени А.П. Карпинского. Концентрацию подвижных форм химических элементов в почвах (вытяжка

ацетатно-аммонийного буфера, pH 4.8) устанавливали в Ресурсном центре “Методы анализа состава вещества” СПбГУ атомно-эмиссионной спектроскопией с индуктивно-связанной плазмой на приборе ICPE-9000 Shimadzu, аналитик В.Н. Григорьян. Биотестирование проб почв проводили с использованием *Daphnia magna* Straus и *Chlorella vulgaris* Beijer [26, 27].

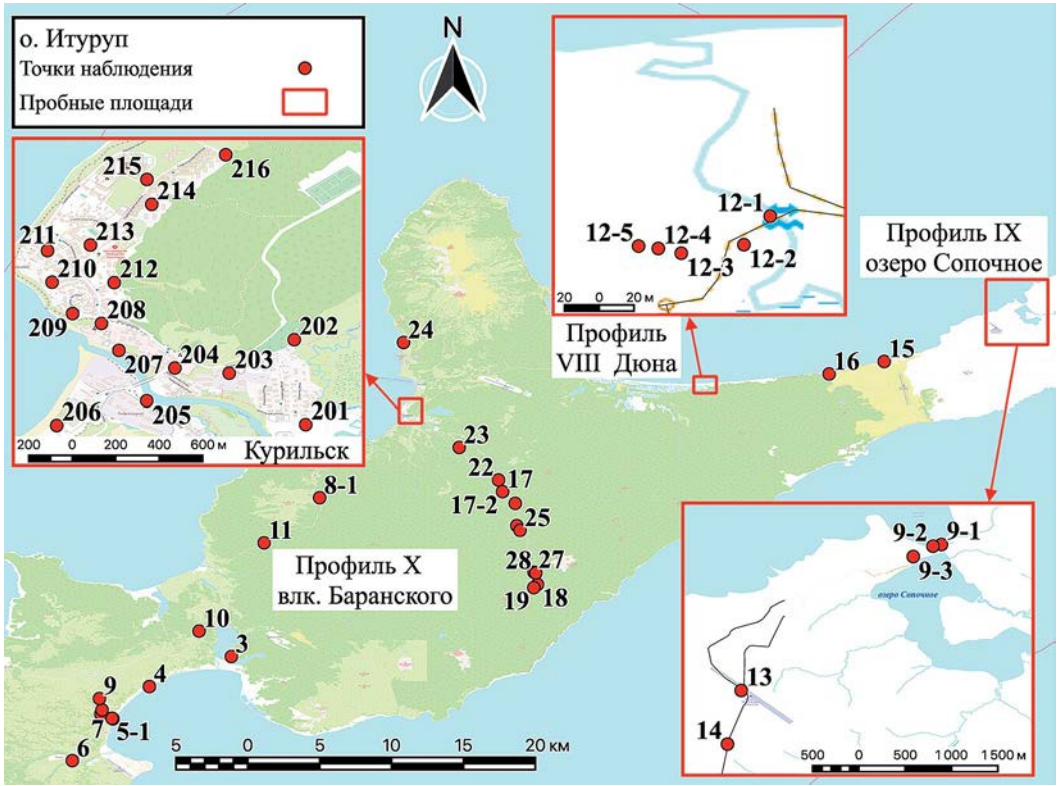
Деление химических элементов на феллифильные (элементы кислых пород) и фемафильные (элементы ультраосновных и основных пород) дано в соответствии с классификацией [3]. Для оценки интенсивности миграции химических элементов в вертикальной и горизонтальной структуре почвенного покрова рассчитывали коэффициенты радиальной (R) и латеральной (L) дифференциации: R — как отношение содержания химического элемента в гумусовом горизонте к его содержанию в срединном горизонте и L — соотношение содержания химического элемента в соответствующем горизонте автономной и подчиненной почвы [8].

Математическая обработка результатов включала описательную статистику, корреляционный, однофакторный дисперсионный, регрессионный и факторный анализы в программном пакете Statistica 26.0. Учитывая, что анализируемые выборки не отвечают нормальному закону распределения, при многомерном статистическом анализе использованы логарифмы содержания химических элементов. При этом логарифмы содержания химических элементов соответствовали требованиям нормальности выборок — величина асимметрии (<1) и эксцесса (<5) [19]. Уровень загрязнения и вероятности проявления токсичности почв урбанизированных территорий оценивали по индексу токсичности (MERMQ), который в настоящее время широко используется для оценки токсичности как донных осадков, так и почв [40, 48, 56]:

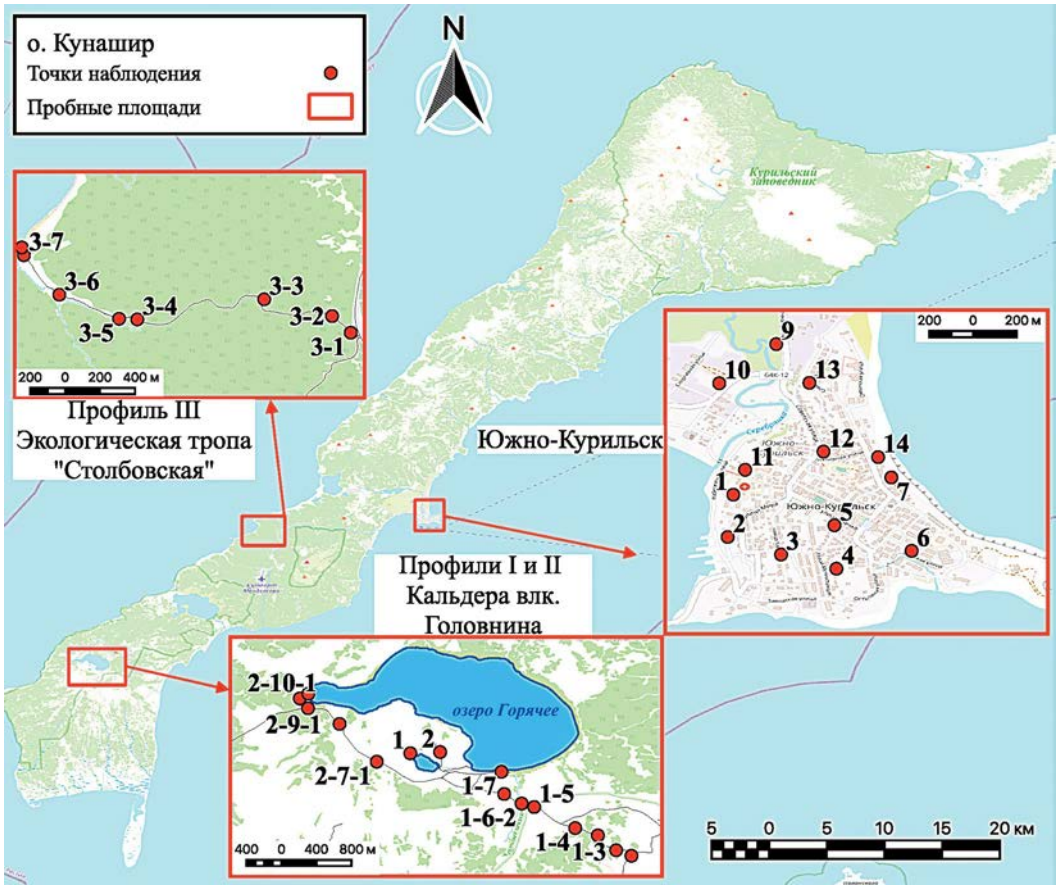
$$\text{MERMQ} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ERM}_i}}{n},$$

где C_i — концентрация i -го анализируемого металла; ERM_i — медианная величина концентрации i -го металла, выше которой биологические эффекты наблюдаются часто или всегда [51]; n — количество используемых в расчете металлов, для которых установлена величина ERM_i (Ni, Cu, Cr, Zn, Pb) [51]. К этим металлам добавлен Ba, ERM которого принята за 2800 мг/кг [37]. Использованы четыре уровня риска величины MERMQ: менее 0.1 — низкий (средняя вероятность токсичности пробы — 9%); 0.1–0.5 — средний (21%); 0.5–1.5 — высокий (49%); более 1.5 — очень высокий (76%) [50].

(a)



(b)



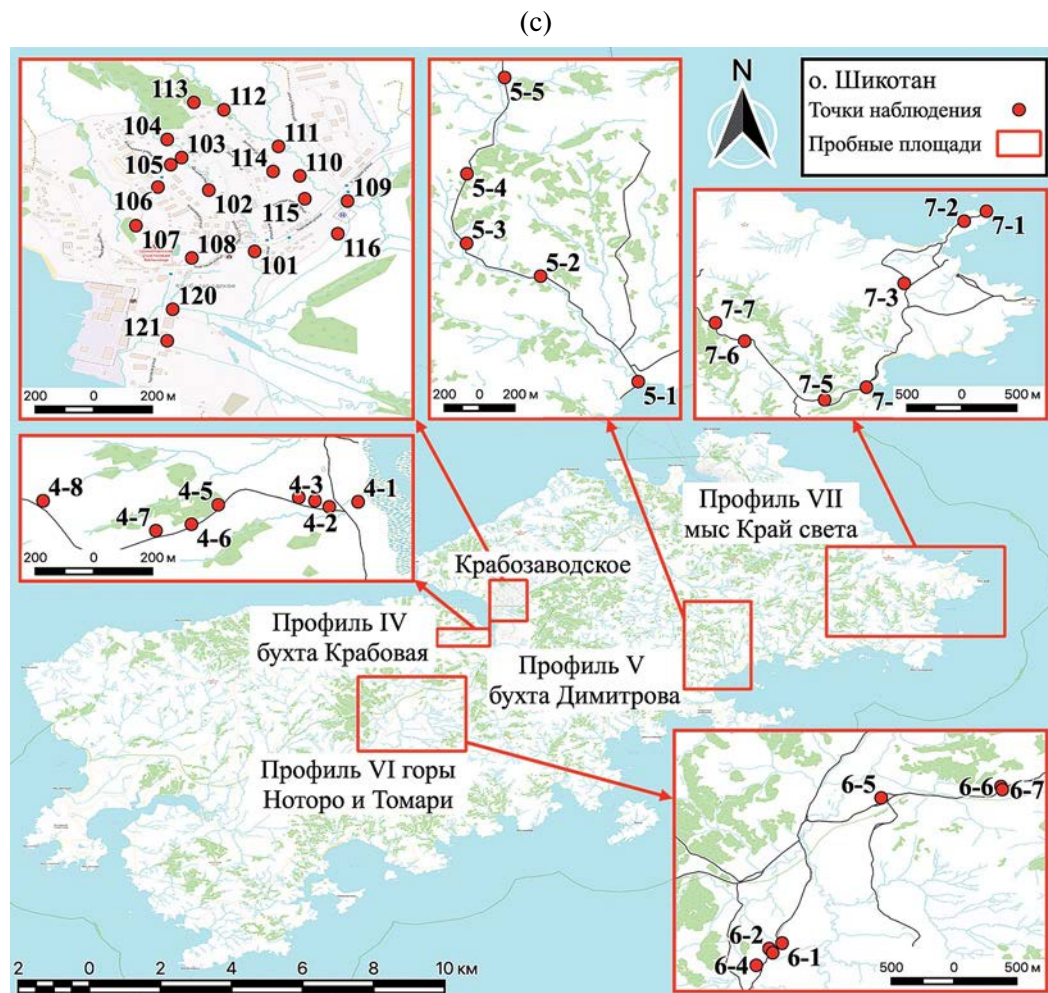


Рис. 1. Карта-схема расположения пробных площадей на Южных Курилах: о. Итуруп (а), о. Кунашир (б), о. Шикотан (с).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Кисотно-щелочные свойства почв. Величина pH изученных почв варьирует в широких пределах от 2.75 до 7.81. Ведущим фактором, определяющим изменение кислотно-щелочного показателя, служат почвообразующие породы. Нейтральной и слабощелочной реакцией отличаются почвы, развивающиеся на туфоконгломератах и вулканомиктах основного и среднего составов (базальтов, андезибазальтов), на тектонитах пород основного и ультраосновного состава (габбро, пироксениты), на лавах и лавобрекчиях основного состава (базальтов и андезибазальтов). Это подтверждается результатами корреляционного анализа значений pH и содержания изученных элементов в почвах. Статистически значимая положительная корреляция pH отмечается с элементами-фемафилами и кальцием ($r_{кр} = 0.21$ при $p = 0.05$): Co ($r = 0.57$) > Fe (0.55) > V (0.49) > Mg (0.46) > Sc (0.44) > Ca (0.35) > Ni ($r = 0.24$). Слабокислая реакция характерна для

почв, развивающихся на туфопесчаниках и туфо-алевролитах кислого состава, на терригенном полимиктовом меланже среднего и кислого составов, на лавах и лавобрекчиях среднего состава (андези-базальтов). Одним из факторов снижения pH служит современная гидротермальная деятельность [7, 45, 60]. В почвах геотермального поля (о. Итуруп, влк. Баранского) величина pH составляет 3.6–4.9, а в кальдере вулкана Головинна на Кунашире на берегу оз. Кипящее pH 2.75.

При переходе от гумусового к срединному горизонту в большинстве почв внутренних районов островов наблюдается увеличение pH, что хорошо согласуется с опубликованными данными [7]. На морских террасах, где есть прямое влияние океанических воздушных масс, отмечается повышение pH в самом верхнем слое почв [21, 34, 36, 38, 62]. Подкисление поверхностного горизонта зафиксировано в почвах под елово-пихтовыми

мертвопокровными лесами за счет опада хвои, содержащей большое количество смоляных кислот [42, 59].

Содержание химических элементов в почвах. Анализ валового содержания металлов свидетельствует о гетерогенности выборок, обусловленной многообразным геологическим строением территории (табл. 1). Почвы Южных Курил характеризуются высокой концентрацией Sc, V, Fe, Zn, превышающей в 1.5–5 раз кларковые значения; содержание Cr, Ni, Sr, Ba в 2–10 раз ниже кларков, сравнимые результаты были получены ранее для соседних островов [24].

Почвы, сформировавшиеся на кислых породах (дацитах, риодацитах, отложениях пемзового кислого материала), отличаются более высоким валовым содержанием фельсифильных элементов (K, Ba, Pb, Mo). Почвам, развитым на породах среднего и основного состава (андезиты, андезибазальты, базальты), свойственны повышенные содержания фемафилов (Mg, Sc, V, Cu, Zn, Ni, Cd, Fe, Co), зафиксированные ранее для соседних территорий [2, 61]. Это достигается за счет вхождения перечисленных элементов в состав пироксенов, магнетита, роговой обманки, оливинов, ильменита и амфиболов, типичных для андезибазальтов и базальтов. Для габбрового комплекса показательное повышенное содержание Ca, Cr, Cu, Ni, что соответствует современным представлениям о геохимической специализации данных пород [14].

Полученные результаты дисперсионного анализа содержания химических элементов ($p = 0.05$; критерий Шеффе) дают основание говорить о Cu–Ni–Cr специализации химического состава почв о. Шикотан, накоплении халькофилов Zn, Cd, Pb, а также Na в почвах о. Кунашир и обеднении почв о. Итуруп K и Ba.

Результаты сравнения средних для двух независимых выборок на основе критерия Стьюдента показали, что в гумусовом горизонте происходит статистически значимое накопление Cd и Pb, в срединном – Sc, V и Fe. Необходимо отметить, что ассоциация Cd–Pb в органогенных горизонтах является характерной для разных типов почв и обусловлена образованием прочных комплексов металлов с гуминовыми кислотами при pH 5–7 [13, 20, 31, 44]. Накопление фемафилов в срединном горизонте указывает на преимущественно основной состав почвообразующих пород [64].

Содержание подвижных форм металлов в почвах в целом невысоко (табл. 2), а в некоторых пробах – ниже порога чувствительности метода (<0.02 мг/кг). По мобильности существенно выделяется Cd, высокая подвижность которого в зоне гипергенеза является характерным свойством этого халькофила [8, 44]. Среднее значение доли подвижных форм в валовом содержании металлов в

фоновых условиях представляет следующий ряд: Cd (21%)–Zn (5.0)–Ba (4.8)–Ni (4.1)–Sr (4.1)–Pb (3.7)–Cu (3.4)–Cr (1.8)–Fe (0.23)–V (0.15%).

Корреляционный анализ выявил связь между валовым содержанием металлов и количеством их подвижных форм: Pb ($r = 0.84$), Ba ($r = 0.64$); Cu ($r = 0.63$), Cd ($r = 0.62$), Sr ($r = 0.54$), Zn ($r = 0.53$) ($p = 0.05$, $r_{кр} = 0.16$). Статистически достоверной связи не обнаружено для Cr, Ni, Fe, V. При уменьшении pH почв увеличивается доля подвижных форм Cd ($r = -0.33$), Fe ($r = -0.28$), Zn ($r = -0.41$), Sr ($r = -0.21$) и Pb ($r = -0.17$) ($r_{кр} = 0.17$, $p = 0.05$), что отвечает представлениям о подвижности катионогенных элементов в кислой среде [8, 44].

В гумусовых горизонтах почв по сравнению со срединными гетерогенность выборок содержания подвижных форм элементов выражена сильнее. На основе дисперсионного анализа показано, что в гумусовом горизонте почв достоверно выше содержание Cd, Pb, Sr и Zn, в срединном горизонте – V и Fe. Это согласуется с результатами сравнения валового содержания элементов и отражает связь ассоциированных и подвижных форм металлов в почвах.

Факторы формирования химического состава почв. Дисперсионный анализ трех независимых выборок содержания подвижных форм в почвенных горизонтах (гумусовый и срединный) и в почвах населенных пунктов выявил более высокое содержание Cd и Pb в гумусовом горизонте, а V – в срединном. Вместе с тем в гумусовом горизонте установлен дефицит Fe, в срединном – Zn. В почвах урбанизированных территорий наблюдается максимальное содержание подвижных форм Cu, Ba, Cr и Sr. Сравнение содержания подвижных форм металлов в почвах островов показало значимые различия только для Cu ($p = 0.05$), содержание которой выше на о. Шикотан. Дефицит содержания подвижных Ni и V установлен на о. Кунашир и Ba – на о. Итуруп.

На основе факторного анализа валового содержания металлов в гумусовом и срединном горизонтах (табл. 3) установлены основные факторы формирования химического состава и парагенетическая ассоциативность металлов в почвах. Фактор I, объясняющий 42.5% дисперсии выборки, отражает ведущую роль в формировании химического состава почв средних и основных пород, слагающих кайнозойскую вулканическую толщу островов. Он выражен парагенезисом Ca–Mg–Na. Альтернативной ассоциацией в факторе I выступает парагенезис Mo–Pb, который характерен для участков современной гидротермальной активности (о. Итуруп), вызывающей подкисление почв и обогащение их фельсифилами [57].

Фактор II (вес 18.5%) отражает участие в процессах почвообразования титаномагнетитовых песков. Они встречаются на дюнах, пляже и морской

Таблица 1. Валовое содержание металлов в почвах островов (гумусовый и срединный горизонты) и почвогрунтах населенных пунктов (над чертой – среднее $\pm$ доверительный интервал среднего ($p = 0.05$), под чертой – медиана), мг/кг

Элемент	Итуруп			Шикотан			Кунашир			Кларк почв [28]
	гумусовый ($n = 31$)	срединный ($n = 29$)	Курильск, поверхностный слой, 0–10 см ($n = 16$)	гумусовый ($n = 27$)	срединный ($n = 26$)	Крабовоздское, поверхностный слой, 0–10 см ($n = 19$)	гумусовый ($n = 7$)	срединный ($n = 7$)	Южно-Курильск, поверхностный слой, 0–10 см ($n = 14$)	
Na	10100 ± 1800 9900	12300 ± 1900 13100	8900 ± 590 8500	10000 ± 1600 9300	10200 ± 1200 10100	10900 ± 1800 9600	17400 ± 2200 17300	18400 ± 2800 17000	13900 ± 1900 12500	5000
Mg	14400 ± 4200 11300	14600 ± 3200 14800	18400 ± 5400 15100	10600 ± 3000 9800	12600 ± 2400 10400	13800 ± 3300 10000	12300 ± 3000 11750	10650 ± 2200 10550	11750 ± 1550 12100	5000
K	3900 ± 800 3300	4500 ± 900 3700	4050 ± 330 4000	5800 ± 750 5700	6400 ± 900 5600	9400 ± 1200 9000	7500 ± 2300 7300	7000 ± 1900 6700	4800 ± 1300 4100	14000
Ca	22800 ± 5000 18600	24100 ± 4500 24200	25500 ± 5100 22900	18600 ± 4500 16200	16600 ± 2500 14800	17900 ± 2700 16900	19200 ± 4600 16900	18800 ± 4300 18700	24700 ± 3600 26500	15000
Sc	24 ± 5.9 19.8	27 ± 3.9 25	28 ± 4.5 26	15.3 ± 2.6 15.0	20 ± 1.3 20	18.6 ± 2.7 16.3	20 ± 5.3 18.4	18.6 ± 4.5 17.4	26 ± 3.3 25	7.0
V	217 ± 67 183	268 ± 60 219	266 ± 56 235	144 ± 23 155	194 ± 16.7 189	186 ± 27 169	139 ± 26 146	128 ± 26 127	161 ± 26 165	90
Cr	19.4 ± 4.1 15.2	23 ± 5.4 19.8	82 ± 28 56	42 ± 22 19.8	30.8 ± 9.7 19.6	39 ± 9.5 33	14.8 ± 4.2 17.1	12.4 ± 3.5 11.8	26 ± 10.1 22	70
Fe	65800 ± 20100 49600	76300 ± 16600 64000	70600 ± 11800 61600	42900 ± 6300 48200	59100 ± 3500 58000	55700 ± 5400 52200	51700 ± 11600 55200	47300 ± 11200 42400	57400 ± 7000 52300	40000
Co	17.5 ± 4.8 13.7	18.5 ± 4.0 15.8	24 ± 4.5 21	14.7 ± 2.4 15.2	19.5 ± 2.4 17.3	21 ± 3.2 18.5	13.0 ± 3.4 13.8	11.7 ± 3.0 11.8	17.4 ± 3.3 16.6	8.0
Ni	7.2 ± 1.3 5.5	7.2 ± 1.7 6.2	26 ± 6.5 20	15.5 ± 4.4 11.3	15.6 ± 5.3 11.4	24 ± 4.6 25	6.3 ± 2.1 7.1	4.7 ± 1.6 4.2	15.1 ± 10.2 11.4	50
Cu	25 ± 4.0 23	30 ± 4.6 30	43 ± 3.3 44	57 ± 14.6 52	69 ± 13.0 54	100 ± 18.0 90	22 ± 7.7 20	17.1 ± 5.3 18.0	41 ± 15.0 36	30
Zn	101 ± 28 70	98 ± 25 79	129 ± 24 99	85 ± 8.0 87	91 ± 6.0 88	162 ± 36 146	154 ± 40 147	118 ± 29 114	176 ± 46 145	90
Sr	159 ± 28 145	192 ± 26 186	173 ± 18 181	168 ± 45 131	153 ± 44 116	229 ± 36 225	161 ± 40 147	160 ± 36 147	235 ± 118 180	250
Mo	1.3 ± 0.30 1.1	1.5 ± 0.30 1.2	1.5 ± 0.26 1.4	1.3 ± 0.17 1.39	1.5 ± 0.21 1.7	1.3 ± 0.30 1.3	1.6 ± 0.34 1.5	1.5 ± 0.37 1.5	1.5 ± 0.44 1.3	1.2
Cd	0.28 ± 0.04 0.26	0.19 ± 0.02 0.17	0.27 ± 0.04 0.26	0.32 ± 0.08 0.29	0.24 ± 0.02 0.24	0.33 ± 0.06 0.30	0.47 ± 0.36 0.37	0.33 ± 0.19 0.23	0.32 ± 0.07 0.30	0.35
Ba	159 ± 33 129	201 ± 46 144	192 ± 25 196	235 ± 38 219	243 ± 39 210	583 ± 124 543	352 ± 129 289	307 ± 105 296	373 ± 30 229	500
Pb	14.5 ± 2.9 14.9	10.2 ± 1.7 11.1	20 ± 7.9 13.1	16.7 ± 1.8 17.1	12.0 ± 1.2 11.9	147 ± 242 21	32 ± 13.5 25	27 ± 9.3 25	23 ± 5.7 22	12

Таблица 2. Содержание подвижных форм металлов в горизонтах почв островов и в почвах населенных пунктов (над чертой – среднее ± доверительный интервал среднего ($p = 0.05$), мг/кг; под чертой – доля от валового содержания, %), мг/кг

Элемент	Итуруп			Шикотан			Кунашир		
	гумусовый ($n = 22$)	срединный ($n = 20$)	Курильск ($n = 16$)	горизонт А ($n = 25$)	горизонт В ($n = 26$)	Крабовозаводское ($n = 19$)	горизонт А ($n = 5$)	горизонт В ($n = 7$)	Южно-Курильск ($n = 14$)
V	0.16 ± 0.10 0.12	0.38 ± 0.14 0.27	0.13 ± 0.07 0.06	0.13 ± 0.07 0.10	0.36 ± 0.08 0.19	0.42 ± 0.36 0.23	<0.02 0.01	<0.02 0.01	0.05 ± 0.04 0.03
Cr	0.15 ± 0.06 1.21	0.19 ± 0.07 1.22	0.46 ± 0.38 0.66	0.21 ± 0.11 0.93	0.28 ± 0.09 1.34	0.38 ± 0.08 1.12	0.48 ± 0.46 4.62	0.12 ± 0.08 0.90	0.26 ± 0.07 1.45
Fe	71 ± 32 0.20	145 ± 70 0.24	225 ± 111 0.36	124 ± 60 0.27	122 ± 33 0.21	322 ± 130 0.63	57 ± 42 0.14	95 ± 73 0.23	79 ± 75 0.15
Ni	0.22 ± 0.04 4.28	0.21 ± 0.05 5.39	0.24 ± 0.10 1.14	0.27 ± 0.08 2.42	0.21 ± 0.06 2.46	0.59 ± 0.14 2.81	0.13 ± 0.12 1.96	<0.02 0.26	0.09 ± 0.08 1.36
Cu	0.45 ± 0.15 1.69	0.82 ± 0.20 2.36	3.8 ± 0.61 9.11	2.9 ± 2.1 4.81	1.7 ± 0.78 2.47	4.3 ± 0.73 5.03	2.9 ± 2.8 20.05	0.38 ± 0.28 2.34	0.88 ± 0.69 2.47
Zn	6.0 ± 1.8 9.21	2.2 ± 0.63 3.39	7.8 ± 5.3 4.87	5.5 ± 1.5 6.96	1.7 ± 0.35 1.95	13.8 ± 7.24 7.07	4.2 ± 1.3 3.71	2.0 ± 1.3 1.83	5.9 ± 1.9 3.55
Sr	6.0 ± 2.1 5.15	1.8 ± 0.70 1.07	8.6 ± 0.70 4.87	8.5 ± 3.9 6.50	5.4 ± 2.8 3.15	43 ± 13.5 16.84	9.9 ± 5.61 5.63	6.2 ± 3.5 3.93	8.4 ± 3.3 4.45
Cd	0.10 ± 0.04 31.69	0.03 ± 0.02 11.88	0.02 ± 0.02 6.95	0.12 ± 0.06 34.02	0.02 ± 0.01 8.01	0.17 ± 0.06 44.6	0.09 ± 0.09 13.78	0.06 ± 0.05 13.94	<0.02 3.51
Ba	6.2 ± 3.1 4.20	2.9 ± 1.3 1.86	23 ± 6.4 11.08	12.6 ± 4.3 5.76	13.8 ± 6.1 4.76	92 ± 41 13.29	43 ± 42 8.75	31 ± 19 10.97	24 ± 11.6 8.79
Pb	1.2 ± 0.41 6.82	0.19 ± 0.21 1.68	0.56 ± 0.55 1.42	2.2 ± 2.0 5.40	0.10 ± 0.08 0.96	34 ± 33 2.96	1.1 ± 1.0 3.67	0.61 ± 0.60 1.62	0.10 ± 0.09 0.37

Таблица 3. Парагенезисы химических элементов в почвах южных Курильских островов в обобщенных факторных нагрузках (значения нагрузок умножены на 100; метод выделения — метод максимального правдоподобия; метод вращения — варимакс с нормализацией Кайзера)

Номер фактора	Парагенезис	Парагенезис	Вес фактора, %
Валовое содержание металлов в почвах островов (фоновые условия)			
I	Формационный	$\frac{\text{Ca}_{94}\text{Na}_{87}\text{Mg}_{82}\text{Zn}_{69}\text{Co}_{68}\text{Sr}_{58}\text{Fe}_{56}^*}{\text{Mo}_{42}\text{Pb}_{37}^{**}}$	42.5
II	Органогенно-псаммитовый	$\frac{\text{V}_{94}\text{Sc}_{79}\text{Fe}_{75}\text{Co}_{49}}{\text{Pb}_{55}\text{Cd}_{39}\text{K}_{32}}$	18.5
III	Габброидный	$\text{Ni}_{95}\text{Cr}_{75}\text{Cu}_{71}$	11.3
IV	Липарит-дацитовый	$\text{Ba}_{95}\text{K}_{81}\text{Pb}_{47}\text{Mo}_{43}$	9.5
Содержание подвижных форм металлов в почвах островов (фоновые условия)			
I	Органогенный	$\text{Cd}_{85}\text{Zn}_{83}\text{Pb}_{69}$	29.6
II	Минеральный	$\text{Fe}_{79}\text{Cu}_{56}\text{V}_{53}\text{Cr}_{51}\text{Ni}_{43}$	20.8
III	Породный	$\frac{\text{Ba}_{98}\text{Sr}_{65}}{\text{Ni}_{39}}$	15.8
Доля подвижных форм металлов в почвах островов (фоновые условия)			
I	Органогенный	$\text{Zn}_{96}\text{Pb}_{59}\text{Cd}_{57}$	25.3
II	Минеральный	$\text{Ni}_{85}\text{V}_{82}\text{Cr}_{36}$	22.0
III	Андезитовый	$\text{Sr}_{81}\text{Ba}_{65}$	14.0
IV	Габброидный	$\text{Cu}_{77}\text{Cr}_{62}\text{Ni}_{33}$	10.8
Валовое содержание металлов в почвах урбанизированных территорий			
I	Формационный	$\text{Co}_{93}\text{V}_{92}\text{Mg}_{89}\text{Sc}_{87}\text{Cr}_{85}\text{Fe}_{82}\text{Ni}_{70}\text{Ca}_{70}$	35.1
II	Техногенный	$\frac{\text{K}_{95}\text{Ba}_{92}\text{Cu}_{90}\text{Sr}_{67}\text{Ni}_{55}\text{Zn}_{55}\text{Co}_{30}}{\text{Sc}_{31}}$	22.2
III	Органогенный	$\text{Zn}_{90}\text{Pb}_{75}\text{Cd}_{77}\text{Mo}_{35}\text{Ba}_{32}$	12.7
IV	Солевой	$\text{Na}_{65}\text{Ca}_{65}\text{Sr}_{50}\text{Mg}_{30}$	8.2

* Химические элементы с положительными нагрузками на парагенезис.

** Химические элементы с отрицательными нагрузками на парагенезис.

террасе зал. Простор (о. Итуруп), как продукт денудации базальтов и андезибазальтов раннемиоценового возраста [18]. В почвах это индицируется парагенезисом V—Sc—Fe—Co, характерным для псаммоземов, бедных органическим веществом. В качестве геохимической альтернативы присутствует ассоциация Pb—Cd—K, которая типична, как отмечалось выше, для почв с развитым гумусовым горизонтом [13, 20, 31, 44].

Фактор III (вес 11.3%) характеризуется ассоциацией Ni—Cr—Cu, которая выражена в почвах о. Шикотан в пределах изученных геологических образований, но особенно на породах шикотанского комплекса габброидов. Парагенезис в равной степени характерен как для гумусового, так и срединного горизонтов разных типов почв, что позволяет

говорить о Cu—Cr—Ni-специализации почвообразующих пород острова. Это подтверждается дисперсионным анализом и сравнением средних содержаний металлов в горных породах [23, 30] и почвах изученных островов (табл. 1).

Фактор IV (9.5%) представлен ассоциацией фельсифилов Ba—K—Pb—Mo и отражает формирование почв на участках, сложенных кислыми породами, а также в районах современной гидротермальной активности на островах Кунашир и Итуруп. Кислые разности вулканитов отмечаются в образованиях вулканического комплекса Томари-Ноторо о. Шикотан, в отложениях морских террас, обогащенных кислым пемзовым материалом фрегатского комплекса на о. Итуруп,

и в туфопесчаниках и туфоалевролитах кислого состава рыбаковской свиты о. Кунашир.

Таким образом, химический состав почв определяется, прежде всего, подстилающими горными породами (все 4 компоненты). Другими факторами формирования геохимической структуры выступают гумусообразование и трансформация минеральных и органических веществ в почве (отрицательные значения фактора II), а также современная гидротермальная деятельность (отрицательные значения фактора I).

По результатам факторного анализа *содержания подвижных форм* в почвах островов выделяются три главных фактора, объясняющих 66.2% дисперсии выборки. Фактор I (вес 29.6%) представлен парагенезисом Cd–Zn–Pb, который типичен только для органогенного горизонта и связан с процессами хелатообразования. Об этом свидетельствует средняя величина значений фактора для гумусового горизонта – 0.58 ($r_{кр} = 0.17$, $p = 0.05$). На основании показателей значения фактора, в максимальной степени этот парагенезис выражен в почвах островов Итуруп и Шикотан, в меньшей степени – на Кунашире. Фактор II (20.8% дисперсии выборки) определяется ассоциацией подвижных форм фемафилов Fe–V–Cr–Ni и Cu. Парагенезис типичен для почв всех трех островов, но по значениям фактора наиболее выражен на о. Шикотан, особенно в нижних катенарных позициях. Он характеризует подвижность металлов в основном в срединном горизонте (средняя величина значений фактора для срединного горизонта 0.20, для гумусового – –0.20). Фактор III (вес 15.8%) представлен ассоциацией подвижных форм Ba–Sr и альтернативным ей Ni. Подвижность щелочноземельных металлов в основном характерна для суглинистых почв о. Кунашир, залегающих на туфах и туффитах андезитового, риодацитового и дацитового состава. Ba и Sr являются элементами средних пород, а подвижность их может определяться адсорбцией катионов на глинистых минералах и при хелатообразовании. На о. Итуруп при низком содержании металлов их подвижность резко снижается, особенно в псаммоземах, но возрастает лабильность Ni. Кроме того, слабая подвижность Ba и Sr характерна для районов современной гидротермальной деятельности, где они, по-видимому, находятся в составе барита и целестина. В противовес им подвижные формы Ni ассоциируются с почвами на породах основного состава на Итурупе и Шикотане. Ассоциации в равной степени проявляются в гумусовом и срединном горизонтах.

При изучении возможности включения металлов в биогеохимический круговорот важным представляется оценка их миграционной способности через процент подвижных форм от валового содержания. Согласно результатам факторного анализа, ведущая роль (вес 25.3%) принадлежит ассоциации

Zn–Pb–Cd. В ее состав входят металлы, которые индицируют активность процессов хелатообразования [13, 20, 31, 44]. Вероятно, здесь большое значение имеют обменные формы металлов, ассоциированные в почвенно-поглощающий комплекс. Данный парагенезис характерен для гумусового горизонта почв Итурупа (за исключением псаммоземов) и Шикотана. Фактор II (вес 22.0%) отражает степень вовлеченности в почвенную миграцию металлов-фемафилов Ni–V–Cr, главным образом, в срединном горизонте почв на породах основного состава Итурупа и Шикотана. Фактор III (14.0%) с парагенезисом Sr–Ba определяет повышенную подвижность в почвах щелочноземельных металлов на породах кислого состава, что наблюдается в изученном районе о. Кунашир, а также на участках залегания кислых пород о. Шикотан. Фактор IV (10.8%) проявляется через ассоциацию Cu–Cr–Ni, которая, как отмечалось выше, отражает геохимическую специализацию пород о. Шикотан. В данном случае наблюдается повышенная подвижность этих металлов в почвах о. Шикотан, а также Кунашир, в почвах которого одна из причин повышенной миграции – низкий pH.

Характеризуя основные особенности химического состава почв изученных островов, важно подчеркнуть наследование состава ассоциаций металлов в валовом содержании, содержании и доли подвижных форм, что проявилось в однотипной парагенетической ассоциативности элементов всех трех выборок. Вероятно, это можно рассматривать как общую закономерность природных процессов формирования химического состава почв. В свою очередь, выделенные на основе факторного анализа ведущие ассоциации отражают принадлежность к разным группам почвообразующих пород (основным, средним, кислым) через ассоциацию фемафилов (Zn, Cu, Fe, V, Cr, Co, Ni) и фельсифилов (Cd, Pb, Sr). Определенное влияние на геохимическую структуру почв оказывает проявление россыпей: титаномагнетитовые пески (о. Итуруп) и пляжевые образования Cu–Cr–Ni специализации (о. Шикотан) [21], как почвообразующие тела, а также гидротермальная активность на островах Большой Курильской гряды.

Сравнительный анализ химического состава разных типов почв позволил объединить их в семь основных генетических групп (табл. 4). Буроземы темные и грубогумусированные встречаются в основном на изученных территориях Шикотана и Кунашира, в меньшей степени на о. Итуруп. В то же время все типы охристых почв, а также псаммоземы наиболее широко распространены в пределах изученных площадей на о. Итуруп. Подбуры грубогумусированные отобраны на о. Шикотан.

На основе дисперсионного и факторного анализов показано, что высокая валовая концентрация металлов-фемафилов наблюдается в псаммоземах (табл. 5).

Таблица 4. Медианы содержания металлов в почвах южных Курильских островов, мг/кг

Почвы	Генетический горизонт	Na	Mg	K	Ca	Sc	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Sr	Mo	Cd	Ba	Pb
Буроземы типичные	Гумусовый, n = 10	11100	8500	5700	15800	13.0	106	16.4	34200	10.1	8.6	26	116	118	1.2	0.37	217	22
	Срединный, n = 10	12000	9600	6000	16600	17.9	150	14.1	53000	14.5	6.4	32	103	131	1.7	0.24	203	15.9
Буроземы грубо-гумусированные	Гумусовый, n = 7	9900	9400	4600	16000	14.8	135	17.5	44400	11.7	7.1	37	78	154	1.4	0.27	198	19.8
	Срединный, n = 6	10900	11800	5500	16100	20	188	18.2	58700	16.1	7.4	50	95	127	1.6	0.21	204	13.0
Буроземы глееватые	Гумусовый, n = 9	9200	9900	6200	17100	15.0	166	20	50800	16.9	12.5	57	93	120	1.6	0.34	245	17.3
	Срединный, n = 9	9600	12550	5800	15100	21	196	17.2	63900	23	14.4	67	85	109	1.6	0.27	228	11.5
Охристые	Гумусовый, n = 10	9200	8700	3200	19100	15.2	120	11.8	39500	10.8	5.2	30	69	140	1.1	0.34	129	16.5
	Срединный, n = 8	14100	14950	3600	27100	25	188	12.8	63900	16.3	5.5	31	82	191	1.1	0.19	140	8.7
Перегнойные охристые	Гумусовый, n = 11	5 600	7250	4100	9700	19.6	178	19.6	48900	9.7	5.5	27	55	110	1.8	0.24	186	16.9
	Срединный, n = 10	6400	9100	3700	9900	24	233	30	63000	13.2	5.8	36	57	180	2.3	0.16	219	13.2
Псаммоземы	Гумусовый, n = 9	15800	30950	1700	39900	51	292	21	116200	32	7.9	13.2	189	201	0.60	0.19	72	3.5
	Срединный, n = 8	14900	23050	2700	32000	31	399	23	125300	34	8.3	14.0	177	182	0.86	0.17	111	5.2
Подбуры	Гумусовый, n = 3	9700	9950	5600	18600	17.1	183	13.3	56500	16.6	8.1	52	115	132	1.5	0.31	197	13.4
	Срединный, n = 3	7000	12900	5800	14600	23	237	23	69900	25	14.6	75	112	85	1.2	0.24	215	10.4
Кларк почв [28]		5000	5000	14000	15000	7.0	90	70	40000	8.0	50	30	90	250	1.2	0.35	500	12

Химический состав псаммоземов, бедных органическим веществом, как отмечалось выше, в значительной степени определяется химизмом минералов, входящих в состав почвообразующих пород: базальтов (Ca–Na–Mg) и титаномагнетитовых песков (V–Sc–Fe–Co). Для них характерно высокое содержание Mg (максимальное – до 5.50%), Ca (до 5.86%), Sc (до 80.2 мг/кг), V (до 968 мг/кг), Fe (до 26.3%), Co (до 55.4 мг/кг) и Zn (до 352 мг/кг). Вместе с тем необходимо указать на дефицит, по отношению к другим типам почв, Mo, K, Cu, Cd, Ba и Pb, а также низкое содержание подвижных форм металлов.

Ведущая геохимическая ассоциация темных типичных и грубогумусированных буроземов – Pb–Cd–K, индицирующая развитый гумусовый горизонт и сродство с органическим веществом [12, 30, 44]. Ассоциация Ba–K–Pb–Sr отражает состав почвообразующих пород среднего и кислого состава на о. Кунашир, Ni–Cr–Cu – геохимическую специализацию пород о. Шикотан. Эти почвы на всех изученных островах характеризуются накоплением Zn, как в гумусовых, так и срединных горизонтах. Буроземы темные глееватые отличаются от подтипов, рассмотренных выше, менее выраженным комплексобразованием с гуминовыми кислотами, поскольку при развитии оглеения увеличивается доля фульвокислот и сокращается доля гуминовых кислот в органическом веществе [8, 12, 13]. Металлы мобилизуются в составе растворенных органоминеральных комплексов с фульвокислотами и не закрепляются в почвах. Буроземам темным глееватым присуще разнообразие почвообразующих пород как кислого состава на о. Кунашир, так и пород среднего и основного состава с отмеченной выше Ni–Cr–Cu

специализацией о. Шикотан. Для этого подтипа почв установлено накопление Cu (до 199 мг/кг) и K (14 500 мг/кг).

Геохимическая специализация охристых почв определяется современной активной вулканической и гидротермальной деятельностью, характеризующейся повышенным содержанием Mo (до 3.38 мг/кг) [17]. Об этом свидетельствует индикаторная ассоциация (Mo–Pb), выделенная при проведении факторного анализа. Кроме того, для почв, формирующихся на базальтах и андезибазальтах, типично высокое содержание Ca в ассоциации (Ca–Na–Mg) [14, 23]. Выраженный процесс аккумуляции органического вещества, сопровождающейся процессами хелатообразования представлен (Pb–Cd–K) [8, 12].

Радиальная и латеральная миграция химических элементов. Изученные почвы отличаются контрастным распределением химических элементов в почвенном профиле: в гумусовом горизонте идет накопление Cd и Pb, в срединном – Sc, V и Fe. В почвенном профиле максимальные отличия в валовом содержании металлов достигают 12 раз, для подвижных форм – 39 раз. Общей закономерностью является рост активности радиальной миграции (увеличение значений коэффициентов радиальной миграции) в однородных геолого-геохимических условиях при низких значениях pH с накоплением основной части металлов в срединном горизонте, что обусловлено формированием сорбционного, кислотного-щелочного или окислительного барьеров при нейтрализации почвенных растворов или резком изменении окислительно-восстановительного потенциала. На кислотном-щелочном и окислительном барьерах наблюдается закрепление Cu ($R_{\max} = 2.0$), Mo, Cd (1.8), K, Sc, Ni (1.7), Ca, Fe, V,

Таблица 5. Метальная специализация и ведущие парагенезисы химических элементов в основных типах почв южных Курильских островов

Группы почв	Метальная специализация	Факторы и ведущие парагенетические ассоциации			
		I	II	III	IV
Буроземы темные типичные $n = 20$	–	–	Pb–Cd–K	–	Ba–K–Pb–Sr
Буроземы грубогумусированные $n = 14$	–	–	Pb–Cd–K	Ni–Cr–Cu	–
Буроземы темные глееватые $n = 18$	Cu, K	–	–	Ni–Cr–Cu	Ba–K–Pb–Sr
Охристые $n = 18$	Ca	Ca–Na–Mg	Pb–Cd–K	–	–
Перегнойные охристые $n = 21$	Mo	Mo–Pb	V–Sc–Fe–Co	–	–
Подбуры грубогумусированные $n = 6$	Cu	–	–	Ni–Cr–Cu	–
Псаммоземы $n = 17$	Mg, Ca, Sc, V, Fe, Co, Zn	Ca–Na–Mg	V–Sc–Fe–Co	–	–

Co, Zn, Sr, Ba, Pb (1.6). На сорбционном барьере осаждаются V ($R_{\max} = 2.0$), Sr (1.9), Mo (1.5).

В гумусовых горизонтах подчиненных ландшафтов возрастают валовые содержания халькофилов Cd и Pb, концентрации подвижных форм Cd, Pb, Sr и Zn. Выраженность латеральной миграции определяется изменением pH почв от элювиальных к супераквальным фациям. При повышенной кислотности почв катены на кислых породах в нижних позициях коэффициент миграции достигает 2 и более. Высокие значения коэффициентов L для слабоподвижных в гипергенезе Sc ($L = 8.6$) и V ($L = 7.7$) показывают, что в пределах расчлененного рельефа механизмом латеральной миграции выступает не только солевой, но и механический сток металлов. Максимальные коэффициенты латеральной миграции установлены на профиле 5 (о. Шикотан) для Cr ($L = 10.2$), Sc (8.6), V (7.7), Co (7.2), Ca (6.9), Mg (6.0), Fe (6.8), Na (4.9), Ni (6.2), Cu (3.9), Ba (3.3), K (2.2), Zn (1.9) в почвах с pH 5.41 и профиле 3 (о. Кунашир) Cu, Sr ($L = 2.0$), Sc, Ca (1.9), Cd (1.8), Na, Mo (1.7), Fe, Co, Ba (1.6) в почвах с pH 4.86.

Влияние растительности на состав почв проявляется в основном в поверхностных горизонтах за счет поступления вещества с растительным опадом. Почвы под широколиственными лесами из *Quercus crispula*, *Acer ukurunduense*, *A. mayrii* и *Ulmus laciniata* характеризуются относительно низкими валовыми содержаниями Sc, Cr (за счет низких концентраций перечисленных элементов в листьях и подстилке [53]) и высокими концентрациями подвижных форм Ba, Cd, Pb, Zn, что указывает на низкий уровень их биогеохимической активности. В то же время обеднение таких почв Ca и Mg обусловлено интенсивным вовлечением в биогеохимический круговорот и накоплением в живой фитомассе значительной доли этих элементов, что хорошо согласуется с установленными закономерностями поведения этих элементов в системе почва–растение [12].

В почвах под ольшаниками с доминированием *Alnus hirsuta* (Spach) Fisch. ex Rupr. обнаружены более высокие (в 1.5–1.9 раз) валовые содержания Co, что связано с влиянием этого металла на способность *Alnus sp.* фиксировать N_2 из воздуха [44]. Почвы под березняками из *Betula ermanii* и *B. platyphylloides* Sukacz. отличаются относительно низкими концентрациями подвижных форм Cd, Cr, Fe, Pb, V. В почвах сазовых лугов (доминанты *Sasa senanensis* (Franch. et Savat) Rehd., *S. kurilensis* (Rupr.) Makino et Shibata, *S. shikotanensis* Nakai) накапливаются Pb и Cd, что отмечается и в литературе [41, 49, 55].

Изменение химического состава почв под влиянием антропогенной нагрузки. Городские почвы, согласно результатам дисперсионного анализа, характеризуются статистически достоверным

превышением Cr, Ni, Cu, Co, Zn, Sr, Pb, K и Ba по отношению к гумусовым и срединным горизонтам почв фоновых участков, что позволяет рассматривать эти элементы в качестве поллютантов. В пробах городских почв установлены следующие максимальные концентрации этих металлов: Ni – 81 мг/кг (Южно-Курильск), Cr – 193, Co – 46 (Курильск), Zn – 376, Cu – 185, Ba – 1300, Sr – 375, Pb – 2370, K – 15400 мг/кг (Крабозаводское).

Выделяются три группы поллютантов: Cr–Ni–Co, Ba–Sr–Cu–K, а также Zn. При этом следует учитывать, что Ni, Cu и Zn являются типичными индикаторами загрязнения городской среды [22]. Поступление в почвы Ni, Cr и Co связано с металлообработкой (ремонтные базы), а также с автотранспортом – износ автомобильных шин и тормозных колодок [16]. Наиболее специфически поллютантами выступают Ba, Sr и K, которые характерны только для территории пгт Крабозаводское и локально Южно-Курильска, где расположены рыбокомбинаты, производящие замороженную и консервированную продукцию. Ba и K в виде гидрокарбонатов и гидроксидов используются в качестве пищевых добавок и/или консервантов. Возможно, Sr применяется здесь в качестве химического аналога бария. В эту группу входит и Cu, которая широко используется в холодильной технике. Zn является общим индикатором загрязнения городской среды.

Среднее значение доли подвижных форм в почвах населенных пунктов по сравнению с почвами вне урбанизированных территорий (фон) растет у Ba (до 11%), Sr (9%) и Cu (5.7%), у других металлов оно сохраняется на фоновом уровне (Cd, Cr, Fe, Zn) или снижается (Cr, Ni, Pb). Однако на локальных участках доля подвижных форм существенно возрастает: Cu – 14.3%, Ba – 24, Sr – 26, Ni – 16, Cd – 50, Zn – 15.7, Pb – 16.5%, что еще раз подтверждает лабильность элементов в техногенезе [41, 47, 54].

С помощью факторного анализа выделены четыре главные компоненты в структуре валового содержания металлов в почвах урбанизированных территорий. Фактор I (вес 35.1%) отражает влияние почвообразующих пород. Он представлен ассоциацией фемафилов Co–V–Mg–Sc–Cr, индицирующей породы основного состава, преобладающие на территории Курильска и Крабозаводского и менее типичные для пгт Южно-Курильск. Фактор II (22.2%) интерпретирован, как техногенный. Он представлен ассоциацией металлов, выделенных выше в качестве поллютантов K–Ba–Cu–Sr–Ni–Zn–Co. Характерно, что альтернативным этой ассоциации элементом выступает Sc – малоподвижный металл, рассеянный в различных минералах [54]. Фактор III (12.7%) – органический, так как в пределах урбанизированных территорий встречаются и высокопродуктивные почвы с развитым гумусовым горизонтом. Фактор IV (вес 8.2%)

обусловлен нахождением всех рассматриваемых населенных пунктов на морском побережье. В ассоциации Na—Ca—Sr—Mg представлены металлы, являющиеся важной составляющей морских аэрозолей. Влияние их на химический состав почв неоднократно отмечалось в литературе [34, 36, 38, 62].

Расчет индекса токсичности почв в пределах пгт Крабовозавское показал, что средняя его величина составляет 0.368, диапазон — 0.142–2.24. Почти все значения MERMQ, за исключением одной пробной площадки, находятся в зоне среднего риска от 0.1 до 0.5 (рис. 2). Наибольшие величины получены на пробных площадках, расположенных вблизи рыбокомбината, и обусловлены высоким содержанием Ba и Cu. Очень высокий риск токсичности (MERMQ = 2.24) установлен на площадке с аномальной концентрацией Pb и повышенным содержанием Ni, Cu, Zn вблизи пункта забора воды, что может быть связано как с загрязнением при строительстве или ремонте скважины, так и поступлением загрязнителей с расположенной вблизи парковки автомобилей.

Среднее значение MERMQ почв в пределах г. Курильск ниже и составляет 0.225, диапазон значений — от 0.121 до 0.356. Все изученные в пределах города почвы имеют уровень среднего риска токсичности. Максимальный риск токсичности выявлен в южной части города, где расположена ремонтная база и засольный цех. Риск токсичности почв этого района обусловлен загрязнением Ni, Cr и Pb.

Большой разброс значений индекса отмечается в пгт Южно-Курильск, где MERMQ меняется от 0.090 до 0.735 при средней величине 0.197. Здесь выявлены три градации индекса вероятности токсичности почв: низкая, средняя и высокая. Почвы с высокой вероятностью токсичности установлены в районе частной застройки, прилегающей к производственной площадке Южно-Курильского рыбокомбината. Основной вклад в загрязнение вносят Ni (81.1 мг/кг), Cu (130), Zn (428), Ba (2370 мг/кг). Отмечается высокое содержание K (12700 мг/кг). Все остальные значения MERMQ в городских почвах менее 0.3.

Корреляционный анализ выявил сильную связь между значениями техногенного фактора по результатам факторного анализа (вторая компонента) и величинами MERMQ ($p = 0.05$, $r = 0.88$ при $r_{кр} = 0.29$). Регрессионный анализ установил, что рассматриваемая зависимость аппроксимируется линейной функцией (рис. 3).

Результаты биотестирования почв урбанизированных территорий показали относительно низкий уровень токсичности, что объясняется слабым техногенным воздействием и невысокими концентрациями загрязнителей. Токсичные почвы в населенных пунктах обнаружены на площадках с повышенным содержанием Ba, Cu, Pb, Zn, Co, Sr, Ni, Cr и подвижных форм Cu, Pb, Zn, Ba. Они расположены вблизи автодорог, ремонтной базы, рыбокомбинатов, а также в ложбинах стока, т.е. в нижних

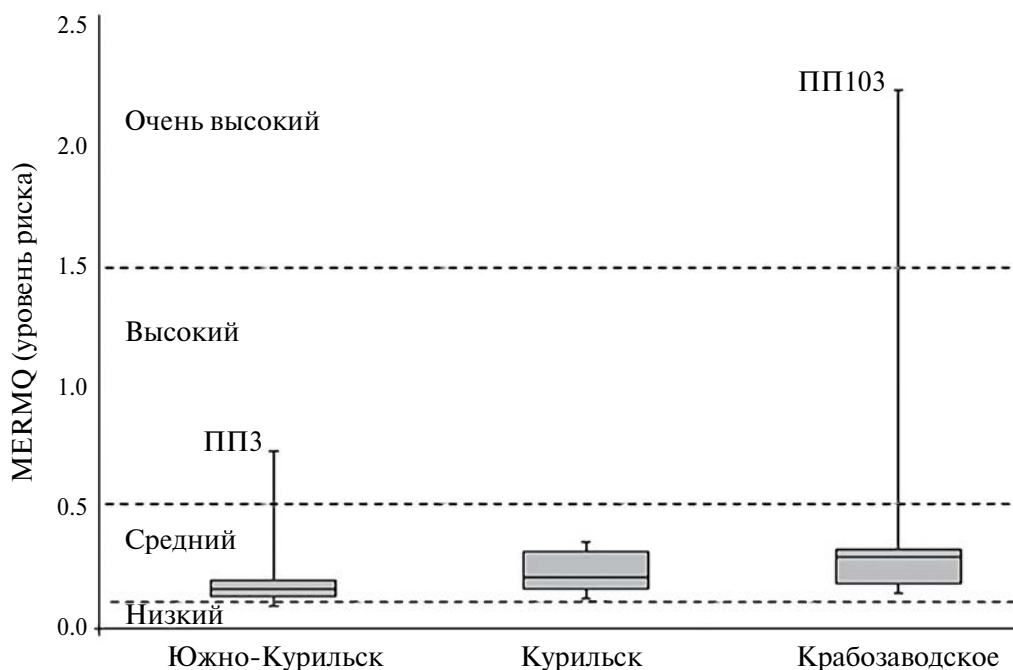


Рис. 2. Индекс вероятности токсичности (уровень риска) почв на урбанизированных территориях южных Курильских островов (прерывистые линии — границы зон, “усы” — указаны минимальные и максимальные значения, в диаграмме размаха горизонтальные линии — значения первый и третий квартили, черная линия внутри — медиана).

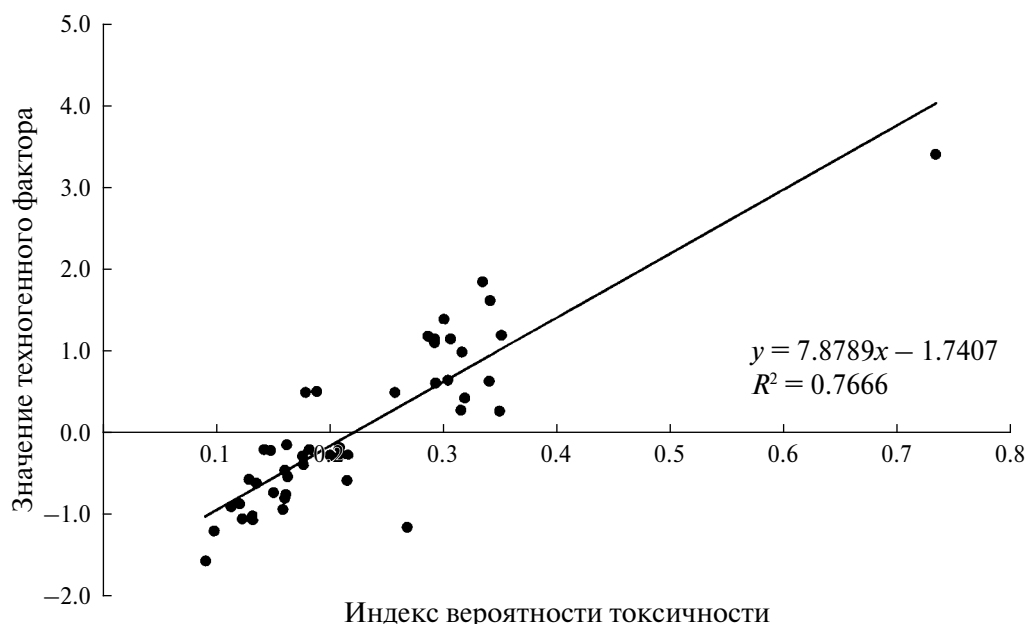


Рис. 3. Регрессионная зависимость индекса вероятности токсичности и значений техногенного фактора.

позициях катен. В двух пробах обнаружена высокая токсичность (смертность дафний более 50%) (рис. 4), что свидетельствует о локальном характере загрязнения территории. Полученные результаты хорошо увязываются с показателем MERMQ (вероятность токсичности при среднем уровне риска – 19%; корреляция между смертностью дафний и MERMQ $r = 0.33$ при $r_{кр} = 0.31$, $p = 0.05$): в пгт Южно-Курильск средний уровень острой токсичности (48 ч) – 11%, в пгт Крабозаводское – 18% и в г. Курильск – 17%.

Все изученные почвы за пределами урбанизированных территорий характеризуются фоновым содержанием металлов, а значения индекса вероятности токсичности почв ниже 0.3, что позволяет отнести их к категории низкого и среднего уровня токсичности. Только в одной пробе, отобранной вблизи места стоянки транспорта и кострища по дороге в б. Церковная на о. Шикотан, установлено выраженное загрязнение гумусового горизонта Си и Pb, MERMQ имеет значение 0.483, а смертность дафний – 47% и отклонения по хлорелле – 36%.

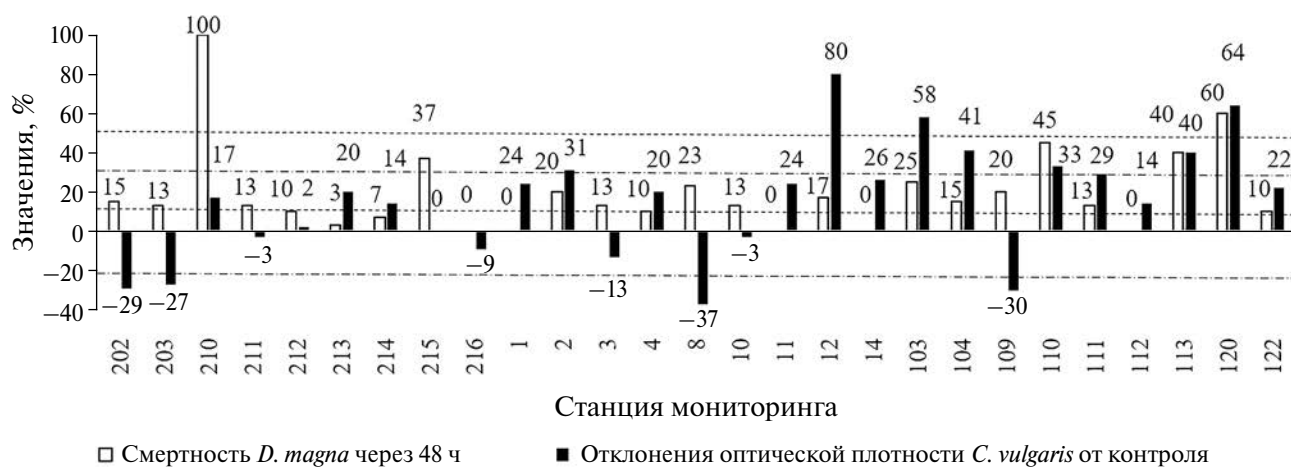


Рис. 4. Результаты биотестирования городских почв: - - - - - уровень токсичности по реакции *D. magna* (смертность более 10% – токсичность; более 50% – острая токсичность); - · - · - · - уровень токсичности по реакции *C. vulgaris* (отклонения оптической плотности менее –20% или более 30% – токсичность).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В островодужных системах при отсутствии толщ осадочных образований вулканические породы являются определяющим фактором в формировании химического состава почв. На породах среднего и основного состава отмечаются повышенные концентрации фемафилов (Mg, Sc, V, Cu, Zn, Cd, Fe, Co); почвы, развитые на кислых породах, отличаются более высоким содержанием фельсифильных элементов (K, Ba, Pb, Mo), что необходимо учитывать при оценке фоновых содержания химических элементов в почвах.

Ведущей в геохимической структуре почв островов Шикотан и Итуруп является ассоциация средних и основных пород (Ca–Mg–Na), слагающих кайнозойскую вулканическую толщу островов. На участках развития кислых пород, что особенно характерно для изученного района о. Кунашир, а также в районах современной гидротермальной деятельности на островах Большой Курильской гряды геохимическая структура почв представлена ассоциацией Ba–K–Pb–Mo. В почвах о. Шикотан в районах развития габброидного комплекса большое значение имеет ассоциация Ni–Cr–Cu. На титаномagnetитовых песках (о. Итуруп) ведущая ассоциация почв – V–Sc–Fe–Co.

Контрастные кислотно-щелочные условия определяют сильную дифференциацию химического состава почв в катенарной структуре. В гумусовом горизонте наблюдается рост валового содержания Cd, Pb и подвижных форм Pb, Cd, Sr, Zn; в срединном – Sc, V, Fe. Максимальная активность радиальной и латеральной миграции отмечается при низких значениях кислотно-щелочного показателя. В пределах расчлененного рельефа механизмами латеральной миграции выступает не только солевой, но и механический сток металлов.

Из изученных типов почв наибольшая степень обогащения металлами (Mg, Ca, Sc, V, Fe, Co, Zn) установлена для псаммоземов. Парагенезис Pb–Cd–K, индицирующий процессы хелатообразования, характерен для буроземов темных типичных, буроземов грубогумусированных, а также охристых почв.

Антропогенное загрязнение на островах носит локальный характер. На территории пгт Крабозаводское и Южно-Курильск отмечается увеличение концентрации Ba, Sr и K, связанное с деятельностью рыбокомбинатов, в г. Курильск – Cr, Ni, Cu, Co, Zn и Pb, источником которых является ремонтная база и автотранспорт. При этом почвы на отдельных участках, особенно в нижних катенарных позициях, обладают токсическим действием (гибель тест-объекта *Daphnia magna* > 10% и отклонение оптической плотности *Chlorella vulgaris* менее –20% и более 30%). Источниками загрязнения служат автотранспорт и немногочисленные производства.

Полученные результаты необходимо учитывать при организации экологического мониторинга в связи с нарастанием туристического потока и хозяйственной деятельности на южных Курильских островах.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены при поддержке гранта РГО № 14/2021-Р.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бакланов П.Я., Бочарников В.Н., Ганзей К.С. и др. Атлас Курильских островов. М.–Владивосток: ИПК “ДИК”, 2009. 515 с.
2. Билая Н.А., Кораблев А.П., Зеленковский П.С., Чуков С.Н. Эколого-геохимические особенности почв вулканического плато Толбачинский Дол // Почвоведение. 2022. № 4. С. 405–414. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22040049>
3. Бурков Ю.Л., Рундквист Д.В. Накопление рудных элементов в процессе эволюции земной коры // Записки Всесоюзного минералогического общества. 1977. № 5. С. 629–637.
4. Веремчук Л.В., Челнокова Б.И., Барскова Л.С., Гвозденко Т.А., Кукаев И.В. Савочкина Н.Л. Лечебно-оздоровительный потенциал лечебницы п. Горячий пляж на острове Кунашир // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. 2017. Т. 94. № 6. С. 32–37. <https://doi.org/10.17116/kurort201794632-37>
5. Гаврилов В.К., Соловьева Н.А. Вулканогенно-осадочные формации геосинклинальных поднятий Малых и Больших Курил. Новосибирск: Наука, 1973. 151 с.
6. Ганзей К.С. Ландшафты и физико-географическое районирование Курильских островов. Дис. ... канд. геогр. наук. Владивосток, 2009. 161 с.
7. Геннадиев А.Н., Гептнер А.Р., Жидкин А.П., Чернянский С.С., Пиковский Ю.И. Экзотемпературные и эндотемпературные почвы Исландии // Почвоведение. 2007. № 6. С. 661–675.
8. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов (ландшафтно-геохимические процессы). М.: 2007. 350 с.
9. Голов В.И. Круговорот серы и микроэлементов в основных агроэкосистемах Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 2004. 315 с.

10. Грищенко М.Ю., Гаврилова В.И., Карпачевский А.М., Петровская А.Ю., Леонова Г.М. Изучение и картографирование почв и ландшафтов полуострова Весловский (остров Кунашир, Курильские острова) // Известия вузов. Геодезия и аэрофотосъемка. 2018. Т. 62. № 1. С. 63–69.
<https://doi.org/10.30533/0536-101X-2018-62-1-63-69>
11. Грищенко М.Ю., Хлюстова В.В., Изюмникова Е.А., Калимова И.В. Изучение и картографирование почв южной части охотоморского сектора острова Кунашир, Курильские острова // Геодезия и картография. 2021. № 3. С. 19–27.
<https://doi.org/10.22389/0016-7126-2021-969-3-19-27>
12. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М., 2003. 400 с.
13. Заварзина А.Г., Данченко Н.Н., Демин В.В., Артемьева З.И., Когут Б.М. Гуминовые вещества — гипотезы и реальность (обзор) // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1449–1480.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21120169>
14. Колосков А.В., Федоров П.И., Окина О.И. Новые данные о составе интрузивных пород о. Шикотан (Малая Курильская гряда) // Вестник КРАУНЦ. Науки о Земле. 2019. Вып. 43. № 3. С. 52–65.
<https://doi.org/10.31431/1816-5524-2019-3-43-52-65>
15. Костенков Н.М., Ознобихин В.И. Почвенно-географическое районирование Курильских островов // Вестник Северо-Восточного научного центра ДВО РАН. 2011. № 1. С. 77–83.
16. Леванчук А.В. Загрязнение окружающей среды продуктами эксплуатационного износа автомобильно-дорожного комплекса // Гигиена и санитария. 2014. № 6. С. 17–21.
17. Марченко А.Г., Вольфсон А.А., Морозов М.В., Хрол Н.С., Штейнберг Г.С., Штейнберг М.Г. Геохимические особенности вулканогенных отложений и экзогенной минерализации в кратерной части активного вулкана Кудрявый (остров Итуруп Курильской гряды) // Геология рудных месторождений. 2020. Т. 62, № 2. С. 134–150.
<https://doi.org/10.31857/S0016777020020033>
18. Мелкий В.А., Верхотуров А.А. Россыпи железосодержащих минералов в Сахалинской области // Известия Томского политехн. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2019. Т. 330. № 1. С. 6–18.
<https://doi.org/10.18799/24131830/2019/1/46>
19. Наследов А.Д. IBM SPSS Statistics 20 и AMOS: профессиональный статистический анализ данных. СПб.: Питер, 2013. 416 с.
20. Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Кукушкин С.Ю., Ганул А.Г. Фоновое содержание химических элементов в почвах и донных осадках севера Западной Сибири // Почвоведение. 2019. № 4. С. 422–439.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X19020114>
21. Опекунова М.Г., Опекунов А.Ю., Сомов В.В., Кукушкин С.Ю., Арестова И.Ю., Лисенков С.А., Никулина А.Р. Природные и антропогенные факторы формирования химического состава почв о. Шикотан (Курильские острова) // Почвоведение. 2022. № 12. С. 1592–1609.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22100343>
22. Опекунов А.Ю., Янсон С.Ю., Опекунова М.Г., Кукушкин С.Ю. Минеральные фазы металлов в техногенных осадках рек Санкт-Петербурга при экстремальном загрязнении // Вестник СПб ун-та. Науки о Земле. 2021. № 66. С. 267–288.
<https://doi.org/10.21638/spbu07.2021.205>
23. Пискунов Б.Н. Природа базальтоидов Большой и Малой Курильских гряд // Литосфера. 2004. № 3. С. 97–109.
24. Полохин О.В. Содержание микроэлементов в вулканических почвах острова Симушир (Курильские острова) // Сб. м-лов V Межд. научной конф., посвященной 85-летию кафедры почвоведения и экологии почв ТГУ. Томск: Изд-во ТГУ, 2015. С. 84–87.
25. Терехов Е.П., Цой И.Б., Можеровский А.В., Вагина Н.К. Плиоценовые отложения острова Шикотан (малая Курильская гряда) // Стратиграфия. Геологическая корреляция. 2011. Т. 19. № 3, С. 96–110.
26. Токсикологические методы контроля. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета. М., 2014. 39 с.
27. Токсикологические методы контроля. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления. М., 2014. 38 с.
28. Требования к геохимической основе государственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1 : 1000000 (новая редакция). М., 2005. 28 с.
29. Урусевская И.С., Алябина И.О., Шоба С.А. Карта почвенно-экологического районирования Российской Федерации. М-б 1 : 8 000 000. Пояснительный текст и легенда к карте. М.: МАКС Пресс, 2020. 100 с.
30. Фураев Е.А. Геохимия ландшафтов острова Кунашир (Курильские острова). М.: Прометей, 2013. 180 с.
31. Хитров Н.Б., Никитин Д.А., Иванова Е.А., Семенов М.В. Пространственно-временная изменчивость содержания и запаса органического вещества почвы: аналитический обзор // Почвоведение. 2023. № 12. С. 1493–1521.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X23600841>
32. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
33. Юрковская Т.К., Ильина И.С., Сафронова И.Н. Растительность // Национальный атлас России. М.: ПКО “Картография”, 2007. Т. 2. С. 328–330.

34. *Afele A.A., Abbas M.S., Soliman A.Sh., Kherd A.-H.A., Hatab E.-B.E.* Physical and Chemical Characteristics of Mangrove Soil under Marine Influence. A Case Study on the Mangrove Forests at Egyptian – African Red Sea Coast // *Egyptian J. Aquatic Biology and Fisheries*. 2019. V. 23(3). P. 385–399. <https://doi.org/10.21608/ejabf.2019.47451>
35. *Alloway B.J.* (Ed.). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Netherlands, 2012. 614 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
36. *Aswini A.R., Hegde P.* Impact assessment of continental and marine air-mass on size-resolved aerosol chemical composition over coastal atmosphere: Significant organic contribution in coarse mode fraction // *Atmospheric Research*. 2021. V. 248. P. 105216. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105216>
37. *Carlson C.* (Ed.). *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization*. European Commission. Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 2007. 306 p.
38. *Du J., Hesp P.A.* Salt spray distribution and its impact on vegetation zonation on coastal dunes: a review // *Estuaries and Coasts*. 2020. V. 43. P. 1885–1907. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00820-2>
39. *Ganzei K.S., Ivanov A.N.* Landscape diversity of the Kuril Islands // *Geogr. Nat. Resour.* 2012. V. 33. P. 142–148. <https://doi.org/10.1134/S1875372812020072>
40. *Gao X., Chen C.T.A.* Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay // *Water Research*. 2012. V. 46. P. 1901–1911. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.007>
41. *Hou S., Zheng N., Tang L., Ji X., Li Y.* Effect of soil pH and organic matter content on heavy metals availability in maize (*Zea mays* L.) rhizospheric soil of non-ferrous metals smelting area // *Environ. Monit Assess.* 2019. V. 191 (10). P. 634. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7793-5>
42. *Hovellstad H., Leirset I., Oyaas K., Fiksdahl A.* Screening Analyses of Pinosylvins Stilbenes, Resin Acids and Lignans in Norwegian Conifers // *Molecules*. 2006. V. 11(1). P. 103–114. <https://doi.org/10.3390/11010103>
43. IUSS Working Group WRB. 2022. 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, 2022.
44. *Kabata-Pendias A.* *Trace elements in soils and plants*. London: Taylor & Francis Group, 2011. 548 p.
45. *Kalacheva E., Taran Yu., Voloshina E., Inguaggiato S.* Hydrothermal system and acid lakes of Golovnin caldera, Kunashir, Kuril Islands: Geochemistry, solute fluxes and heat output // *J. Volcanology Geothermal Res.* 2017. V. 346. P. 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2017.06.001>
46. *Khomich V.G., Boriskina N.G., Kasatkin S.A.* Geology, magmatism, metallogeny, and geodynamics of the South Kuril Islands // *Ore Geology Rev.* 2019. V. 105. P. 151–162. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2018.12.015>
47. *Kicinska A., Pomykala R., Izquierdo-Diaz M.* Changes in soil pH and mobility of heavy metals in contaminated soils // *Eur. J. Soil Sci.* 2021. V. 73(1). <https://doi.org/10.1111/ejss.13203>
48. *Kowalska J.B., Mazurek R., Gasiorek M., Zaleski T.* Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review // *Environ. Geochem. Health*. 2018. V. 40. P. 2395–2420. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z>
49. *Lasota J., Blonska E., Lyszczyk S., Tibbett M.* Forest Humus Type Governs Heavy Metal Accumulation in Specific Organic Matter Fractions // *Water Air Soil Poll.* 2020. V. 231(2). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4450-0>
50. *Long E.R., Macdonald D.D., Severn C.G., Hong C.B.* Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines // *Environ. Toxicol. Chem.* 2000. V. 19. P. 2598–2601. <https://doi.org/10.1002/etc.5620191028>
51. *Long E.R., Macdonald D.D., Smith S.L., Calder F.D.* Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // *Environ. Management*. 1995. V. 19. P. 81–97. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>
52. *Martynov A.Yu., Martynov Yu.A.* Pleistocene basaltic volcanism of Kunashir Island (Kuril island arc): Mineralogy, geochemistry, and results of computer simulation // *Petrology*. 2017. V. 25. P. 206–225. <https://doi.org/10.1134/S0869591117020035>
53. *Mertens J., Nevel L.V., Schrijver A.D., Piesschaert F., Oosterbaan A., Tack F.M.G., Verheyen K.* Tree species effect on the redistribution of soil metals // *Environ. Poll.* 2007. V. 149(2). P. 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.01.002>
54. *Opekunova M., Opekunov A., Somov V., Kukushkin S., Papyan E.* Transformation of metals migration and biogeochemical cycling under the influence of copper mining production (the Southern Urals) // *Catena*. 2020. V. 189. P. 104512. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104512>
55. *Park H.-J., Yang H.I., Park S.-I., Lim S.-S., Kwak J.-H., Lee G.-T., Lee S.-M., Park M., Choi W.-J.* Sorption of Pb in chemical and particle-size fractions of soils with different physico-chemical properties // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 310–321. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1978-3>
56. *Pejman A., Gholamrez Nabi B., Saeedi M., Baghvan-da A.* A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study // *Ecological Indicators*. 2015. V. 58. P. 365–373. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012>
57. *Semenkov I.N., Krupskaya V.V., Chernov M.S., Kazinskiy M.T., Sokolov V.N., Klink G.V., Lebedeva M.P., Dorzhieva O.V., Zavadskaya A.V.* The variability of soils and vegetation of hydrothermal fields in the

- Valley of Geysers at Kamchatka Peninsula // Scientific Reports. 2021. V. 11(1). P. 11077.
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-90712-7>
58. Shevyrev S., Carranza E.J.M. Application of maximum entropy for mineral prospectivity mapping in heavily vegetated areas of Greater Kurile Chain with Landsat 8 data // Ore Geology Rev. 2022. V. 142(5).
<https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2022.104758>
 59. Skerlep M., Nehzati S., Johansson U., Kleja D.B., Persson P., Kritzbeg E.S. Spruce forest afforestation leading to increased Fe mobilization from soils // Biogeochemistry. 2022. V. 157(3). P. 273–290.
<https://doi.org/10.1007/s10533-021-00874-9E>
 60. Slessarev E.W., Lin Y., Bingham N.L., Johnson J.E., Dai Y., Schinel J.P., Chadwick O.A. Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale // Nature. 2016. V. 540. P. 567–569.
<https://doi.org/10.1038/nature20139>
 61. Takeda A., Kimura K., Yamasaki S. Analysis of 57 elements in Japanese soils, with special reference to soil group and agricultural use // Geoderma. 2004. V. 119(3–4). P. 291–307.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.006>
 62. Valk A.G. Mineral Cycling in Coastal Fore-dune Plant Communities in Cape Hatteras National Seashore // Ecology. 1974. V. 55(6). P. 1349–1358.
<https://doi.org/10.2307/1935462>
 63. Vodyanitskii Yu.N. Standards for the contents of heavy metals in soils of some states // Annals of Agrarian Science. 2016. V. 14(3). P. 257–263.
<https://doi.org/10.1016/j.aasci.2016.08.011>
 64. Zakhariikhina L.V., Litvinenko Y.S. Volcanism and geochemistry of the soil and plant cover in Kamchatka. Part 2. The formation of the elemental composition of volcanic soils under cold humid conditions // J. Volcanolog. Seismol. 2019. V. 13. P. 149–156.
<https://doi.org/10.1134/S0742046319030072>

Metals in Soils of the South Kuril Islands

M. G. Opekunova^{1, *}, A. Yu. Opekunov¹, S. Yu. Kukushkin¹,
 S. A. Lisenkov¹, A. R. Nikulina¹, I. Yu. Arestova¹, and V. V. Somov¹

¹Saint-Petersburg State University, Saint-Petersburg, 199178 Russia

*e-mail: m.opekunova@mail.ru

The chemical composition of the volcanic soils of the southern Kuril Islands (Iturup, Kunashir, Shikotan), which are affected mainly by ash falls of the main composition during volcanic eruptions, has been studied. The total content of metals (K, Ca, Mg, Na, Ba, Cu, Co, Cd, Cr, Fe, Mo, Ni, Pb, Sc, Sr, V, Zn) and the concentrations of their mobile forms extracted by an ammonium acetate buffer at pH 4.8 were determined. Concentrations of Sc, V, Fe, Zn is 1.5–5 times higher, and the content of Cr, Ni, Sr, Ba is 2–10 times lower than clarks values. Soils are characterized by a contrasting pH distribution of 3.75–7.81, which determines the lability of metals. The maximum activity of radial and lateral migration is noted at low values of the acid-base index, leading to a sharp differentiation of the chemical composition of the genetic soil horizons in various catenary positions, the coefficients of radial and lateral migration can increase to 12 and 29, respectively. The results of factor analysis showed the leading role of soil-forming rocks in the formation of the chemical composition of soils (about 63% of the sample variance); the processes of humus formation, transformation of mineral and organic substances in soils, and hydrothermal activity have a lesser influence. Soils formed on the middle and basic rocks of the Cenozoic volcanic sequence are characterized by Ca–Mg–Na paragenetic associativity, liparite-dacite complex – Ba–K–Pb–Mo, gabbroid – Ni–Cr–Cu, psammite – V–Sc–Fe–Co. Paragenesis Mo–Pb is typical for sites of modern hydrothermal activity. The influence of placer formation processes on the chemical composition of soils in the coastal areas of the Iturup and Shikotan islands is shown. The distribution of mobile forms is associated with chelation processes, geochemical barriers of acid-base, sorption and redox types. Local soil pollution has been identified, mainly due to the operation of motor vehicles. On the territory of the settlements of Krabozavodskoye and Yuzhno-Kurilsk, there is an increase in the concentration of Ba, Sr and K associated with the activities of fish processing plants, in Kurilsk – Cr, Ni, Cu, Co, Zn and Pb, the source of which is the repair base. The calculated soil toxicity probability index (MERMQ), as well as the results of biotesting for *Daphnia magna* Straus. and *Chlorella vulgaris* Beijer showed low soil toxicity. This is explained by the low population density and low degree of economic development of the islands.

Keywords: soil geochemistry, total content and mobile forms of metals, associativity, toxicity, layered-ochre soils, Vitric Andosols

ЭКОСИСТЕМНЫЕ ЗАПАСЫ УГЛЕРОДА ПРИ РАЗНЫХ ТИПАХ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ НА ЖЕЛЕЗИСТО-МЕТАМОРФИЧЕСКИХ ПОЧВАХ ЮЖНОЙ КАРЕЛИИ

© 2024 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 03.04.2024 г.

После доработки 16.05.2024 г.

Принята к публикации 17.05.2024 г.

Исследовали железисто-метаморфические почвы нормального увлажнения в средне-таежной подзоне Карелии. Изучили 100-летний сосняк в качестве контроля, пашню, сенокос, а также 15- и 75-летний сосняки естественного лесовозобновления на бывших сельскохозяйственных угодьях. Анализировали влияние разных типов землепользования на морфологическое строение почв и основные химические и микробиологические показатели верхних горизонтов. Изучили запасы органического углерода ($C_{\text{орг}}$) и углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) почв в метровом слое и структуру углеродных пулов участков. В почвах наблюдался равномерно-аккумулятивный тип распределения углерода и близкие значения соотношения C/N (16–18) на всех участках. Для почв характерно слабое естественное плодородие и низкие агрохимические показатели, которые значительно улучшаются при аграрном освоении. На пашне отмечено наибольшее содержание $C_{\text{орг}}$ (4.9%) и $N_{\text{общ}}$ (0.3%) при низкой плотности сложения и нейтральном pH. В почве молодого леса зафиксировано наибольшее содержание $C_{\text{мик}}$ (419 мг С/кг), на участках пашни и сенокоса оно составляет 209–211 мг С/кг и минимально в почвах зрелых лесов (144–175 мг С/кг). На исследованных землепользованиях запасы $C_{\text{мик}}$ в слое почвы 0–100 см находятся в пределах 76.5–132.4 г С/м², в почвах лесов запасы $C_{\text{мик}}$ подстилки составляют 12.7–27.4 г С/м². Запасы $C_{\text{орг}}$ почвы в метровом слое максимальны на пашне и составляют 272 т С/га, и уменьшаются в ряду сенокос – спелый лес от 98 до 39 т С/га. Общие экосистемные запасы углерода максимальны на пашне (275 т С/га), что превышает запасы в зрелых лесах – 206–221 т С/га. Запасы $C_{\text{орг}}$ на сенокосе и в молодом лесу составляют 105–115 т С/га.

Ключевые слова: почвенные функции, органический углерод почвы, углерод микробной биомассы, железисто-метаморфические почвы

DOI: 10.31857/S0032180X24100026, **EDN:** JYDBIQ

ВВЕДЕНИЕ

Органический углерод почвы является важнейшим компонентом глобального углеродного цикла. Он активно взаимодействует с пулами углерода наземной биоты и атмосферы и превышает их в 2–3 раза [44, 48]. Изменения в запасах углерода растительности и почв происходят естественным образом по мере развития, созревания и деградации экосистем. Однако значительное прямое и косвенное воздействие на растительный покров и запасы углерода в почве оказывает антропогенная

деятельность. Прежде всего, это изменения в землепользовании и составе растительности, нарушающие баланс между накоплением и потерями углерода в экосистемах [40, 52, 53]. Несмотря на множество полевых исследований, существуют значительные разногласия относительно направления и масштабов изменений в запасах почвенного углерода в зависимости от землепользования. Встречается представление, что в мировом масштабе перевод лесов в сельскохозяйственные угодья истощает запасы почвенного углерода, в то время как лесовосстановление способствует его

накоплению [26, 27, 31]. В то же время получены данные о том, что разумное земледелие и применение лучших практик управления в сельском хозяйстве может в долгосрочной перспективе увеличить запасы почвенного углерода. Долговременная фиксация углерода в почвах повышает их плодородие и увеличивает урожайность культур, а также борется с климатическими изменениями [37, 39].

В связи с ростом населения и увеличением потребностей в продуктах питания нагрузки на сельскохозяйственные почвы будут возрастать. Высокий спрос может быть удовлетворен как за счет расширения пахотных угодий, так и с помощью интенсификации сельскохозяйственного производства и повышения урожайности [43]. Интенсификация может служить защитой природных экосистем от перевода их в аграрный сектор, поскольку расширение площадей пахотных угодий связано со значительными социальными и экологическими издержками. Оно ведет к сокращению ареалов и биоразнообразия естественных биоценозов, а также к утрате предоставляемых ими экосистемных услуг [29]. Сельскохозяйственные почвы с низким плодородием имеют потенциал связывания углерода при должных методах управления. Существуют исторические примеры высокоплодородных искусственных почв с увеличенным содержанием органического вещества, которые обычно создавались на месте бедных сильновыветрившихся или песчаных почв. Это почвы типа Terra Preta в Южной Америке, Западной Африке и Австралии, Plaggen и Dark Earth в Европе [28, 30, 45–47].

Исследования экосистемных запасов углерода различных землепользований в средне-таежной подзоне Карелии на почвах различного генезиса показали существенное влияние сельскохозяйственных практик на динамику накопления и распределения $C_{орг}$ [10–12]. В данной работе по принятой ранее схеме проведены исследования на почвах, развитых на продуктах выветривания малиновых кварцитов и кварцито-песчаников. Месторождение данных красноцветных пород расположено на берегу Шокшинской губы Онежского озера в юго-западном Прионежье. Малиновые кварциты приурочены к шокшинской свите вепсия и залегают над серыми песчаниками петрозаводской свиты. Шокшинская свита достигает мощности 1000 м и имеет трехчленное строение [7]. Время формирования песчаного материала, слагающего шокшинскую свиту, оценивается в 1.91–1.75 млрд лет. Кварциты и кварцито-песчаники сформированы за счет накопления продуктов разрушения кристаллических комплексов позднеархейского и раннепротерозойского возраста. Для пород характерен кварцевый состав обломочного материала и широкая фациальная изменчивость [20, 35]. Основу минерального состава малиновых кварцитов составляет кварц (94–96%) с примесями халцедона

(2–3%), серицита (0.5–1.0%) и оксидов железа (до 0.5%). Структура кварцитов тонко- и мелкозернистая, она обусловлена рекристаллизацией более мелких зерен в условиях высокотемпературного метаморфизма. Средний размер зерен кварца составляет около 0.3 мм, при этом отдельные песчинки окружены тонкой пленкой оксида железа (гематита), имеющего биогенную природу. В шокшинских кварцитах обнаружены бактериальные остатки, участвовавшие в формировании гематитового пигмента, которые морфологически схожи с современными железобактериями [1, 21].

Цель работы – исследование влияния разных типов землепользования на структуру углеродных пулов участков, морфологическое строение профиля, химические свойства и функции почв, сформированных на продуктах выветривания малиновых кварцитов и кварцито-песчаников.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследование проводили в пределах Шокшинской гряды в окрестностях пос. Шокша Прионежского района Карелии. Участок расположен в Южном приозерном агроклиматическом районе, характеризуется средней температурой января –10°C, июля +16°C и безморозным периодом 120–130 дней. Сумма эффективных температур за вегетационный период составляет 1500°C при 650 мм осадков в год [2]. Район исследования находится на южной границе средне-таежной подзоны зеленомошных хвойных лесов и отличается разнообразием видового состава напочвенного покрова, наличием редких и неморальных видов [22].

Рельеф территории представляет собой моренную холмистую равнину, пересеченную денудационно-тектоническими грядами. Шокшинская гряда сложена кварцитами и диабазами и является цепью возвышенностей высотой 90–120 м с плоскими вершинами и пологими склонами. Почвообразование в окрестностях пос. Шокша идет на продуктах разрушения малиновых кварцитов и кварцито-песчаников, представленных мореной и связанными с ней водно-ледниковыми и озерно-ледниковыми песками и супесями, реже суглинками [17]. На данных отложениях развиваются красноцветные железисто-метаморфические почвы со слабодифференцированным профилем (Cambisols).

Ключевые участки (табл. 1) выбирали на возвышенных элементах рельефа с песчаными почвами нормального увлажнения. Пашня находится в длительном сельскохозяйственном использовании. Участок сенокоса представлен разнотравно-злаковым лугом с нерегулярным сенокосением. Молодой лес произрастает на заброшенном сенокосе или пастбище, а средневозрастной лес представляет участок естественного лесовозобновления на

бывшей пашне. Спелый лес произрастает на территории, не подвергавшейся земледельческому освоению.

Экосистемные запасы углерода определяли в пяти пулах: надземная фитомасса (древостой и напочвенный покров); подземная фитомасса; дубрис – сухостой и валеж; лесная подстилка; углерод почвы в слое 0–100 см. На каждом ключевом участке проводили геоботаническое описание растительности на площадках 20 × 20 м. Запасы напочвенной растительности определяли методом укосов на 30 площадках размером 30 × 30 см. Для расчета запасов фитомассы картофеля использовали средние многолетние данные по урожайности Федеральной службы государственной статистики. Запас фитомассы древостоя рассчитывали на основании таксационных измерений по ОСТ 56-69-83 и показателей плотности древесины. Запасы фитомассы распределяли по отдельным фракциям и пересчитывали в запасы углерода с использованием коэффициента 0.5 для древесных фракций и хвои, и 0.45 для листьев и трав.

На каждом участке закладывали почвенный разрез, проводили морфологическое описание и определяли классификационную принадлежность [16, 50]. Из генетических горизонтов отобра-

ли образцы в трехкратной повторности для определения обменной кислотности (pH_{KCl}), содержания органического углерода ($C_{орг}$) и углерода микробной биомассы ($C_{мик}$), а также плотности сложения (ρ) весовым методом. Для расчета запасов органического и микробного углерода в подстилках на лесных участках исследовали образцы подстилки в шестикратной повторности. На каждом участке в верхних минеральных горизонтах почв отобрали образцы для анализа вариабельности общих агрохимических свойств и микробиологической активности. Помимо вышеперечисленных анализов в почвах определяли содержание общего азота ($N_{общ}$) по Кьельдалю, подвижного фосфора (P_2O_5) и калия (K_2O) по Кирсанову, сумму обменных оснований (S) по Каппену–Гильковицу, соотношение C/N . Изучали долю углерода микробной биомассы в органическом углероде почвы $C_{мик}/C_{орг}$. Микробный метаболический коэффициент QR рассчитывали как отношение базального дыхания к субстрат-индуцированному.

Углерод микробной биомассы определяли методом субстрат-индуцированного дыхания, которое оценивали по скорости начального максимального дыхания микроорганизмов после обогащения

Таблица 1. Характеристика участков

Рельеф, координаты	Землепользование	Растительность	Почва
Средняя часть пологого склона 61°26'48.4" N 35°03'04.7" E	Пашня, частный надел, внесение органических удобрений	Картофель	Агрозем железисто-метаморфический типичный Pretic Cambisol (Aric)
Верхняя часть пологого склона 61°26'28.8" N 35°03'31.8" E	Сенокос, сенокосение нерегулярное	Луг злаково-разнотравный с преобладанием пырея ползучего (<i>Elytrigia repens</i> L.), ежи сборной (<i>Dactylis glomerata</i> L.), подмаренника мягкого (<i>Galium mollugo</i> L.) и льнянки обыкновенной (<i>Linaria vulgaris</i> Mill.)	Агрозем железисто-метаморфический типичный Umbric Cambisol
Верхняя часть пологого склона 61°27'10.5" N 35°03'25.3" E	15-летний лес молодой древостой, I класс бонитета	Сосняк злаково-разнотравный, в напочвенном покрове доминируют луговик извилистый (<i>Deschampsia flexuosa</i> L.) и тимopheевка луговая (<i>Phleum pratense</i> L.)	Ржавозем типичный Skeletic Umbric Cambisol
Пологий участок в средней части крутого склона 61°27'18.7" N 35°02'58.8" E	75-летний лес средневозрастный древостой, I класс бонитета	Сосняк разнотравно-кустарничковый, в напочвенном покрове преобладают луговик извилистый (<i>Deschampsia flexuosa</i> L.), черника обыкновенная (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) и брусника обыкновенная (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)	Органо-ржавозем иллювиально-гумусированный Chromic Cambisol (Sombric)
Плоский выровненный участок 61°28'06.4" N 35°02'10.8" E	100-летний лес спелый древостой, II класс бонитета	Сосняк чернично-брусничный, в напочвенном покрове преобладают черника обыкновенная (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) и брусника обыкновенная (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)	Органо-ржавозем иллювиально-гумусированный Chromic Cambisol (Sombric, Raptic)

почвы глюкозой и инкубации в течение 1.5–2 ч при температуре 22°C.

Запасы органического углерода в почве рассчитывали по 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, %.

При статистической обработке данных применяли однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA) с апостериорным анализом по критерию Тьюки для анализа различий средних значений в исследованных показателях. В таблицах и диаграммах приведены средние значения $\pm$ ошибка среднего, значимые различия (при $p \leq 0.05$) обозначены разными буквами. Статистическую обработку данных проводили в программах Microsoft Excel и PAST Statistics.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Морфология профиля. Исследованные почвы сформированы на красноцветных моренных и озерно-ледниковых песках и супесях, имеют мелко- и среднезернистый песчаный гранулометрический состав и слабодифференцированный профиль. Верхние горизонты почв имеют мелкокомковатую, либо мелкоглыбистую структуру. На всех участках, за исключением 75-летнего леса, почвы в нижней части профиля содержат значительное количество камней. Почва пашни диагностирована как агрозем железисто-метаморфический типичный (Pretic Cambisol). Агрогумусовый горизонт мощный (около 50 см), темноокрашенный, 10YR 3/2–3/3 по шкале Манселла [38]. Горизонт Р подразделяется на два подгоризонта по плотности и включает большое количество угольков (рис. 1). Далее располагается уплотненный железисто-метаморфический горизонт BFM около 20 см, постепенно переходящий в породу. Почва сенокоса имеет сходное строение с почвой пашни, мощность горизонта Р около 40 см с темно-бурой окраской (7.5YR 3/4), в верхней части развитая дернина. Уплотненный горизонт BFM около 20 см плавно переходит в породу. Почва диагностирована как агрозем железисто-метаморфический типичный (Umbric Cambisol). На участке 15-летнего леса почва представлена ржавоземом типичным (Skeletal Umbric Cambisol). Рыхлый серогумусовый горизонт AY мощностью около 13 см подстилается плотным мощным горизонтом BFM, постепенно переходящим в породу. Над серогумусовым горизонтом сформирована оторфованная лесная подстилка до 2 см. На участках леса 75 и 100 лет почвенный профиль имеет схожее строение. Непосредственно под мощной лесной подстилкой верхняя часть

железисто-метаморфических горизонтов имеет более темную окраску за счет мигрирующего органического вещества, что позволяет выделить маломощные горизонты BFMhi. В зрелых лесах железисто-метаморфические горизонты BFM мощные и яркоокрашенные, они имеют тона окраски 10R 4/6–5/6 по шкале Манселла и слабо заметный переход в породу. Почвы диагностированы как органо-ржавоземы иллювиально-гумусированные (Chromic Cambisol (Sombric)). В почве 100-летнего леса присутствует выраженная двучленность профиля (Raptic).

Агрофизические и агрохимические показатели почв. В исследованных почвах наименьшие показатели плотности сложения в верхних горизонтах отмечены на пашне (1.16 г/см³), а также в молодом лесу (1.19 г/см³) (рис. 2, табл. 2). На других землях плотность достигает 1.33–1.37 г/см³. Плотность почв плавно возрастает с глубиной и достигает значений 1.5–1.6 г/см³ на всех участках. Почвы в лесах сильноокислые, кислотность возрастает в ряду молодой — средневозрастной — спелый лес с 4.1 до 3.3 ед. pH. Для сенокоса характерна среднекислая реакция (pH_{KCl} 4.9), а для пашни — нейтральная (pH_{KCl} 6.5). Показатели pH незначительно меняются с глубиной, но для всех участков отмечено уменьшение кислотности в средней части профиля почв.

Распределение органического углерода в профилях почв имеет равномерно аккумулятивный характер и различается лишь содержанием $C_{орг}$. Содержание углерода в верхних минеральных горизонтах почв максимально на пашне (4.9%), снижается под сенокосом и 15-летним лесом до 2.2–2.3%, в 75-летнем лесу до 1.1%, и минимально

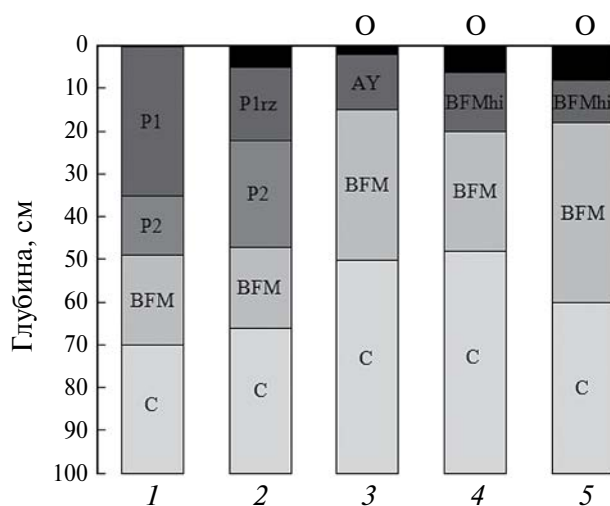


Рис. 1. Схематическое строение почвенных профилей: 1 — пашня; 2 — сенокос; 3 — лес, 15 лет; 4 — лес, 75 лет; 5 — лес, 100 лет.

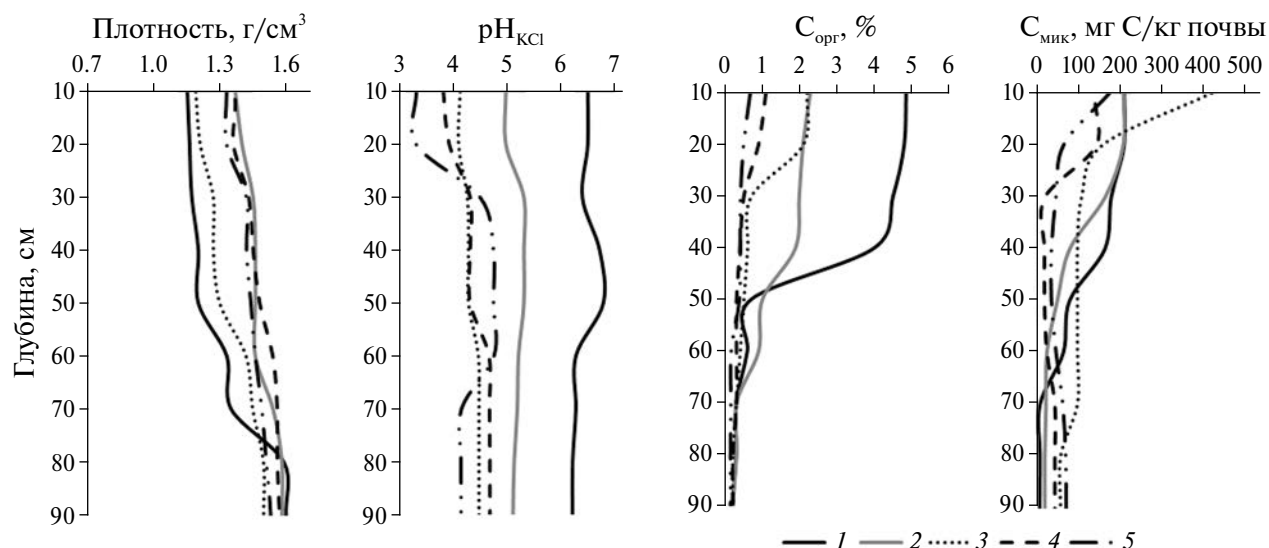


Рис. 2. Изменение почвенных свойств по профилю (среднее, $n = 3$): 1 – пашня; 2 – сенокос; 3 – лес, 15 лет; 4 – лес, 75 лет; 5 – лес, 100 лет.

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

Показатель	Пашня	Сенокос	Лес		
			15 лет	75 лет	100 лет
Горизонт	Р	Р	АУ	BFMhi	BFMhi
Глубина, см	5–20	5–22	3–15	7–20	10–18
ρ , г/см ³	1.16 ± 0.04 a	1.37 ± 0.05 b	1.19 ± 0.07 ab	1.36 ± 0.03 b	1.33 ± 0.03 ab
pH_{KCl}	6.50 ± 0.04 a	4.97 ± 0.34 b	4.13 ± 0.03 c	3.77 ± 0.09 cd	3.32 ± 0.07 d
P_2O_5 , мг/кг	1342.5 ± 39.4 a	521.3 ± 56.6 b	64.8 ± 13.0 c	95.9 ± 7.5 c	4.8 ± 1.2 d
K_2O , мг/кг	406.6 ± 37.3 a	100.6 ± 16.4 b	67.6 ± 9.0 b	19.5 ± 1.8 bc	9.3 ± 0.5 cd
S , смоль(экв)/кг	27.87 ± 0.75 a	5.44 ± 0.71 b	2.44 ± 0.28 c	0.38 ± 0.07 cd	0.25 ± 0.01 d
$C_{орг}$, %	4.85 ± 0.13 a	2.30 ± 0.18 b	2.23 ± 0.14 b	1.13 ± 1.13 c	0.68 ± 0.18 c
$N_{общ}$, %	0.32 ± 0.01 a	0.15 ± 0.01 b	0.15 ± 0.01 b	0.08 ± 0.01 c	0.04 ± 0.01 d
C/N	17.8 ± 0.17 a	18.4 ± 0.69 a	17.8 ± 0.82 a	16.3 ± 1.10 a	17.9 ± 3.35 a
$C_{мик}$, мг С/кг	211.3 ± 25.0 a	208.5 ± 23.9 a	418.6 ± 35.5 b	144.4 ± 19.1 a	175.4 ± 25.5 a
$C_{мик}/C_{орг}$, %	0.43 ± 0.05 a	0.92 ± 0.07 ab	1.87 ± 0.11 c	1.32 ± 0.08 cb	2.62 ± 0.30 d
QR	0.43 ± 0.02 ab	0.41 ± 0.02 ab	0.47 ± 0.05 a	0.39 ± 0.04 ab	0.31 ± 0.05 b

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

в 100-летнем лесу (0.7%). Содержание общего азота в верхних горизонтах имеет похожую тенденцию. Максимальное содержание на пашне (0.32%), в почве сенокоса и молодого леса – 0.15%, в средневозрастном и спелом лесах зафиксированы низкие значения показателя – 0.08 и 0.04% соответственно.

В исследованных почвах независимо от типа землепользования зафиксированы близкие значения соотношения C/N в верхних минеральных горизонтах почв в пределах 16.3–18.4.

Для показателей доступного фосфора и калия характерны большие колебания значений.

Содержание P_2O_5 очень высокое в почве пашни (1343 мг/кг) и сенокоса (521 мг/кг), на участках 15-летнего и 75-летнего лесов составляет 65–96 мг/кг, и в 100-летнем лесу около 5 мг/кг. Содержание K_2O максимально на пашне (407 мг/кг), снижается до 101 мг/кг на сенокосе и до 68 мг/кг в молодом лесу. Минимальное содержание калия зафиксировано в средневозрастном (20 мг/кг) и спелом лесах (9 мг/кг). Сумма обменных оснований (S) максимальна в почве пашни (28 смоль(экв)/кг), гораздо меньше она на участках сенокоса и молодого леса (2–5 смоль(экв)/кг) и минимальна в почве средневозрастного и спелого лесов (0.3–0.4 смоль(экв)/кг).

Микробиологические показатели почв. Распределение углерода микробной биомассы по профилю почв имеет равномерно аккумулятивный характер аналогично органическому углероду. На участках пашни, сенокоса и молодого леса содержание $C_{мик}$ плавно уменьшается с глубиной. На участках зрелых лесов показатели содержания углерода микробной биомассы достигают минимума в средней части профиля, а затем увеличиваются. В верхних горизонтах почв содержание $C_{мик}$ максимально под 15-летним лесом (419 мг С/кг). В почве пашни и сенокоса показатели близки и составляют 208–211 мг С/кг, а в зрелых лесах содержание $C_{мик}$ снижается до 144–175 мг С/кг. Доля $C_{мик}$ в общем $C_{орг}$ минимальна в почве пашни (0.43%) и сенокоса

(0.92%), возрастает в почвах 15-летнего (1.87%) и 75-летнего (1.32%) лесов, и максимальна на участке 100-летнего леса (2.62%). Микробный метаболический коэффициент QR максимален на участках молодого леса (0.47), пашни (0.43) и сенокоса (0.41). В почвах зрелых лесов значение показателя снижается до 0.31–0.39.

Анализ структуры запасов углерода землепользований. Запасы органического углерода почвы в слое 0–100 см на исследованных землепользованиях колеблются в широких пределах (рис. 3а). На пашне запасы $C_{орг}$ максимальны и составляют 272 т С/га, на участке сенокоса – 98 т С/га. В молодом и средневозрастном лесах запасы углерода почвы составляют 63–65 т С/га, и минимальны в спелом лесу – 39 т С/га. Вклад верхних 50 см в запасы углерода почвы максимален на участке пашни (92%) и 15-летнего леса (82%). В слое почвы 0–50 см сенокоса сосредоточено 78% углерода, а в зрелых лесах 64–69%. Запасы $C_{орг}$ в лесной подстилке возрастают в ряду 15-летний (6.6 т С/га), 75-летний (19.4 т С/га) и 100-летний (21.4 т С/га) лес. Запасы $C_{орг}$ в подстилке в процентном соотношении к запасам $C_{орг}$ почвы составляют в молодом лесу 11%, в средневозрастном – 30%, а в спелом – 55%. На лесных участках наибольший суммарный запас углерода почвы и подстилки зафиксирован в 75-летнем лесу (84.1 т С/га) и несколько ниже

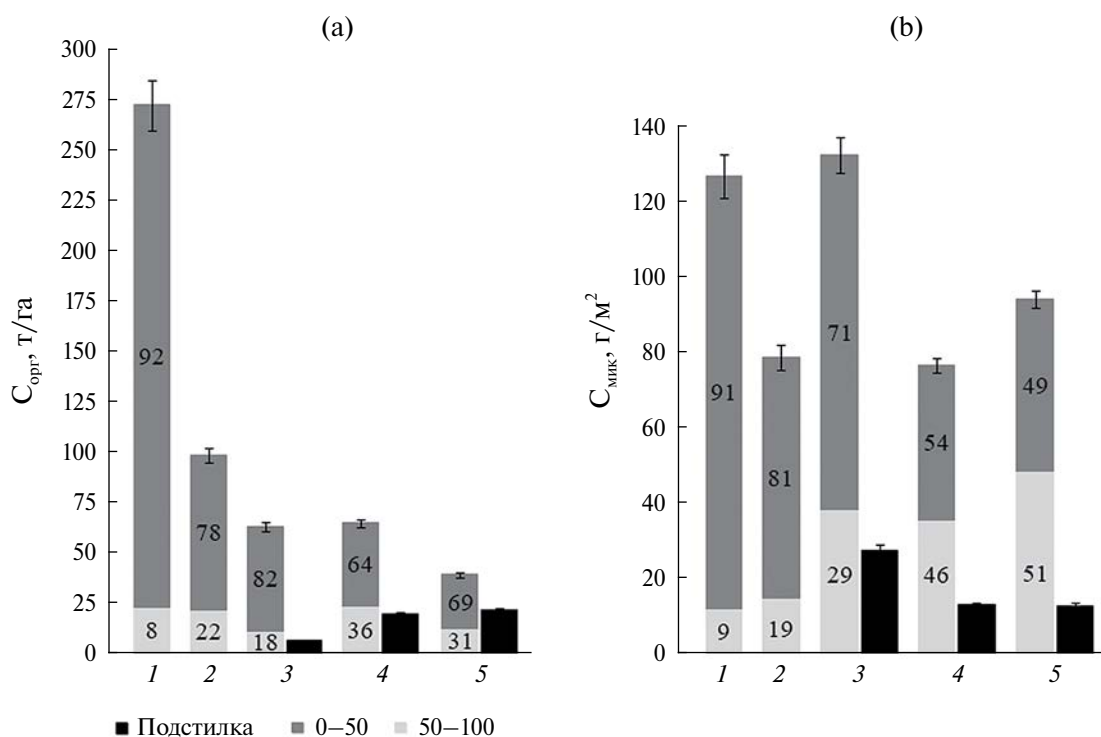


Рис. 3. Вклад разных слоев (%) и общие запасы органического углерода (а) и углерода микробной биомассы (б) в почве ($n = 3$) и подстилке ($n = 6$).

в 15-летнем (69.5 т С/га) и 100-летнем (60.4 т С/га) лесах.

Запасы углерода микробной биомассы в слое почвы 0–100 см максимальны на участке 15-летнего леса (132.4 г С/м²) и пашни (126.8 г С/м²) (рис. 3b). Несколько меньше запасы С_{мик} в почве 100-летнего леса (93.9 г С/м²). На участках сенокоса и 75-летнего леса запасы С_{мик} составляют 76.5–78.6 г С/м². На участках пашни, сенокоса и молодого леса большая часть запасов углерода микробной биомассы сосредоточена в слое почвы 0–50 см (71–91%). В зрелых лесах вклад верхних 50 см почвы в запасы С_{мик} значительно меньше и составляет 49–54%. Запасы С_{мик} в лесных подстилках составляют 27.4 г С/м² в молодом лесу, и 12.7–12.8 г С/м² в зрелых лесах. На лесных участках запасы С_{мик} в подстилке в процентном соотношении к запасам С_{мик} почвы невелики и составляют 21% в 15-летнем, 17% в 75-летнем и 14% в 100-летнем лесах. Суммарные запасы углерода микробной биомассы почвы и подстилки максимальны на участке молодого леса (159.8 г С/м²), и значительно меньше в спелом (106.6 г С/м²) и средневозрастном (89.3 г С/м²) лесах.

Наибольшие запасы углерода в фитомассе напочвенной растительности отмечены на сенокосе (6.4 т С/га), и значительно ниже на пашне (2.5 т С/га) (рис. 4а). На лесных участках данный показатель наименьший и составляет 0.5 т С/га в молодом, и около 1 т С/га в зрелых лесах. На всех землепользованиях вклад подземной фитомассы в запасы углерода напочвенной растительности составляет 56–64%, кроме спелого леса, где надземная фитомасса превалирует, и эта доля составляет 40%. В лесах отмечена линейная зависимость запасов углерода древесной растительности от возраста древостоя (рис. 4б). Запасы углерода в древесной фитомассе увеличиваются в ряду 15-летний (44.6 т С/га) – 75-летний (119.6 т С/га) – 100-летний (154.4 т С/га) лес. Доля надземной фитомассы древесной растительности доминирует над подземной и составляет 80–86%. Запасы углерода в

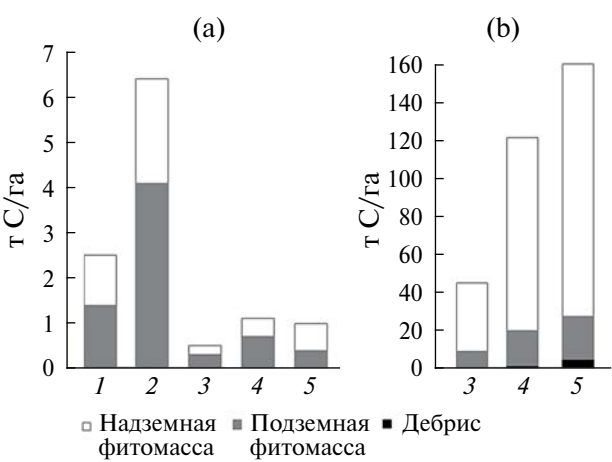


Рис. 4. Структура запасов углерода фитомассы напочвенной (а) и древесной (б) растительности.

дебрисе невелики, возрастают пропорционально древесной фитомассе и составляют 0.1 т С/га в молодом, 1.5 т С/га в средневозрастном и 5.1 т С/га в спелом лесах. Мертвые органические остатки составляют очень небольшую долю от углерода древостоя, на них приходится 0.3% в 15-летнем, 1.2% в 75-летнем и 3.3% в 100-летнем лесах.

Общие экосистемные запасы углерода (табл. 3) максимальны на пашне (274.8 т С/га), они значительно превышают запасы в спелом (220.9 т С/га) и средневозрастном (206.3 т С/га) лесах. Запасы углерода на сенокосе и в молодом лесу близки – 104.8 и 114.7 т С/га соответственно. В исследованном ряду землепользований доля углерода почвы уменьшается от пашни к спелому лесу и составляет на пашне 99%, на сенокосе 94%, в 15-летнем лесу – 55%, в 75-летнем лесу – 31%, и в 100-летнем лесу – 18%. В молодом лесу доля углерода надземной фитомассы в общих запасах составляет 31%. В зрелых лесных экосистемах данный пул является преобладающим – от 49 до 60%. Доля подземной фитомассы невелика на сельскохозяйственных землепользованиях (0.5–4%) и последовательно увеличивается в

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

Пул, участок	Пашня	Сенокос	Лес		
			15 лет	75 лет	100 лет
Надземная фитомасса	1.1/0.5	2.3/2	35.8/31	101.5/49	132.7/60
Подземная фитомасса	1.4/0.5	4.1/4	9.3/8	19.2/9	22.7/10
Дебрис	—	—	0.1/0.2	1.5/2	5.1/2
Подстилка	—	—	6.6/5.8	19.4/9	21.4/10
Почва, 0–100 см	272.3/99	98.4/94	62.9/55	64.7/31	39.0/18
Сумма	274.8/100	104.8/100	114.7/100	206.3/100	220.9/100

ряду молодой — спелый лес от 8 до 10%. Доля мертвого органического вещества дебриса и подстилки увеличивается с 6% в 15-летнем лесу до 11–12% в зрелых лесах.

ОБСУЖДЕНИЕ

В исследованных почвах особенности почвообразовательных процессов обусловлены железосодержащими красноцветными породами — локальной мореной и связанными с ней песчаными отложениями. В отличие от других красноцветных почв, распространенных в таежной зоне Европейской России [5, 6, 19], представленные почвы изучены недостаточно. Основным процессом в современной эволюции данных почв является превращение и перераспределение оксидов и гидроксидов железа. Может обнаруживаться слабая тенденция к элювиально-иллювиальному переносу без морфологически выраженного оподзоливания [17]. Гематит ($\alpha\text{Fe}_2\text{O}_3$), обладающий высокой пигментирующей способностью [8], определяет цвет пород и почв. На участках 75-летнего и 100-летнего лесов под сосняками были диагностированы органо-ржавоземы иллювиально-гумусированные, характерные для таежной зоны востока Европейской России и Сибири [14, 16]. В почвах сформированы мощные железисто-метаморфические горизонты с типичной для горизонтов BFM равномерной яркой окраской красноватых тонов [18], в верхней части которых наблюдается миграция органического вещества лесной подстилки. В профиле почвы 75-летнего леса отсутствуют морфологические признаки агрогенной трансформации, обычно обнаруживаемые в постагрогенных лесах данного возраста [10–12]. Возможно, отсутствие листовых пород в составе древостоя и легкий гранулометрический состав почвы способствует ускорению процессов реградации [24, 32]. При этом на участке 15-летнего леса в профиле выделен хорошо выраженный горизонт АУ небольшой мощности. При земледельческом освоении почв на участках пашни и сенокоса формируются идентичные агрозоны железисто-метаморфические с развитыми агрогумусовыми горизонтами. На пашне горизонт Р имеет качественно отличный состав, он сформирован при регулярном добавлении органических остатков, навоза и угля, имеет значительно более темную окраску и ряд химических свойств, позволяющих применить для его обозначения квалификатор Pretic [50]. Для почв пашни, сенокоса и молодого леса характерны признаки цветового метаморфизма, побурения (браунификации) почвенного профиля вследствие диспергирования и растворения оксидов и гидроксидов железа [5, 8], чему способствует сельскохозяйственное освоение.

В почвах отмечено довольно ровное распределение плотности сложения и кислотности по

профилю, при этом показатели находятся в пределах характерных для зональных почв [10, 11]. Значительно отличается почва пашни, где зафиксирована наименьшая плотность сложения (обычно на пахотных почвах плотность максимальна), а также нейтральная реакция по всей глубине. В отличие от зональных почв распределение органического углерода в профилях почв имеет равномерно-аккумулятивный характер. В зрелых лесах содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ крайне низкое по всему профилю, что характерно для почв с преобладанием кварца [34]. Сельскохозяйственное освоение вызывает накопление углерода в гумусовых горизонтах, особенно это выражено на пашне. В исследованных почвах содержание углерода микробной биомассы плавно снижается с глубиной в отличие от зональных почв. Легкий гранулометрический состав и аэрация могут способствовать проникновению растворенного органического вещества в глубокие слои, что объясняет особенности распределения $\text{C}_{\text{мик}}$ и $\text{C}_{\text{орг}}$ в данных почвах [36, 51].

Исследованные железисто-метаморфические почвы характеризуются низким естественным плодородием. В верхнем минеральном горизонте почвы 100-летнего леса основные агрохимические параметры близки к показателям изученного ранее подзола иллювиально-железистого [11]. Здесь отмечены наименьшие значения pH и суммы обменных оснований, минимальное содержание подвижного фосфора и калия, а также общего азота и углерода. В 75-летнем лесу, несмотря на морфологическое сходство почвы с контрольным лесом, наблюдается повышенное содержание P_2O_5 и K_2O , а также меньшая кислотность, что является типичными остаточными признаками аграрного использования участка в прошлом [10, 11]. Сельскохозяйственное освоение способствует значительному улучшению агрохимических показателей, а, следовательно, функций продуктивности и депо элементов питания почв, которые постепенно снижаются в ряду пашня — сенокос — молодой лес. Для почвы пашни характерны нейтральная реакция и очень высокое содержание P_2O_5 и K_2O , а также $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{N}_{\text{общ}}$. Существенное улучшение общего плодородия почвы может объясняться применением компоста с древесной золой и углем, который богат углеродом, калием и обменными основаниями. Применение угля в качестве удобрения почв способствует нейтрализации высокой кислотности, увеличению содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ и доступных элементов питания [4, 9]. Для гумусовых горизонтов характерны близкие значения соотношения C/N, похожая тенденция была отмечена в почвах на шунгитовых породах [12]. По-видимому, отсутствие существенного элювиального переноса и легкий гранулометрический состав почв способствует одинаковой скорости минерализации органического вещества при разных типах землепользования.

В верхних минеральных горизонтах почв зрелых лесов отмечено незначительное содержание углерода микробной биомассы, характерное для сосняков на песчаных почвах [23]. На участках пашни и сенокоса содержание $C_{\text{мик}}$ выше за счет высокого содержания органического углерода сельскохозяйственных почв. В почве молодого леса зафиксированы наиболее высокие показатели $C_{\text{мик}}$, отражающие как достаточное постагрогенное содержание $C_{\text{орг}}$, так и поступление большого количества легкогидролизуемого опада [13]. Доля углерода микробной биомассы в общем содержании органического углерода почвы $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ наиболее высока в спелом лесу, снижается во вторичных лесах, и минимально на сенокосе и пашне, что типично для сельскохозяйственных почв лесной зоны. При этом для всех участков характерны низкие значения микробного метаболического коэффициента QR , диагностирующие экологическое благополучие микробиоценозов. В целом, можно отметить, что микробиологическая активность и трансформационная функция исследованных почв не имеет резких колебаний и не сильно зависит от типа землепользования, как в зональных почвах.

Равномерно-аккумулятивное распределение углерода способствует инверсии накопления $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ в слое почв 0–50 см. Накопление углерода в верхней части профиля обычно наблюдается в лесах, в отличие от сельскохозяйственных угодий, где распределение более равномерное [49]. В железисто-метаморфических почвах, напротив, наибольшие запасы органического и микробного углерода в верхней части профиля наблюдаются на сельскохозяйственных угодьях и в молодом лесу, тогда как в зрелых лесах слой 50–100 см обеспечивает более 30% $C_{\text{орг}}$ и до половины запасов $C_{\text{мик}}$. Структура и величина запасов $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ исследованных почв сопоставима с данными показателями в песчаных подзолах [11]. Запасы $C_{\text{орг}}$ почвы в слое 0–100 см максимальны на пашне и уменьшаются в ряду пашня – спелый лес. В почвах лесных экосистем запасы $C_{\text{орг}}$ составляют 39–65 т С/га, а суммарный запас углерода в подстилке и почве лесных землепользований (60–84 т С/га) меньше чем в почве сенокоса (98 т С/га). Максимальные запасы углерода микробной биомассы зафиксированы в почве пашни и молодого леса, на остальных участках запасы близки и несколько ниже. Запасы $C_{\text{мик}}$ в лесной подстилке невелики, по-видимому, из-за преобладания на всех участках хвойного древостоя, опад которого обладает пониженной микробной биомассой по сравнению с лиственными породами [3, 10]. Запасы органического углерода пашни в слое 0–100 см составляют 272 т С/га и превышают запасы $C_{\text{орг}}$ спелого леса в 7 раз. Данное значение является максимальным в серии исследованных минеральных почв нормального увлажнения [10–12]. Известно, что почвы с низким

природным плодородием могут накапливать значительные запасы органического углерода при сельскохозяйственном использовании, вместе с тем накопление происходит не в поверхностных, а в более глубоких слоях [25]. Почва пашни является примером искусственно созданной, благодаря длительному периоду окультуривания, внесению органических удобрений и угля [46, 47]. Данный район Карелии уже с IX–XI вв. был населен народами с высокоразвитой культурой земледелия, здесь несколько столетий ведется интенсивное сельскохозяйственное производство [15]. Наличие в почве минералов гематита и гетита, обладающих большим потенциалом связывания углерода, может способствовать накоплению высоких запасов $C_{\text{орг}}$ [41].

В экосистемных запасах углерода железисто-метаморфических почв прослеживаются тренды, характерные для таежной зоны и отмеченные ранее [10, 11]. В лесных экосистемах растительная фитомасса находится в линейной зависимости от возраста древостоя, она составляет основной пул углерода зрелых лесов (58–70%). Доля связанных с фитомассой пулов мертвого органического вещества дебриса и подстилки возрастает с 6% в молодом до 11–12% в средне- и старовозрастных лесах. Доля почвенного $C_{\text{орг}}$ в общих экосистемных запасах углерода очень высока на сельскохозяйственных землепользованиях (99–94%), уменьшается до 55% в молодом лесу и минимальна под зональной растительностью, составляя 31–18%. Общие экосистемные запасы органического углерода нетипичны для таежной зоны, поскольку минимальны на сенокосе и в молодом лесу, имеют средние значения в зрелых лесах и максимальны на пашне. Высокие запасы $C_{\text{орг}}$ в почве пашни являются примером значительного накопления углерода при длительном сельскохозяйственном использовании и грамотном управлении. Полученные данные подчеркивают важность оценки запасов $C_{\text{орг}}$ глубоких слоев почвы, учитывая их большой потенциал связывания углерода [33, 42]. В исследованных землепользованиях максимальная функция секвестрации углерода отмечена на пашне за счет $C_{\text{орг}}$ почвы и в зрелых лесных экосистемах за счет растительной фитомассы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На красноцветных моренных и озерно-ледниковых песках и супесях Южной Карелии формируются слабодифференцированные железисто-метаморфические почвы, ведущим почвообразующим процессом в которых является превращение и перераспределение оксидов и гидроксидов железа. При изменении землепользования происходит формирование развитых гумусовых горизонтов и побурение (браунификация) почвенного профиля.

Агрогенная трансформация почв приводит к образованию агроземов железисто-метаморфических, представленных на участках пашни и сенокоса. Постагрогенная трансформация профиля под молодым лесом проявляется в виде преобразования агрогумусового горизонта в серогумусовый. Для почв характерна быстрая реграция, поскольку под средневозрастным и спелым лесами сформированы органо-ржавоземы иллювиально-гумусированные с идентичным морфологическим строением. Кварцевый состав почвообразующих пород обуславливает слабое естественное плодородие исследованных почв. В минеральном горизонте почвы 100-летнего леса отмечены самые низкие агрохимические показатели, которые несколько возрастают в почве 75-летнего леса, являясь остаточными признаками аграрного использования участка в прошлом. При сельскохозяйственном освоении происходит значительное улучшение агрохимических свойств почв, а также функций продуктивности и депо элементов питания. Почва пашни характеризуется нейтральной реакцией и очень высоким содержанием углерода и элементов питания, чему способствует применением компоста с древесной золой и углем. Отсутствие естественного элювиального переноса и легкий гранулометрический состав почв способствуют равномерно аккумулятивному типу распределения $C_{\text{мик}}$ и $C_{\text{орг}}$, а также близким значениям соотношения C/N на всех участках. Тип землепользования незначительно влияет на трансформационную функцию железисто-метаморфических почв в отличие от зональных. Почвы пашни, сенокоса и молодого леса отличаются как высоким содержанием, так и запасами $C_{\text{мик}}$ углерода микробной биомассы. Для всех почв зафиксированы низкие значения микробного метаболического коэффициента QR , при этом доля $C_{\text{мик}}$ в $C_{\text{орг}}$ выше в лесных экосистемах. Преобладание в лесах хвойного опада обуславливает небольшие запасы $C_{\text{мик}}$ в лесной подстилке. Запасы $C_{\text{орг}}$ почвы пашни максимальны и составляют 272 т С/га благодаря длительному периоду окультуривания. На сенокосе запасы $C_{\text{орг}}$ почвы — 98 т С/га, при этом суммарный запас углерода в подстилке и почве лесных землепользований ниже и составляет 60–84 т С/га. Доля почвенного $C_{\text{орг}}$ в общих экосистемных запасах углерода традиционно высока на сельскохозяйственных землепользованиях (99–94%), уменьшается до 55% в молодом лесу и минимальна под зональной растительностью, составляя 31–18%. Общие экосистемные запасы углерода максимальны на пашне, уменьшаются в зрелых лесах и минимальны на сенокосе и в молодом лесу. Основной пул углерода зрелых лесов составляет растительная фитомасса (58–70%), доля связанных с ней пулов мертвого органического вещества дебриса и подстилки возрастает с 6% в молодом до 11–12% в зрелых лесах. Максимальная

функция секвестрации углерода отмечена на пашне за счет $C_{\text{орг}}$ почвы и в зрелых лесных экосистемах за счет растительной фитомассы.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность Т.В. Богдановой, Н.Н. Ивашовой, 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 на научном оборудовании Центра коллективного пользования ФИЦ “Карельский научный центр РАН”.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Астафьева М.М., Фелицын С.Б., Алфимова Н.А. Бактериальные остатки в нижнепротерозойских красноцветных кварцитах // Палеонтологический журнал. 2021. № 4. С. 94–102. <https://doi.org/10.31857/S0031031X21040024>
2. Атлас Карельской АССР / Под ред. Дурова А.Г. М.: ГУГК СССР, 1989. 40 с.
3. Богородская А.В., Шишикин А.С. Динамика микробной биомассы, ее структура и функциональная активность в почвах при лесовозобновлении на вырубках пихтарников Енисейского края // Почвоведение. 2020. № 1. С. 119–130. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010050>
4. Бургхардт В., Хайнц Д., Хоке Н. Показатели почвенного плодородия и запасы органического углерода в почвах овощных грядок и окружающих полей в центре городского промышленного региона Рур в Германии // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1384–1397. <https://doi.org/10.1134/S0032180X18110114>
5. Водяницкий Ю.Н., Васильев А.А., Гилев В.Ю. Минералы железа в почвах на красноцветных отложениях Предуралья // Почвоведение. 2007. № 4. С. 474–486.
6. Водяницкий Ю.Н., Горячкин С.В., Лесовая С.Н. Оксиды железа в буроземах на красноцветных отложениях Европейской России и цветовая диф-

- ференциация почв // Почвоведение. 2003. № 11. С. 1285–1299.
7. Геология Карелии / Под ред. Соколова В.А. Л.: Наука, 1987. 231 с.
 8. Горячкин С.В., Водяницкий Ю.Н., Конюшков Д.Е., Лесовая С.Н., Мергелов Н.А., Титова А.А. Биоклиматогенные и геогенные проблемы географии почв Северной Евразии // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2008. № 62. С. 48–68.
 9. Дубровина И.А. Влияние биоугля на агрохимические показатели и ферментативную активность почв средней тайги Карелии // Почвоведение. 2021. № 12. С. 1523–1534.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21120054>
 10. 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>
 11. 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>
 12. Дубровина И.А., Мошкина Е.В., Туюнен А.В., Геникова Н.В., Карпечко А.Ю., Медведева М.В. Почвы и пулы углерода на шунгитовых породах Южной Карелии при разных типах землепользования // Почвоведение. 2023. № 11. С. 1371–1384.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X23600464>
 13. Ерохова А.А., Макаров М.И., Моргун Е.Г., Рыжова И.М. Изменение состава органического вещества дерново-подзолистых почв в результате естественного восстановления леса на пашне // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1308–1314.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14110045>
 14. Жангуров Е.В., Лебедева М.П., Шишков В.А. Минералого-микроморфологическая диагностика особенностей почвообразования северотаежных почв на средне-основных породах Тимана // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1372–1383.
<https://doi.org/10.1134/S0032180X18110102>
 15. История Карелии с древнейших времен до наших дней / Под ред. Кораблевой Н.А. и др. Петрозаводск: Периодика, 2001. 944 с.
 16. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
 17. Красильников П.В. Современная эволюция почв на красноцветных моренах Карелии и продуктах их переотложения // Экология и география почв. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1995. С. 5–17.
 18. Лебедева И.И., Герасимова М.И. Диагностические горизонты в классификации почв России // Почвоведение. 2012. № 9. С. 923–934.
 19. Лесовая С.И., Гойло Э.А., Чижикова Н.П. Минералогический состав красноцветных отложений и его влияние на почвообразование в северотаежной подзоне Европейской территории России // Почвоведение. 2005. № 8. С. 1001–1011.
 20. Медведев П.В., Голубев А.И., Куликова В.С. Вепсий // Онежская палеопротерозойская структура (геология, тектоника, глубинное строение и минералогия). Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. С. 119–123.
 21. Минерально-сырьевая база Республики Карелия Неметаллические полезные ископаемые. Подземные воды и лечебные грязи / Под ред. Михайловой В.П., Анимовой В.Н. Петрозаводск: Карелия, 2006. Кн. 2. 356 с.
 22. Природные комплексы Вепской волости: особенности, современное состояние, охрана и использование / Под ред. Громцева А.Н. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2005. 278 с.
 23. 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.
 24. Телеснина В.М., Ваганов И.Е., Карлсен А.А., Иванова А.Е., Жуков М.А., Лебедев С.М. Особенности морфологии и химических свойств постагрогенных почв южной тайги на легких отложениях (Костромская область) // Почвоведение. 2016. № 1. С. 115–129.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X16010111>
 25. Balesdent J., Basile-Doelsch I., Chadoeuf J., Cornu S., Derrien D., Fekiacova Z., Hatté C. Atmosphere – soil carbon transfer as a function of soil depth. Nature. 2018. V. 559 (7715). P. 599–602.
<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>
 26. Dawson J.J.C., Smith P. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management // Science of The Total Environment. 2007. V. 382 (2–3). P. 165–190.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.023>
 27. Deng L., Zhu G.Y., Tang Z.S., Shangguan Z.P. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks // Global Ecology and Conservation. 2016. V. 5. P. 127–138.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.12.004>
 28. Downie A.E., Van Zwieten L., Smernik R.J., Morris S., Munroe P.R. Terra Preta Australis: reassessing the carbon storage capacity of temperate soils // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2011. V. 140(1–2). P. 137–147.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.020>
 29. Garnett T., Appleby M.C., Balmford A., Bateman I.J., Benton T.G., Bloomer P., Burlingame B. et al.

- Sustainable intensification in agriculture: premises and policies // *Science*. 2013. V. 341(6141). P. 33–34.
<https://doi.org/10.1126/science.123448>
30. *Glaser B., Birk J.J.* State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio) // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2012. V. 82. P. 39–51.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.11.029>
 31. *Guo L.B., Gifford R.M.* Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis // *Global Change Biology*. 2002. V. 8(4). P. 345–360.
<https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
 32. *Hansson K., Olsson B.A., Olsson M., Johansson U., Kleja D.B.* Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden // *Forest Ecology and Management*. 2011. V. 262. P. 522–530.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.021>
 33. *Jarmain C., Cummins T., Jovani-Sancho A.J., Nairn T., Premrov A., Reidy B., Renou-Wilson F., Tobin B., Walz K., Wilson D., Byrne K.A.* Soil organic carbon stocks by soil group for afforested soils in Ireland // *Geoderma Regional*. 2023. V. 32. P. e00615.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00615>
 34. *Kogel-Knabner I., Amelung W.* Soil organic matter in major pedogenic soil groups // *Geoderma*. 2021. V. 384. P. 114785.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114785>
 35. *Kuznetsov N.B., Kolodyazhnyi S.Yu., Romanyuk T.V., Strashko A.V., Baluev A.S., Terekhov E.N., Mezhelevskaya S.V., Dubensky A.S., Sheshukov V.S.* On the time and conditions of formation of the Shoksha quartzite-sandstones of the South Onega Depression based on the new data from isotope geochronology // *Geodynamics Tectonophysics*. 2023. V. 14(1). P. 0685.
<https://doi.org/10.5800/GT-2023-14-1-0685>
 36. *Liang Y., Rillig M.C., Chen H.Y.H., Shan R., Ma Z.* Soil pH drives the relationship between the vertical distribution of soil microbial biomass and soil organic carbon across terrestrial ecosystems: A global synthesis // *Catena*. 2024. V. 238. P. 107873.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.107873>
 37. *Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D., Chambers A., Chaplot V., Chen Z.-S. et al.* Soil carbon 4 per mille // *Geoderma*. 2017. V. 292. P. 59–86.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
 38. *Munsell A.* Munsell Soil Color Charts. Revised Washable Edition. Munsell Color. New Windsor. N.Y. 2000.
 39. *Ostle N.J., Levy P.E., Evans C.D., Smith P.* UK land use and soil carbon sequestration // *Land Use Policy*. 2009. V. 26S. P. 274–283.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.006>
 40. *Pan Y., Birdsey R.A., Fang J., Houghton R., Kauppi P.E., Kurz W.A., Phillips O.L. et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests // *Science*. 2011. V. 333(6045). P. 988–993.
<https://doi.org/10.1126/science.1201609>
 41. *Rodríguez-Albarracín H.S., Demattê J.A.M., Rosin N.A., Contreras A.E.D., Silvero N.E.Q., Cerri C.E.P., De Sousa Mendes W., Tayebi M.* Potential of soil minerals to sequester soil organic carbon // *Geoderma*. 2023. V. 436. P. 116549.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116549>
 42. *Rumpel C.* Opportunities and threats of deep soil organic matter storage // *Carbon Management*. 2014. V. 5. P. 115–117.
<http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2014.912826>
 43. *Schiefer J., Lair G.J., Blum W.E.H.* Potential and limits of land and soil for sustainable intensification of European agriculture // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2016. V. 230. P. 283–293.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.021>
 44. *Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Kleber M., et al.* Persistence of soil organic matter as an ecosystem property // *Nature*. 2011. V. 478. P. 49–56.
<https://doi.org/10.1038/nature10386>
 45. *Solomon D., Lehmann J., Fraser J.A., Leach M., Amanor K., Frausin V., Kristiansen S.M., Millimouno D., Fairhead J.* Indigenous African soil enrichment as a climate-smart sustainable agriculture alternative // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2016. V. 14(2). P. 71–76.
<https://doi.org/10.1002/fee.1226>
 46. *Urbanski L., Schad P., Kalbitz K., van Mourik J., Gehrt E., Kögel-Knabner I.* Legacy of plaggén agriculture: High soil organic carbon stocks as result from high carbon input and volume increase // *Geoderma*. 2022. V. 406. P. 115513.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115513>
 47. *Wiedner K., Schneeweiß J., Dippold M.A., Glaser B.* Anthropogenic Dark Earth in Northern Germany – the nordic analogue to terra preta de Índio in Amazonia // *Catena*. 2015. V. 132. P. 114–125.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.024>
 48. *Wiesmeier M., Urbanski L., Hobbey E., Lang B., von Lützow M., Marin-Spiotta E., van Wesemael B. et al.* Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales // *Geoderma*. 2019. V. 333. P. 149–162.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
 49. *Wiesmeier M., von Lützow M., Sporlein P., Geuss U., Hangen E., Reischl A., Schilling B., Kögel-Knabner I.* Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: the importance of soil types // *Soil & Tillage Research*. 2015. V. 146. P. 296–302.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.003>
 50. *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.

51. Xia Q., Ruffy T., Shi W. Soil microbial diversity and composition: Links to soil texture and associated properties // *Soil Biology and Biochemistry*. 2020. V. 149. P. 107953.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107953>
52. Xiong X., Grunwald S., Myers D.B., Ross C.W., Harris W.G., Comerford N.B. Interaction effects of climate and land use / land cover change on soil organic carbon sequestration // *Science of The Total Environment*. 2014. V. 493. P. 974–982.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.088>
53. You M., Zhu-Barker X., Hao X-X., Li L-J. Profile distribution of soil organic carbon and its isotopic value following long term land-use changes // *Catena*. 2021. V. 207. P. 105623.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105623>

Ecosystem Carbon Stocks for Different Types of Land Use on Iron-Metamorphic Soils of South Karelia

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 of the Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, 185910 Russia*

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

*e-mail: vorgo@mail.ru

Iron-metamorphic soils of normal moistening in the middle taiga subzone of Karelia were investigated. 100-year-old pine forest as a control, arable land, hayfield, and also 15-year-old and 75-year-old pine forests naturally reforestation on former farmland were studied. The influence of different types of land use on the morphological structure of soils and the main chemical and microbiological indicators of the upper horizons was analyzed. The stocks of organic carbon (C_{org}) and microbial biomass carbon (C_{mic}) in a meter layer of soils and sites carbon pools structure were investigated. At all sites a uniform accumulative type of carbon distribution and similar values of C/N ratio (16–18) were observed in the soils. The soils are characterized by poor natural fertility and low agrochemical indicators, which significantly improve with agricultural development. The highest content of C_{org} (4.9%) and N_{tot} (0.3%) at low bulk density and a neutral pH was noted on the arable land. In the soil of a young forest was recorded the greatest C_{mic} content (419 mg C/kg). In arable and hayfield areas, C_{mic} decreases to 209–211 mg C/kg and is minimal in soils of mature forests (144–175 mg C/kg). Microbial biomass carbon stocks in the 0–100 cm soil layer range from 76.5–132.4 g C/m² in the studied areas. In forest soils, litter C_{mic} stocks are 12.7–27.4 g C/m². Soil C_{org} stocks in a meter layer are maximum in arable land and amount to 272 t C/ha, and decrease in the range of hayfields – mature forest from 98 to 39 t C/ha. The total ecosystem carbon stocks are maximum in arable land (275 t C/ha), which exceeds stocks in mature forests – 206–221 t C/ha. C_{org} stocks in hayfield and young forest amount to 105–115 t C/ha.

Keywords: soil functions, soil organic carbon, microbial biomass carbon, Cambisols

ТРАНСФОРМАЦИЯ БИОЧАРА ИЗ РАСТИТЕЛЬНОЙ БИОМАССЫ В СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЕ: ОЦЕНКА МЕТОДОМ ИЗОТОПНОЙ МЕТКИ

© 2024 г. П. Ю. Галицкая^a (<http://orcid.org/0000-0002-5070-786X>),
С. Ю. Селивановская^a (<https://orcid.org/0000-0001-6379-7166>),
К. О. Карамова^a (<https://orcid.org/0000-0003-0846-251X>),
А. С. Гордеев^{a,*} (<https://orcid.org/0000-0002-1918-305X>),
П. А. Курынцева^a (<https://orcid.org/0000-0002-9274-7077>),
П. Горбаннежад^b (<https://orcid.org/0000-0002-6146-8964>)

^aКазанский федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия

^bУниверситет имени Шахида Бехешти, Бульвар Данешжу, 1, Тегеран, 198396 Иран

*e-mail: drgor@mail.ru

Поступила в редакцию 17.11.2023 г.

После доработки 21.05.2024 г.

Принята к публикации 22.05.2024 г.

Пиролиз рассматривается как один из перспективных методов переработки сельскохозяйственных отходов и получения удобрений. Эффективность получаемого биочара в качестве удобрения доказана, однако до настоящего времени остаются открытыми вопросы о преимущественных путях декомпозиции органических веществ в его составе – биотическом или абиотическом. В настоящей работе пути трансформации биочара, изготовленного из кукурузы – растения с C_4 -типом фотосинтеза (с повышенным содержанием ^{13}C) – оценивали с применением твердофазного метода CP/MAS ^{13}C ЯМР-спектроскопии. Биочар помещали в верхний слой почвенного монолита серой лесной почвы, в течение 90 сут имитировали режим осадков, характерный для средней полосы России. На полученных ЯМР-спектрах образцов почвы с биоуглем, пик в области 129 м.д., характерный для ароматических соединений, увеличивался со временем эксперимента в верхнем слое почвы, но не в других слоях. Это говорит о том, что частицы биочара не мигрируют вниз по почвенному профилю в течение одного сезона. При этом интенсивность кумулятивного микробного дыхания в присутствии биочара увеличивалась – с 85.0 г CO_2 /кг в контрольном образце до 201.4 г CO_2 /кг в образце с биоуглем (верхний слой почвы). Согласно ЯМР спектрам соли, образованной при минерализации выделившегося из почвы углекислого газа, в нем содержится меченый углерод: на спектрах имеется пик в районе 169 м.д., характерный для карбонатов. Кумулятивный объем выделившегося CO_2 из почвы с биочаром был в 1.9 раз больше, чем из контрольной. Добавление микроорганизмов-деструкторов привело к дополнительному увеличению объема CO_2 – в 2.4 раза относительно контроля, что свидетельствует о роли микроорганизмов в деструкции органического вещества почвы и биоугля. Однако, основываясь на стабильности содержания общего углерода в почве, можно заключить, что лишь незначительная доля компонентов биочара подвержена биотическому разложению.

Ключевые слова: углерод, инновационные удобрения, меченые изотопы, миграция частиц, респираторная активность

DOI: 10.31857/S0032180X24I00035, **EDN:** JYCPYM

ВВЕДЕНИЕ

Биочар (биоуголь, пироуголь), являющийся продуктом бескислородного термического разложения биомассы (растений, органических сельскохозяйственных, бытовых и промышленных

отходов), в последние годы привлекает огромное внимание как ученых, так и представителей реального сектора экономики [25]. Состав биочара преимущественно представлен углеродом и водородом, а также кислородом, азотом и серой, доля которых зависит от исходного сырья и условий получения

биоугля [31, 35]. Обладая высокой пористостью и являясь высокостабильным материалом, биоуголь может использоваться как сорбент, например, в очистке сточных вод [6, 41, 50, 54], а также как почвоулучшитель. В последнем случае биочар улучшает водо- и воздухообмен почвы, создает экологические ниши для обитания полезных микроорганизмов, привносит дополнительные источники углеродного и азотного питания растений [51]. Важным фактором при принятии решения об использовании биочара является и то, что его применение в качестве мелиоранта позволяет секвестрировать значительное количество углерода в почве, что имеет значение для предотвращения глобального изменения климата [39, 40].

Несмотря на накопление значительного научного пула результатов, касающихся применения биочара в качестве почвоулучшителя, до настоящего времени остаются недостаточно охарактеризованы процессы, касающиеся путей его трансформации в почвенной среде. Известно, что она протекает крайне медленно по сравнению с другими видами органических удобрений, например, компостом. Такое продолжительное высвобождение соединений углерода и азота позволяет использовать биочар в качестве удобрения не ежегодно, а один раз в несколько лет [8, 32, 45]. Открытыми остаются вопросы: какие процессы в трансформации биочара являются преобладающими — аэробные или анаэробные [27, 52], в какие соединения гумуса, биомассы или газообразные вещества трансформируется биочар [52]. Отметим, что исследование трансформации биочара, как и других углеродосодержащих удобрений и почвоулучшителей, сопряжено с некоторыми трудностями. Неопределенным является период времени, в течение которого происходит частичная или полная трансформация биочара в почве, по отдельным оценкам, этот период может представлять от сотен часов до сотен лет [4, 52]. Традиционно считается, что начальные этапы декомпозиции биочара предполагают расщепление легкодоступных, водорастворимых фракций, переносащихся из биочара в почву под воздействием влажности, расщепления структуры мелиоранта почвенной биотой и др. При этом предполагается, что с течением времени происходят изменения в самой структуре биочара под воздействием времени — так называемое “старение биочара” [43]. Но единого мнения у исследователей об особенностях и природе таких изменений не существует, и стабильность биологического угля является характеристикой, зависящей от условий изготовления биочара и сырья, на основе которого он изготавливается. До конца не исследована роль почвенной биоты, ее состав, разнообразие, видовой состав в деградации биочара, находящегося в почве [12, 26].

В связи с вышеуказанными трудностями при исследовании трансформации углеродосодержащих

объектов применяется метод исследования стабильных или радиоактивных изотопов [15]. Как можно видеть из литературы [26, 47], применение стабильных изотопов — эффективный инструмент современных экологических исследований, который позволяет определить основные этапы полного цикла трансформации углерода в системе почва—растение—атмосфера. Применение изотопномеченных образцов биочара, содержащих ^{13}C и/или ^{14}C изотопы, позволяет отследить пути декомпозиции удобрения в почве благодаря различному изотопному содержанию в почве и в образцах биочара [52]. При этом для получения изотопномеченных образцов угля используют сырье растительного происхождения с повышенным содержанием изотопов, например ^{13}C изотопов [47]. Получить такое сырье можно, выращивая растения в ^{13}C среде, когда большая часть CO_2 в атмосфере замещено на $^{13}\text{CO}_2$. В этом случае все процессы поглощения углерода растениями из воздушной фазы реализуются с изотопномеченным вариантом CO_2 , благодаря чему получаемое растительное сырье содержит в своем составе до 99% изотопа ^{13}C [47]. Данный метод сопряжен с большими техническими трудностями, значительными временными и финансовыми затратами, поэтому наряду с растительным сырьем, полученным указанным методом, применяют C_4 -растения, для которых характерно накопление ^{13}C в зеленой массе в естественной среде обитания и нормальных условиях. В литературе имеются примеры применения C_4 -растений, чаще всего кукурузы, для исследования трансформации удобрений и биочара в почве [26, 52]. В данном случае доля углерода, замещенного на его изотоп, не является постоянной и по разным оценкам составляет от 1.1 до 6 вес. % [47], а также зависит от целого ряда условий. Применение C_4 -растений как сырья для изготовления биочара не гарантирует замещения углерода в составе биочара на необходимом уровне, что требует дополнительных исследований. Тем не менее, описанный подход зарекомендовал себя в качестве успешного и эффективного в подобного рода исследованиях.

Несмотря на то, что ЯМР является эффективным методом, позволяющим изучать структурно-динамические свойства широкого класса объектов и систем, исследования биочара с его помощью носят единичный характер [22, 29, 47]. Например, в работе [7] представлены спектры CP/MAS ^{13}C ЯМР образцов биочара, изготовленных из разного сырья (куриного помета, хвойных деревьев и тополя) и при разных условиях (пиковая температура пиролиза). Эти спектры состоят из одного широкого сигнала, находящегося в области от 100 до 160 м.д., с центром в 126 м.д. Согласно [24, 34], область между 110 и 160 м.д. обычно относится к ароматическим системам или графитоподобным микрокристаллитам.

Такая схожесть спектров CP/MAS ^{13}C ЯМР объясняется тем, что согласно литературным данным [3, 9, 13], с повышением температуры пиролиза в диапазоне 250–450°C увеличивается сигнал ароматического углерода, т.е. повышение температуры пиролиза приводит к превращению исходной биомассы в ароматический уголь. Стоит отметить, что несмотря на структурную схожесть образцов, их физико-химические свойства отличаются [7, 21].

При этом форма и параметры ЯМР спектров биочара сильно зависят от типа сырья, его влажности, наличия включений и примесей, вида пиролизной обработки, параметров и режима пиролиза, например пиковой температуры пиролиза и его длительности и др. [17, 29, 47]. Поэтому среди исследователей существуют различные точки зрения на природу формы и параметров ЯМР-спектров. Тем не менее, в большинстве опубликованных работ [17, 22] содержится информация о наличии вклада в области 120–130 м.д. в CP/MAS ^{13}C ЯМР спектрах биочара и почвы с биочаром, характерной для ароматических соединений. В работах [37, 38] подчеркивается вклад пиролизованного органического материала в формирование сигнала от алкильных групп и ослабление арильных в изолированном органическом веществе почв при экспериментах по внесению биочара в почву.

Метод меченых изотопов крайне редко применяется для изучения поведения биочара в окружающей среде, прежде всего, в почве, которая характеризуется многообразием одновременно происходящих биотических и абиотических процессов [2, 19].

Цель работы — исследование трансформации в почве биочара на основе растительных остатков. В задачи входили оценка возможности миграции частиц биочара, внесенного в верхний слой почвы, по почвенному профилю, а также анализ степени декомпозиции биочара в почве до CO_2 и роли микроорганизмов почвы в таком процессе. Эксперимент проводили в интактных почвенных колонках, трансформацию биочара оценивали с использованием метода меченых изотопов.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Наработка и проверка биочара с повышенным содержанием изотопа ^{13}C . Для создания биочара с повышенным содержанием изотопа ^{13}C использовали фитомассу растений с C_4 -циклом фотосинтеза — кукурузу (*Zea mays*). Пиролиз проводили на экспериментальной установке роторного типа при 400°C в течение 2 ч. В качестве контроля использовали биочар, изготовленный из субстрата без повышенного содержания изотопа ^{13}C — куриного помета. Для очистки пиролизной камеры от следовых количеств продуктов разложения куриного помета перед собственно наработкой партии биочара с повышенным содержанием ^{13}C проводили

предварительные прожиги трех партий при 400°C. Согласно данным элементного анализа, произведенного согласно ISO 13878:1998 и ISO 10694:1995, используемый в эксперименте биоуголь содержал $56.97 \pm 0.08\%$ общего углерода при доле изотопа ^{13}C 7.0 ± 1.0 от общей массы биочара и $1.09 \pm 0.02\%$ общего азота от общей массы биочара. После пиролиза биоуголь представлял собой порошок, который вносили в почву без предварительного фракционирования. Размер частиц в порошке охарактеризовали методом лазерной дифракции на анализаторе частиц Bluewave (Microtrac, США) согласно ISO 13320:2020. В порошке присутствовали частицы от 3 до 700 мкм с преобладанием фракций 1–500 мкм (что составляет 96 об. %). Для проведения съемки твердофазных спектров спектров CP/MAS ^{13}C ЯМР отбирали 1 г биочара, дополнительной гомогенизации не проводили.

Эксперимент с интактными почвенными колонками. Ненарушенные почвенные монолиты отбирали из почвенного разреза, заложенного на опытном участке ТатНИИСХ КазНЦ РАН, расположенном в Лаишевском районе Республики Татарстан, относящемся к лесостепной зоне Российской Федерации [1]. Перед началом эксперимента были охарактеризованы почвы колонок. Тип почвы — пахотная серая лесная (Phaeozem). Коэффициент фильтрации составил 43.2 мм/мин, полная влагоемкость пахотного слоя — 35.2%, наименьшая влагоемкость — 25.7%. Исследуемая почва характеризовалась среднесуглинистым механическим составом с преобладанием иловато-крупнопылевой фракции. Отбор почвенных монолитов осуществляли почвенными колонками из нержавеющей стали, представляющими собой квадратные в сечении призмы, одна из граней которых отсутствовала, а в процессе эксперимента ее закрывали полимерной пленкой. Распределение частиц почвы по размеру охарактеризовано на лазерном дифрактометре Bluewave (Microtrac, США) и представлено диапазоном от 0.5 до 500 мкм с преобладанием частиц 2–100 мкм (что составляет 88 об. %) [44]. Размер почвенных монолитов, извлеченных из разреза, составлял $10 \times 10 \times 50$ см.

Пять колонок относили к опытным (В), пять других — к контрольным (К). В верхний слой опытных колонок вносили биочар в дозе 8% (от массы почвы в слое 0–5 см). Дополнительно заложили колонки Д, в верхний слой которых, кроме биоугля, добавляли водную вытяжку из компостов с содержанием микроорганизмов. Внесение осуществляли в объемной концентрации 100 мл/кг, при этом в вытяжке содержалось 1×10^7 копий 16S рРНК генов.

Далее имитировали выпадение осадков в апреле–июне, т.е. в период снеготаяния и последующие 2 мес. [23, 53]. Для того, чтобы оценить режим и объем полива экспериментальных почвенных колонок использовали следующие статистические метеорологические данные: среднее накопление

твердых осадков за холодный период (с октября по март) для территории Республики Татарстан составляет 165.2 мм, средняя сумма атмосферных осадков — 170.7 мм. Суммарный объем осадков разделили на 30 сут длительности эксперимента. Колонки инкубировали при температуре 20–22°C, относительной влажности 70–75%.

Отбор проб производили на 3, 7, 30, 60 и 90 сут от начала эксперимента. Пробы отбирали при делении монолита послойно: верхние 4 слоя по 5 см (для опытных колонок — BT1a, BT1b, BT2a, BT2b, для контрольных — KT1a, KT1b, KT2a, KT2b, для колонок с микроорганизмами — DT1a, DT1b, DT2a, DT2b), далее — 3 слоя по 10 см (для опытных колонок — BM1, BM2, BL, для контрольных колонок — KM1, KM2, KL, для колонок с микроорганизмами — DM1, DM2, DL) (рис. S1).

В образцах десятисантиметровых слоев контрольных образцов почвы KT1, KT1, KM1, KM2 и KL и образцов с добавлением биочара BT1, BT1, BM1, BM2 и BL определяли содержание общего азота и общего углерода на автоматическом CN-анализаторе Vario Max Cube (Elementar, Германия) согласно ISO 13878:1998 и ISO 10694:1995, респираторную активность почвенных микроорганизмов — согласно ISO 16072:2002, путем инкубирования почвенных образцов в закрытых сосудах и последующего титриметрического определения выделившегося CO₂ после его улавливания щелочью. Физиологический профиль микробного сообщества почвы оценивали методом мультисубстратного тестирования системой Biolog Ecoplate, из тех образцов почвы, которые были послойно отобраны на 90 сут для определения общих C и N. Из этих образцов готовили суспензии (1 : 1000), которые раскапывали по 140 мкл в 96-луночные планшеты Biolog Ecoplate (Biolog, Int, США). Планшеты инкубировали при 25°C в течение 5 сут (до прекращения роста степени окрашенности ячеек), измерения оптической плотности производили с периодичностью в 24 ч на планшетном ридере Multiskan FC (Thermo Fisher Scientific, США). По средней интенсивности окрашивания среды в ячейках (31 ячейка для каждого образца), просуммированной за 5 сут (AWCD), судили об интенсивности потребления субстрата и общей метаболической активности микроорганизмов. Для оценки микробного функционального разнообразия рассчитывали индекс Шеннона (по 31 субстрату для каждого образца) [43].

Образцы почвы, а также смесь растворов щелочи и карбоната натрия, образовавшуюся после улавливания CO₂, отбирали и готовили для ЯМР-спектроскопии.

ЯМР-спектроскопия. CP/MAS ¹³C ЯМР-спектроскопию осуществляли для следующих твердых образцов: биочар, почва слоя 0–5 см, твердый осадок после выпаривания смеси растворов щелочи

с карбонатом натрия. Подготовка биоугля заключалась в отборе репрезентативной пробы массой 1.0 г непосредственно после окончания пиролиза и охлаждения. Подготовка почвенных образцов заключалась в их сушке в течение 12 ч при температуре 105°C. Такая подготовка позволила нивелировать влияние влажности на ЯМР-данные и удовлетворить требованиям, предъявляемым к физическим свойствам образцов для твердотельного ЯМР-эксперимента с вращением в датчике под магическим углом специального ротора. Подготовка твердого осадка заключалась в следующем: отбирали аликвоту раствора, содержащего остатки щелочи NaOH и карбонат натрия, в объеме 5 мл. Раствор выпаривали при температуре 105°C в течение 12 ч и анализировали кристаллические образцы.

CP/MAS ¹³C ЯМР-спектроскопию проводили на спектрометре Bruker Avance III, с величиной магнитного поля 9.4 Тл, оснащенным 4-миллиметровым MAS-зондом. Поддерживали постоянную температуру 25.0 ± 0.1°C. Частота вращения циркониевого ротора под магическим углом составляла 7000 ± 1 Гц, время повторения — 4 с, время контакта — 1 мс, количество сканов — 10 000. Сравнение спектров образцов биочара, полученного из кукурузы, и биочара сравнения, полученного из куриного помета и подготовленного к анализу аналогичным образом, подтвердило, что пиролиз фитомассы кукурузы позволяет получить биоуголь с повышенным содержанием изотопа ¹³C (рис. 1).

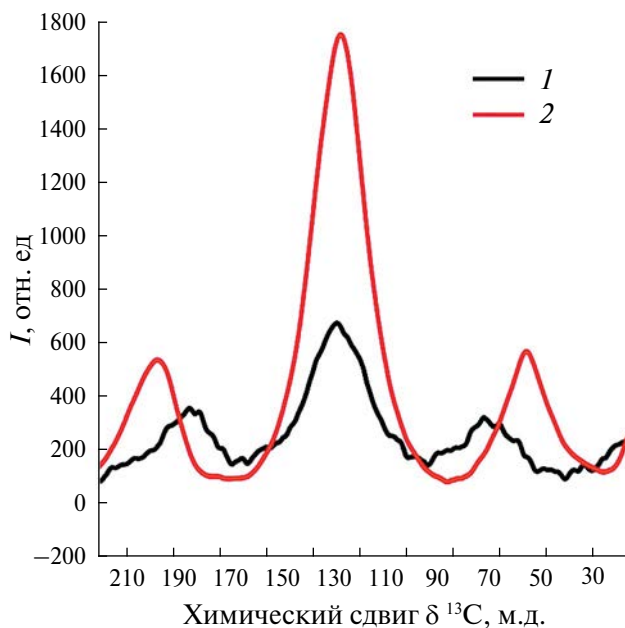


Рис. 1. Спектры CP/MAS ¹³C ЯМР образцов биочара, полученного из куриного помета (1), и биочара, полученного из кукурузы (2): при температуре пиролиза 400°C и длительности удерживания 2 ч.

Статистическая обработка результатов. Каждое измерение производили в трехкратной повторности. Статистический анализ данных выполняли в пакете Statistica. Для определения статистической значимости использовали однофакторный анализ ANOVA и множественный ранговый критерий Манна–Уитни, различия считались значимыми при $p < 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Влияние биочара на содержание общего азота и общего углерода в почве. На рис. 2 представлены данные об изменении содержании общего углерода и общего азота в почве. Видно, что в контрольной колонке содержание обоих элементов было высоким и равным в слоях КТ1, КТ2, КМ1 – 2.52–2.68% для С и 0.20–0.22% для N и не изменялось во времени. Далее содержание элементов уменьшалось вниз по профилю, составив в образце КЛ 1.18–1.58% для С и 0.08–0.11% для N.

Внесение биочара в дозе 8% привело к повышению содержания азота и углерода в слое ВТ1 – в 1.8 раз для С и 1.4 для N. Колебания содержания обоих элементов во времени в слое ВТ1 можно объяснить изначальной неравномерностью распределения биоугля в почве и, соответственно, невозможностью получить гомогенные образцы, а также увеличением равномерности распределения во времени. Следует отметить, что изменения содержания общего азота и общего углерода в опытных колонках по сравнению с контрольными зарегистрировано лишь для верхнего слоя ВТ1, в который и был внесен биочар. Несмотря на интенсивный полив и фильтрацию значительных объемов воды вниз по почвенному профилю, содержание общего азота и общего углерода в указанных слоях не зарегистрировано, что свидетельствует об отсутствии процессов миграции основной части биоугля и его компонент в нижележащие горизонты почвы. С практической точки зрения это означает, что биочар следует вносить сразу на всю глубину корнеобитаемого слоя с целью обеспечения питания растений и микроорганизмов ризосферы.

В колонках D, в которые вносили биочар и микроорганизмы, содержание общих углерода и азота достоверно не отличалось от таковых в колонках В (табл. S1, S2). Действительно, внесение микроорганизмов может влиять на такие параметры, как содержание растворимого органического углерода и легкогидролизуемого азота, но не интегральные параметры как содержание общего азота и общего углерода [14, 49].

Содержание меченого углерода в почвенных колонках. Рассмотрим изменения, наблюдаемые в ЯМР-спектрах образцов почвы. На рис. 3 представлены спектры для слоя ВТ1а на 3 и 7 сут эксперимента опытных колонок. Для сравнения приведен

спектр для контрольного образца КТ1а (без внесения биочара), отобранный на 3 сут эксперимента: данный спектр не содержит разрешенных пиков, пригодных для идентификации и последующего анализа. Отметим, что спектр контрольных образцов для всех суток отбора и всех почвенных слоев имеет аналогичный вид, что является ожидаемым результатом, так как контрольные образцы не содержат биочар, и, соответственно, не имеют повышенного содержания ^{13}C . Видно, что интегральная интенсивность пиков для карбоксильных групп и алифатических соединений близка по значению в пределах ошибки эксперимента для образцов, отобранных на 3 и 7 сут, при этом пик, характерный для ароматических соединений, растет со временем эксперимента.

Аналогичную тенденцию можно наблюдать с увеличением времени эксперимента (рис. 3а): в образцах из верхнего почвенного слоя ВТ1а, в который непосредственного вносили биочар, в ЯМР-спектрах присутствуют основные пики, представленные в спектре биоугля с повышенным содержанием ^{13}C . При этом имеется тенденция к росту уровня сигнала для основных пиков, но достоверное увеличение интегральной интенсивности сигнала регистрируется только для пика с максимумом в области 128 м.д., приписываемого графитоподобным структурам. Поскольку 90% регистрируемого ЯМР-сигнала, в том числе в динамике эксперимента принадлежит ароматическим группам, а с увеличением времени эксперимента не наблюдается уменьшение уровня данного ЯМР-пика, можно предположить, что основная часть биочара не подвергается трансформации при его взаимодействии с почвой в течение 90 сут. Иными словами, наблюдается скорее перераспределение между компонентами биочара различной химической природы, а точнее уменьшается сигнал от карбоксильных и алифатических групп и повышается от ароматических, что можно наблюдать при сравнении формы ЯМР-спектров, характерных для начального состояния биоугля при его смешении с почвой. Предположительно, изменения структуры биочара во времени связаны с процессами его микробной трансформации.

Микробное дыхание почвы почвенных колонок. Микроорганизмы являются основными агентами разложения органического вещества в почве. Внесенный в почву биочар, являющийся органическим веществом, может по-разному повлиять на микроорганизмы почвы. С одной стороны, он может стать для них дополнительным источником питания, в таком случае их активность при внесении биоугля увеличится, что может привести не только к быстрому разложению внесенного удобрения, но и к изменению скорости трансформации органического вещества самой почвы [10]. Это будет выражаться на увеличении активности ферментов,

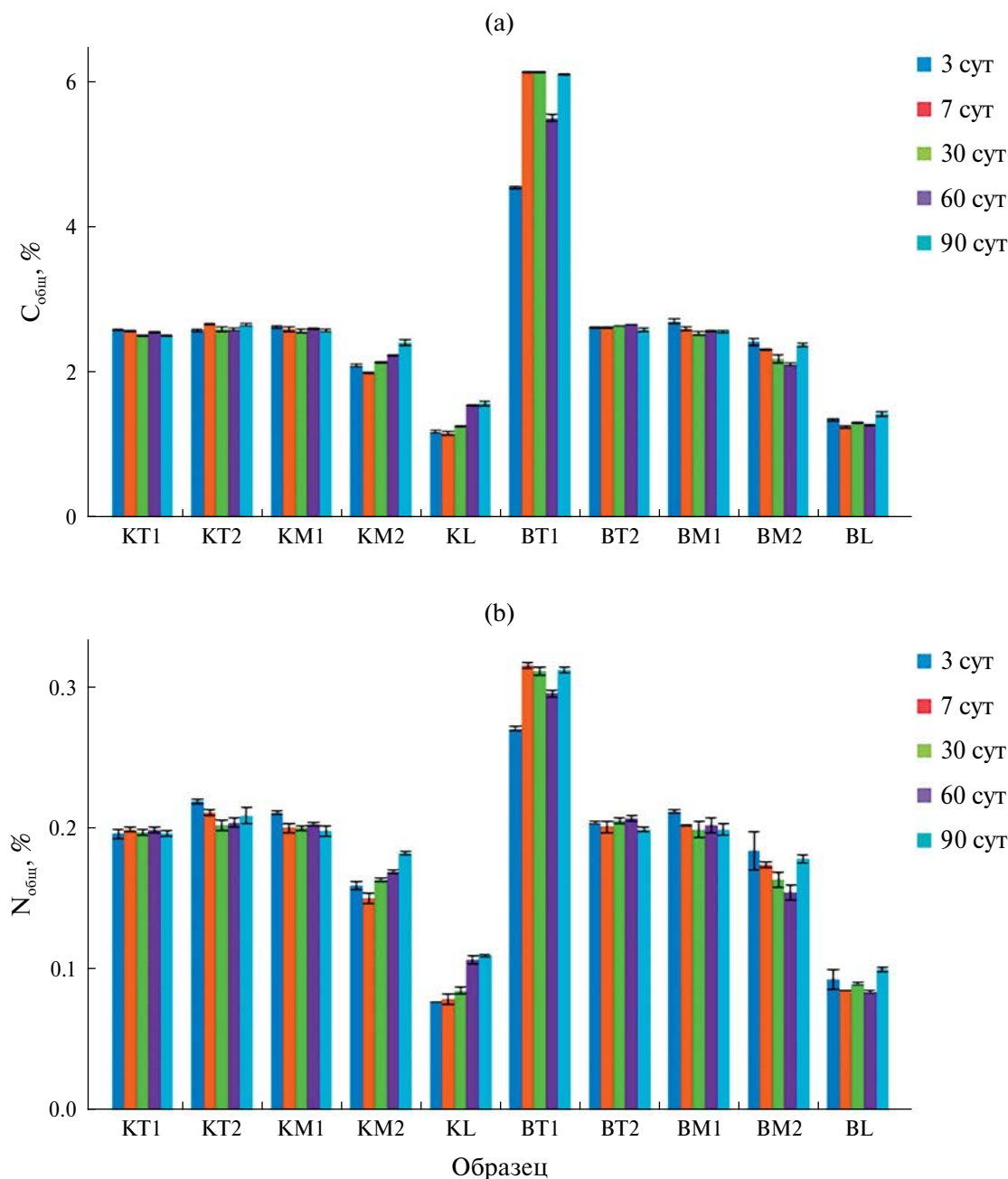


Рис. 2. Содержание общего углерода (а) и азота (б) в контрольных и опытных колонках (с изотопномеченным био-чаром).

особенно задействованных в цикле углерода, увеличении почвенного дыхания. В случае, если компоненты биочара будут использованы в катаболических процессах, в составе CO_2 , выделяемого из почвы, будет присутствовать меченый углерод. Если же биоуголь будет применен для синтеза новых органических соединений, меченый углерод будет регистрироваться в почве при ЯМР-спектроскопии, в составе характерных для данного почвоулучшителя, а также новых пиков. С другой

стороны, биочар может ингибировать активность микроорганизмов из-за наличия в нем токсичных компонент. В таком случае будет отмечено уменьшение активности микроорганизмов, выражающееся в снижении уровня почвенного дыхания, ферментативной активности и т.д.

На основании вышеизложенного оценивали выход CO_2 (респирация) и наличия меченого углерода в слоях BT1a и KT1a опытных и контрольных образцов. Кривые кумулятивной респирации

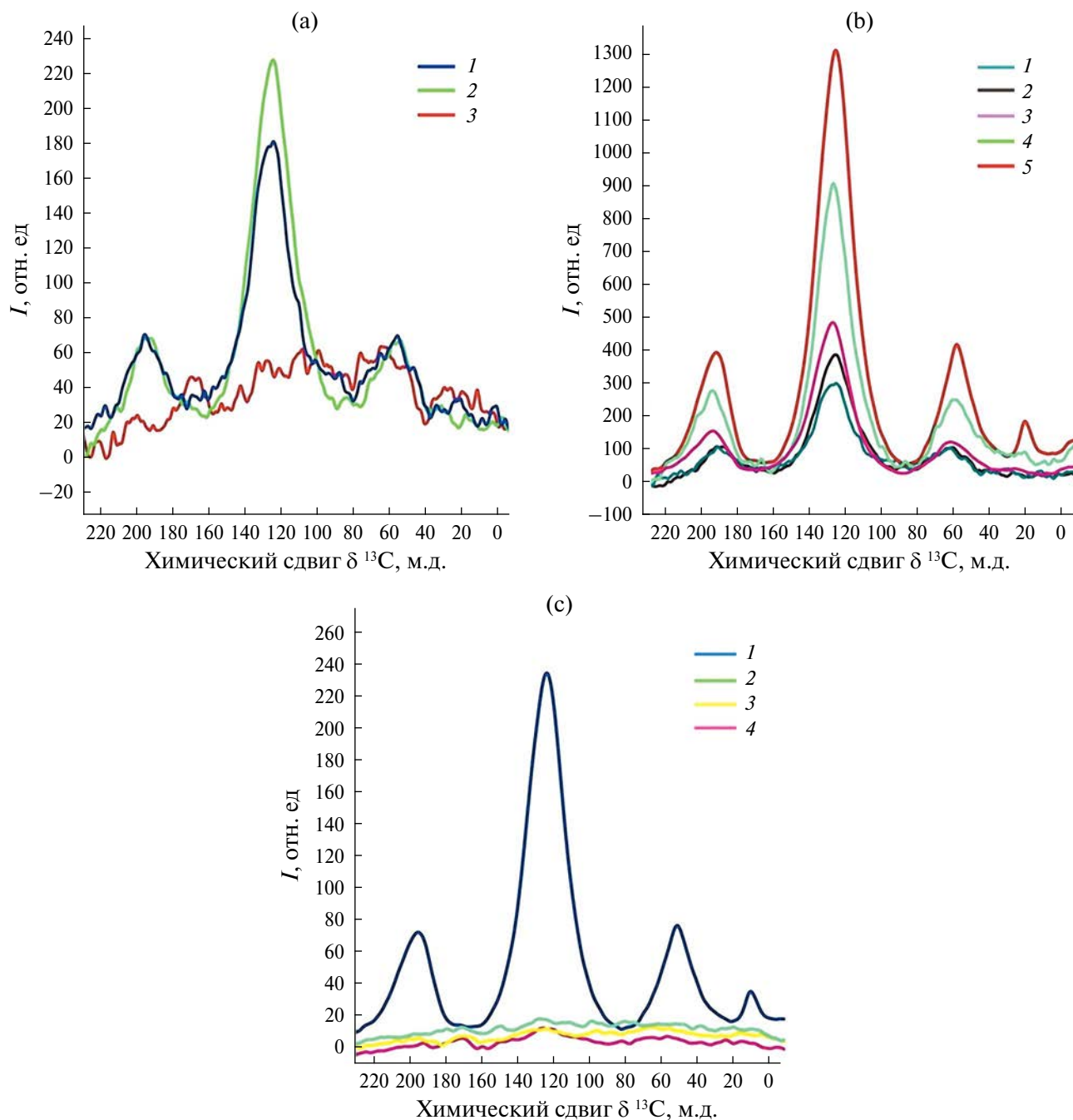


Рис. 3. ^{13}C СРМАС ЯМР-спектры образца почвы: (а) – слоя ВТ1а на 3 сут (1) и 7 сут (2) из колонок с биочаром и на 3 сут из контрольной колонки КТ1а (3), (б) – слоя ВТ1а отобранных из колонок с биочаром на 3 сут (1), 7 сут (2), 30 сут (3), 60 сут (4), и 90 сут (5), (с) – слоев ВТ1а (1), ВТ1б (2), ВТ2а (3), ВТ2б (4), отобранных из колонок с биочаром на 30 сут эксперимента.

из опытных и контрольных колонок представлены на рис. 4б. Дополнительно, для подтверждения микробной составляющей в разложении органических соединений биоугля, продублировали эксперимент с почвенной колонкой и биочаром, к которому добавили водную вытяжку из компостов, предполагая, что такая вытяжка богата

микроорганизмами-деструкторами (колонки D, слой DT1а) Прием, когда сообщество микроорганизмов-деструкторов добавляют к некоему субстрату, а затем измеряют увеличение эмиссии CO_2 , чтобы показать долю именно биологической составляющей в минерализации субстрата, достаточно широко используется исследователями [16, 20, 35].

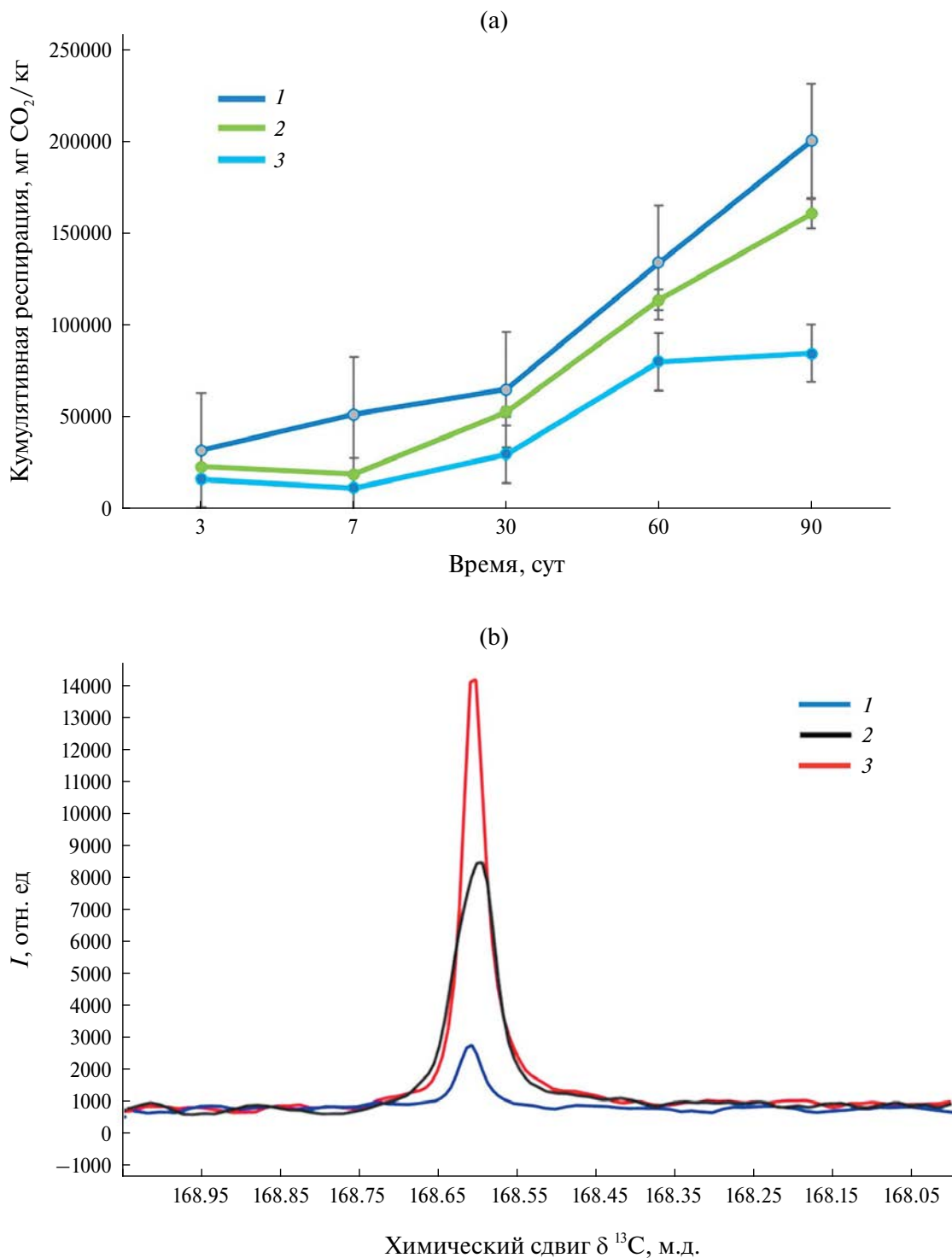


Рис. 4. (а) — Кумулятивная респирация почвы верхнего слоя контрольных почвенных колонок (КТ1а) (1), колонок с биочаром (ВТ1а) (2), колонок с биочаром и внесенными микроорганизмами деструкторами (ДТ1а) (3); (б) — ^{13}C ЯМР-спектры уловленного щелочью CO₂, выделившегося из верхнего почвы слоя, контрольных почвенных колонок КТ1а (1), колонок ВТ1а с биочаром (2), колонок ДТ1а с биочаром и внесенными микроорганизмами деструкторами в течение 3 сут (3).

Видно, что объем выделившегося $^{13}\text{CO}_2$ из почвы с биочаром был больше, чем из контрольной почвы: на 90 сут эксперимента разница составила 1.9 раз. Добавление микроорганизмов-деструкторов привело к дополнительному увеличению объема выделившегося из почвы CO_2 в 2.4 раза относительно контроля, что свидетельствует о роли микроорганизмов в деструкции органического вещества почвы и биочара. Для того, чтобы определить, является ли выделившийся CO_2 продуктом разложения удобрения (а не только органического вещества почвы), после завершения эксперимента проанализировали смеси щелочи и карбонатной соли, полученной при улавливании CO_2 . На рис. 4b для примера представлены результаты ЯМР-спектроскопии кристаллической фазы, полученной при выпаривании раствора щелочи и карбоната на 3 сут эксперимента по оценке респираторной активности почв слоев KT1a, BT1a и DT1a. Видно, что на отдельных участках спектра имеется единичная узкая линия в районе 169 м.д. Данный пик характерен для карбонатсодержащих минеральных фаз [46]. Наличие сигнала от контрольного образца обусловлено естественным содержанием ^{13}C , повышенный уровень от образца с биочаром подтверждает факт превращения его компонент в CO_2 . Сигнал образца, содержавшего как биоуголь, так и внесенные микроорганизмы-деструкторы еще выше, что свидетельствует о роли микроорганизмов в разложении органического вещества биочара. Следует отметить, что количество ^{13}C

углерода, перешедшего в состав CO_2 из биоугля, значительно меньше, чем количество углерода ^{13}C , оставшегося в почве, но подвергнувшегося трансформации. Это говорит о том, что в основном микробная трансформация биочара направлена на синтез новых соединений. Количество почвоулучшителя, не претерпевшего трансформации при инкубировании в почве в течение 90 сут, еще больше, что подтверждает данные о стабильности данного вещества и его способности к секвестрации углерода в почве [18, 31].

Физиологический профиль микробных сообществ почвенных колонок. Кроме микробного дыхания, в почвенных колонках оценивали изменения функционирования микробных сообществ под влиянием биоугля. Для этого в образцах контрольной почвы и почвы с биочаром анализировали способность сообществ разлагать различные углеродсодержащие субстраты с использованием метода Biolog Escoplate на 90 сут эксперимента. Для характеристики изменения метаболической активности почвенного сообщества использовали показатель средней окрашенности ячеек (AWCD) (рис. 5), для характеристики изменения биологического разнообразия почвенного сообщества — индекс Шеннона (рис. 6).

Согласно полученным данным, в контрольных образцах метаболическая активность (AWCD) уменьшалась от верхнего слоя почвы KT1 (2.84) к нижнему KL (0.97). Данная тенденция соответ-

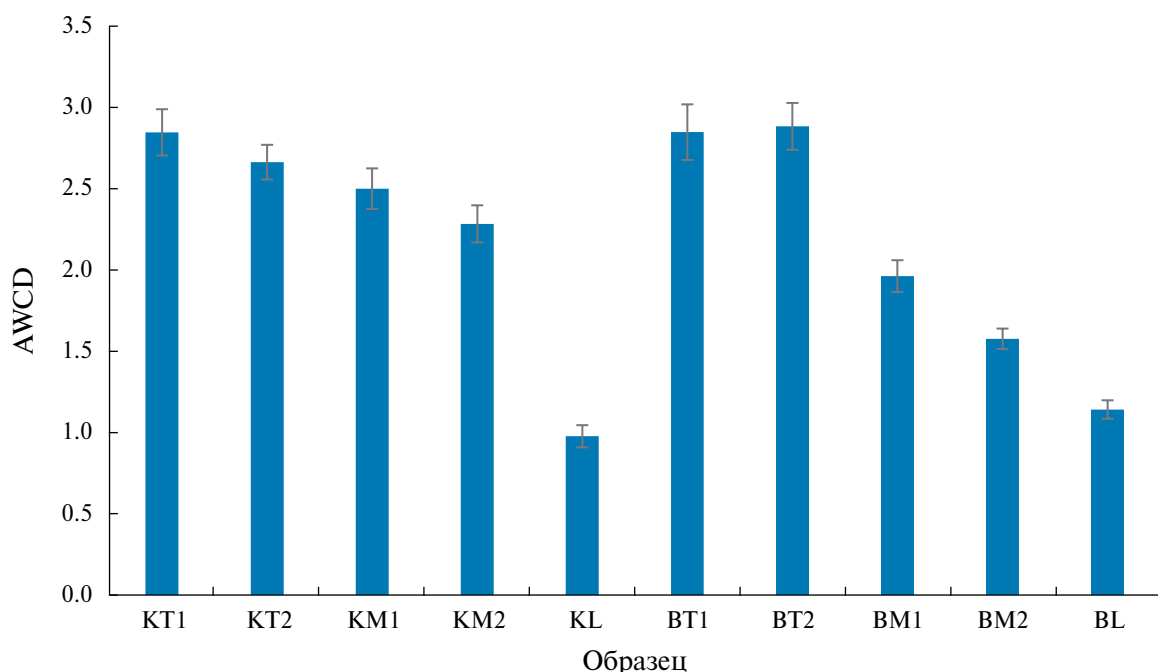


Рис. 5. Метаболическая активность почвенных микроорганизмов в контрольных образцах почвы и образцах из монолитов с биочаром, отобранных на 3, 7, 30, 60 и 90 сут эксперимента.

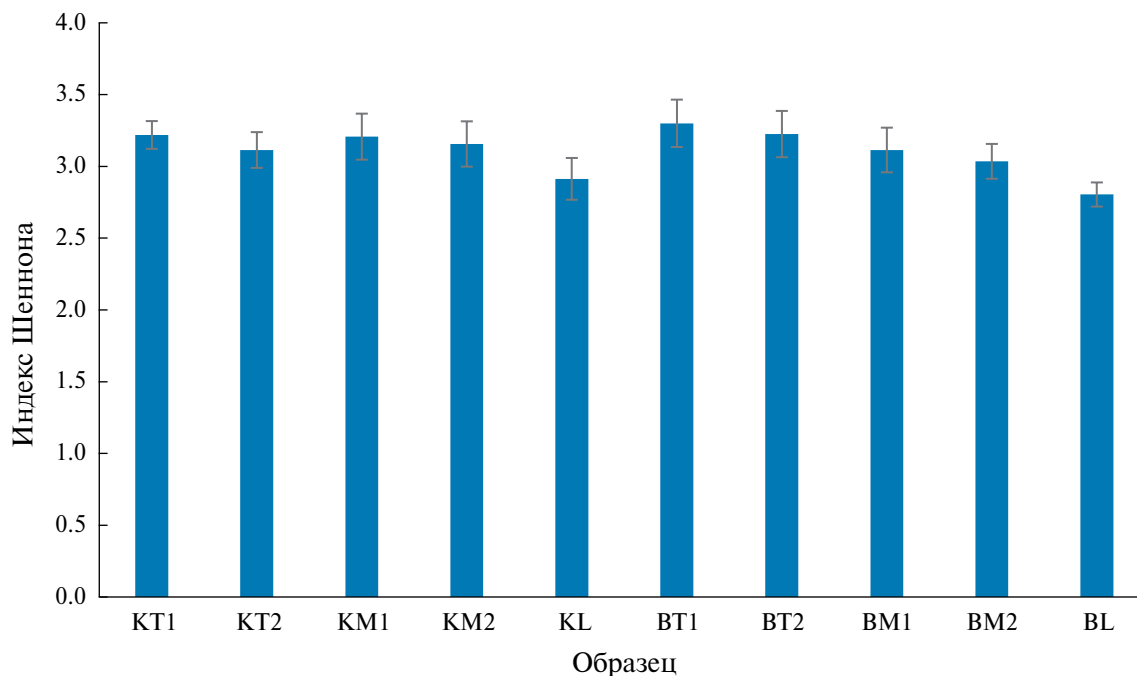


Рис. 6. Индекс Шеннона, рассчитанный для 120 ч инкубирования в контрольных образцах почвы и образцах с биочаром, отобранных на 3, 7, 30, 60 и 90 сут эксперимента.

ствуется литературным данным и отражает различающиеся общее количество и активность микроорганизмов в почвенных слоях [5]. Внесение биочара не привело к достоверным изменениям метаболической активности микроорганизмов в образцах, отобранных в соответствующих слоях. Аналогичное отсутствие достоверных различий контрольных образцов от таковых с мелиорантом наблюдалось и для индекса Шеннона. Действительно, биочар, в отличие от других видов органических удобрений, таких как компост, не приводит к взрывообразному изменению активности почвенных микроорганизмов, напротив, он является медленнодействующим мелиорантом, приводящим к постепенному сдвигу в составе сообществ, но не изменяющим его кардинально. Такое мягкое воздействие биоугля на микробные сообщества на фоне стимулирующего эффекта на рост и развитие растений, а также возможность секвестрации углерода оценивается исследователями как его преимущество по сравнению с другими видами удобрений [28, 30, 38, 55].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование процессов трансформации биочара с повышенным содержанием изотопа ^{13}C в почве проводили в почвенных колонках. Показано, что внесенный в верхний слой биочар полностью остается в нем, и не мигрирует вниз по почвенному профилю. На основании CP/MAS ^{13}C ЯМР-спектров почвенных образцов биоугля с повышенным

содержанием изотопов ^{13}C , отобранных в динамике эксперимента, установлено доминирование в составе биочара химических групп ароматической природы, наиболее вероятно относящихся к протяженным ароматическим структурам или графитоподобным микрокристаллитам, составляющим углеродистую пористую основу удобрения, а также увеличение доли ароматических и снижение доли карбоксильных и алифатических групп со временем эксперимента. Кумулятивная респирация за 90 сут эксперимента из верхнего пятисантиметрового слоя почвы при внесении мелиоранта выросла почти вдвое. В составе выделившегося из почвы CO_2 присутствовали меченые изотопы углерода ^{13}C , что свидетельствует об их происхождении из биоугля. Доказана роль микроорганизмов в минерализации биочара. Установлено, что большая часть удобрения остается неизменной в почве, основной путь трансформации меньшей части связан с отщеплением концевых функциональных групп от углеродистой основы и синтезом новых органических соединений. Полученные результаты позволяют предположить, что с практической точки зрения биочар улучшает сельскохозяйственные характеристики почвы, в частности содержание в ней углерода и азота, не приводит к ингибированию почвенных микробных сообществ, при этом в малой доле включается в процессы микробной трансформации в почве. Основная же масса биоугля длительно сохраняется в почве, что позволяет предположить возможность его использования

в качестве удобрения с периодичностью один раз в несколько лет, а кроме того, свидетельствует о его потенциале в качестве секвестратора углерода. Для разработки практических рекомендаций по использованию данного почвоулучшителя в указанных целях необходимо проведение мелкоделяночных и долгосрочных полевых экспериментов с биочаром на основе C4-растений.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена за счет средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету для выполнения государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM-2024-0004.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24100035>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ермолаев О.П. Ландшафты Республики Татарстан. Региональный ландшафтно-экологический анализ. Казань: Слово, 2007. 411 с.
2. Ameloot N., Graber E.R., Verheijen F.G.A., De Neve S. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs // *Eur. J Soil Sci.* 2013. V. 4(64). P. 379–390.
3. Ascough P.L., Bird M.I., Wormald P., Snape C.E., Apperley D. Influence of production variables and starting material on charcoal stable isotopic and molecular characteristics // *GCA.* 2008. V. 72(24). P. 6090–6102.
4. Banfield C.C., Dippold M.A., Pausch J., Hoang D.T.T., Kuzyakov Y. Biopore history determines the microbial community composition in subsoil hotspots // *Biol. Fert. Soils.* 2017. V. 5(53). P. 573–588.
5. Blume E., Bischoff M., Reichert J.M., Moorman T., Konopka A., Turco R.F. Surface and subsurface microbial biomass, community structure and metabolic activity as a function of soil depth and season // *Appl. Soil. Ecol.* 2002. V. 3(20). P. 171–181.
6. Bogusz A., Oleszczuk P., Dobrowolski R. Adsorption and desorption of heavy metals by the sewage sludge and biochar-amended soil // *Environ. Geochem. Health.* 2019. V. 41. P. 1663–1674.
7. Cimò G., Kucerik J., Berns A.E., Schaumann G.E., Alonzo G., Conte P. Effect of heating time and temperature on the chemical characteristics of biochar from poultry manure // *J. Agric. Food Chem.* 2014. V. 62(8), P. 1912–1918.
8. Clough T., Condon L.M., Kammann C., Müller C. A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics // *Agron.* 2013. V. 2(3). P. 275–293.
9. Czimczik C.I., Preston C.M., Schmidt M.W.I., Werner R.A., Schulze E-D. Effects of charring on mass, organic carbon, and stable carbon isotope composition of wood // *Org. Geochem.* 2002. V. 11(33). P. 1207–1223.
10. Ding Y., Liu Y., Liu S., Huang X., Li Z., Tan X., Zeng G., Zhou L. Potential benefits of biochar in agricultural soils: a review // *Pedosphere.* 2017. V. 4(27). P. 645–661.
11. Dong X., Li G., Lin Q., Zhao X. Quantity and quality changes of biochar aged for 5 years in soil under field conditions // *Catena.* 2017. V. 159. P. 136–143.
12. Farrell M., Kuhn T.K., Macdonald L.M., Madder T.M., Murphy D.V., Hall P.A., Singh B.P., Baumann K., Krull E.S., Baldock J.A. Microbial utilisation of biochar-derived carbon // *Sci. Total Environ.* 2013. V. 465. P. 288–297.
13. Freitas J.C.C., Bonagamba T.J., Emmerich F.G. ¹³C High-Resolution Solid-State NMR Study of Peat Carbonization // *Energ Fuel.* 1999. V. 1(13). P. 53–59.
14. Geisseler D., Horwath W.R. Relationship between carbon and nitrogen availability and extracellular enzyme activities in soil // *Pedobiologia.* 2009. V. 1(53). P. 87–98.
15. Glaser B. Compound-specific stable-isotope($\delta^{13}\text{C}$) analysis in soil science // *J Plant. Nutr. Soil Sci.* 2005. V. 168(5). P. 633–648.
16. Gougoulis C., Clark J.M., Shaw L.J. The role of soil microbes in the global carbon cycle: tracking the below-ground microbial processing of plant-derived carbon for manipulating carbon dynamics in agricultural systems // *J Sci. Food Agric.* 2014. V. 12(94). P. 2362–2371.
17. Hagemann N., Subdiaga E., Orsetti S., de la Rosa J.M., Knicker H., Schmidt H-P., Kappler A., Behrens S. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure // *Sci Total Environ.* 2018. V. 613-614. P. 20–29.
18. Hui D., Yu C-L., Deng Q., Saini P., Collins K., De Koff J. Weak Effects of Biochar and Nitrogen Fertilization on Switchgrass Photosynthesis, Biomass, and Soil Respiration // *Agriculture.* 2018. V. 9(8). P. 143.
19. Jaafar N.M., Clode P.L., Abbott L.K. Biochar-Soil Interactions in Four Agricultural Soils // *Pedosphere.* 2015. V. 5(25). P. 729–736.
20. Jagadamma S. Mayes M.A., Steinweg J. M., Schaeffer S. M. Substrate quality alters the microbial mineralization

- of added substrate and soil organic carbon // *Biogeosciences*. 2014. V. 17(11). P. 4665–4678.
21. Jeguirim M., Limousy L. Biomass Chars: Elaboration, Characterization and Applications II // *Energies*. 2019. V. 3(12). P. 384.
 22. Kida M., Kondo M., Tomotsune M., Kinjo K., Ohtsuka T., Fujitake N. Molecular composition and decomposition stages of organic matter in a mangrove mineral soil with time // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2019. V. 231, P. 106478.
 23. Kirk G.J.D., Yu T.R., Choudhury F.A. Phosphorus chemistry in relation to water regime. // Phosphorus requirements for sustainable agriculture in Asia and Oceania. Proceedings of a symposium, 6–10 March 1989. 1990. P. 211–223.
 24. Knicker H. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments // *Quat. Int.* 2011. V. 2(243). P. 251–263.
 25. Kochanek J., Soo R.M., Martinez C., Dakuidreketi A., Mudge A.M. Biochar for intensification of plant-related industries to meet productivity, sustainability and economic goals: A review // *Resour. Conserv. Recycl.* 2022. V. 179. P. 106109.
 26. Kuzyakov Y., Subbotina I., Chen H., Bogomolova I., Xu X. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 2(41). P. 210–219.
 27. Kuzyakov Y., Blagodatskaya E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept review // *Soil Biol. Biochem.* 2015. V. 83. P. 184–199.
 28. Kuzyakov Y., Bogomolova I., Glaser B. Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis // *Soil Biol. Biochem.* 2014. V. 70. P. 229–236.
 29. Lawrinenko M., Laird D.A., Johnson R.L., Jing D. Accelerated aging of biochars: Impact on anion exchange capacity // *Carbon*. 2016. V. 103. P. 217–227.
 30. Li X., Wang T., Chang S.X., Jiang X., Song Y. Biochar increases soil microbial biomass but has variable effects on microbial diversity: A meta-analysis // *Sci. Total Environ.* 2020. V. 749. P. 141593.
 31. Liu X., Liao J., Song H., Yang Y., Guan C., Zhang Z. A biochar-based route for environmentally friendly controlled release of nitrogen: urea-loaded biochar and bentonite composite // *Scientific Reports*. 2019. V. 9. P. 9548.
 32. Lu N., Lu X.-R., Du Z., Wang Y.-D. Effect of biochar on soil respiration in the maize growing season after 5 years of consecutive application // *Soil Res.* 2014. V. 5(52). C. 505.
 33. Marcińczyk M., Oleszczuk P. Biochar and engineered biochar as slow- and controlled-release fertilizers // *J Clean. Prod.* 2022. V. 339. P. 130685.
 34. McBeath A.V., Smernik R.J. Variation in the degree of aromatic condensation of chars // *Org. Geochem.* 2009. V. 12(40). P. 1161–1168.
 35. Mierzwa-Hersztek M., Gondek K., Kopec M., Ukalska-Jaruga M. Biochar changes in soil based on quantitative and qualitative humus compounds parameters // *Soil ukalska-jaruga science annual*. 2018. V. 69 (4). P. 234–242.
 36. Nocentini C., Guenet B., Mattia E.D. Certini G., Bardoux G., Rumpel C. Charcoal mineralisation potential of microbial inocula from burned and unburned forest soil with and without substrate addition // *Soil Biol. Biochem.* 2010. V. 9(42). P. 1472–1478.
 37. Orlova N., Abakumov E.V., Orlova E., Yakkonen K. Soil organic matter alteration under biochar amendment: study in the incubation experiment on the Podzol soils of the Leningrad region (Russia) // *J. Soil Sediment.* 2019. V. 6(19). P. 2708–2716.
 38. Orlova N., Orlova E., Abakumov E., Smirnova K., Chukov S. Humic Acids Formation during Compositing of Plant Remnants in Presence of Calcium Carbonate and Biochar // *Agronomy*. 2022. V. 10(12). P. 2275.
 39. Osman A.I., Fawzy S., Farghali M., El-Azazy M., Elgarahy A.M., Fahim R.A., Maksoud M.I.A.A. Ajlan A.A., Yousry M., Saleem Y., Rooney D.W. Biochar for agronomy, animal farming, anaerobic digestion, composting, water treatment, soil remediation, construction, energy storage, and carbon sequestration: a review // *Environ. Chem. Lett.* 2022. V. 4(20). P. 2385–2485.
 40. Qambrani N.A., Rahman M.M., Won S., Shim S., Ra C. Biochar properties and eco-friendly applications for climate change mitigation, waste management, and wastewater treatment: A review // *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2017. V. 79. P. 255–273.
 41. Rangabhashiyam S., dos Santos Lins P.V., de Magalhaes Oliveira L.M.T., Sepulveda P., Ighalo J.O., Rajapaksha A.U., Meili L. Sewage sludge-derived biochar for the adsorptive removal of wastewater pollutants: A critical review. // *Environmental Pollution*. 2022. V. 293. P. 118581.
 42. Rosa J.M. de la, Rosado M., Paneque M., Knicker H. Effects of aging under field conditions on biochar structure and composition: Implications for biochar stability in soils // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 613–614. P. 969–976.
 43. Rutgers M., Wouterse M., Drost S.M., Breure A.M., Mulder C., Stone D., Creamer R.E., Winding A., Bloem J. Monitoring soil bacteria with community-level physiological profiles using BiologTM ECO-plates in the Netherlands and Europe // *Appl. Soil Ecol.* 2016. V. 97. P. 23–35.
 44. Ryzak M., Bieganski A. Methodological aspects of determining soil particle-size distribution using the laser diffraction method // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2011. V. 4(174). P. 624–633.
 45. Sarkhot D.V., Berhe A. A., Ghezzehei T.A. Impact of Biochar Enriched with Dairy Manure Effluent on Carbon and Nitrogen Dynamics // *J. Environ. Qual.* 2012. V. 4(41). P. 1107–1114.
 46. Sevelsted T.F., Herfort D., Skibsted J. ^{13}C chemical shift anisotropies for carbonate ions in cement

- minerals and the use of ^{13}C , ^{27}Al and ^{29}Si MAS NMR in studies of Portland cement including limestone additions // *Cement Concrete Res.* 2013. V. 52. P. 100–111.
47. Soong J.L., Reuss, D., Pinney C., Boyack T., Had-dix M.L., Stewart, C.E., Cotrufo M.F. Design and operation of a continuous ^{13}C and ^{15}N labeling chamber for uniform or differential, metabolic and structural, plant Isotope Labeling // *J. Vis. Exp.* V. 83. P. 51117.
 48. Sousa J.R. de, Correia J.A.C., de Almeida J.G.L., Rodrigues S., Pessoa O.D.L., Melo V.M.M., Gonçalves L.R.B. Evaluation of a co-product of bio-diesel production as carbon source in the production of biosurfactant by *P. aeruginosa* MSIC02 // *Process Biochem.* 2011. V. 9(46). P. 1831–1839.
 49. Su P., Brookes P.C., He Y., Wu J., Xu J. An evaluation of a microbial inoculum in promoting organic C decomposition in a paddy soil following straw incorporation // *J. Soil Sediment.* 2016. V. 6(16). P. 1776–1786.
 50. Tan Ch., Zeyu Zh., Rong H., Ruihong M., Hongtao W., Wenjing L. Adsorption of cadmium by biochar derived from municipal sewage sludge: Impact factors and adsorption mechanism // *Chemosphere.* 2015. V. 134. P. 286–293.
 51. Tauqeer H.M., Turan V., Farhad M., Iqbal M. Sustainable agriculture and plant production by virtue of biochar in the era of Climate Change/Hasanuz-zaman G.J., Ahammed K. Nahar, Singapore: Springer Nature, 2022. P. 21–42.
 52. Wang J., Xiong Z., Kuzyakov Y. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects // *GCB Bioenergy.* 2016. V. 8. № 3. P. 512–523.
 53. Zeng Q., Brown P.H. Soil potassium mobility and up-take by corn under differential soil moisture regimes // *Plant Soil.* 2000. V. 2(221). P. 121–134.
 54. Zhang J., Shao J., Jin Q., Lia Z., Zhang X., Chen Y., Zhang S., Chen H. Sludge-based biochar activation to enhance Pb(II) adsorption // *Fuel.* 2019. V. 252. P. 101–108.
 55. Zhang Q. Duan P., Gunina A., Xi Z. Mitigation of carbon dioxide by accelerated sequestration from long-term biochar amended paddy soil // *Soil Till. Res.* 2021. V. 209. P. 104955.

Transformation of Biochar from Plant Biomass in Soil: Evaluation by Isotopic Labelling Method

P. Yu. Galitskaya¹, S. Yu. Selivanovskaya¹, K. O. Karamova¹,
A. S. Gordeev^{1, *}, P. A. Kuryntseva¹, and P. Ghorbannezhad²

¹Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia

²Shahid Beheshti University, Tehran, 198396 Iran

*e-mail: drgor@mail.ru

Pyrolysis is considered as one of the promising methods for processing agricultural waste and producing fertilizers. The effectiveness of the resulting biochar as a fertilizer has been proven, but to this day questions remain open about the preferential ways of decomposition of organic substances in its composition – biotic or abiotic. In this work, the transformation pathways of biochar made from corn – a plant with the C_4 type of photosynthesis (with an increased content of ^{13}C) – were assessed using the solid-phase CP/MAS ^{13}C NMR spectroscopy method. The biochar was placed in the top layer of a soil monolith of gray forest soil, and for 90 days the precipitation regime characteristic of central Russia was simulated. In the obtained NMR spectra of soil samples with biochar, the peak at 129 ppm, characteristic of aromatic compounds, increased with the time of the experiment in the upper soil layer, but not in other layers. This suggests that biochar particles do not migrate down the soil profile during one season. At the same time, the intensity of cumulative microbial respiration in the presence of biochar increased – from $85.0 \text{ g CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ in the control sample to $201.4 \text{ g CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ in the sample with biochar (top soil layer). According to the NMR spectra of the salt formed during the mineralization of carbon dioxide released from the soil, it contains labeled carbon: the spectra have a peak at 169 ppm, characteristic of carbonates. The cumulative volume of CO_2 released from the soil with biochar was 1.9 times greater than from the control soil. The addition of decomposer microorganisms led to an additional increase in the volume of CO_2 – 2.4 times relative to the control, which indicates the role of microorganisms in the destruction of soil organic matter and biochar. However, based on the stability of the total carbon content in the soil, it can be concluded that only a small proportion of biochar components is susceptible to biotic decomposition.

Keywords: carbon, biochar, isotope label, particle migration, respiratory activity

БУФЕРНОСТЬ ПОЧВ ПО ОТНОШЕНИЮ К МЕДИ И СТАТИСТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВКЛАДОВ СОСТАВЛЯЮЩИХ ЕЕ КОМПОНЕНТОВ

© 2024 г. Д. Л. Пинский^а, *, П. А. Шарый^а

^аИнститут физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская 2, Пушкино, Московская область, 1422901 Россия

*e-mail: pinsky43@mail.ru

Поступила в редакцию 10.04.2024 г.

После доработки 14.05.2024 г.

Принята к публикации 17.05.2024 г.

Буферная способность почв по отношению к тяжелым металлам (ТМ) является ключевым фактором их иммобилизации в почвах. Она включает сумму основных компонентов и свойств почв, выраженных в баллах: $C_{\text{орг}}$, физическую глину (ФГ), подвижные (Fe + Al), CO_2 карбонатов, а также $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$. Используя выборку из 40 экспериментальных точек, методами множественного регрессионного анализа получены уравнения, позволяющие выразить буферную способность почв по отношению к ТМ через состав и свойства почв со значимостью $P < 10^{-6}$. С учетом валового содержания Си и морфометрических характеристик ярового ячменя оценены значения предельно допустимых концентраций Си (ПДК_{Си}) для этой культуры при различных значениях буферности почв. Установлено, что вклады состава и свойств почв в общую буферную способность по отношению к Си после статистической обработки результатов эксперимента, включая биологический фактор, уменьшаются в ряду: $\text{ФГ} > (\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}} > C_{\text{орг}} > \text{CO}_{2\text{карб}} > \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ и отличаются от соответствующего распределения, полученного на основе эмпирических данных Ильина и Сысо [8] без статистической обработки. Разработанная методика оценки буферной способности почв по отношению к ТМ и расчета ПДК_{Си} не требует дискретизации объектов по составу и свойствам на диапазоны, гарантирует положительные значения буферной способности в целом и позволяет в дальнейшем осознанно изменять набор показателей, формирующих буферность почв по отношению к ТМ. Методика позволяет улучшать качество расчетов ПДК без дополнительных усложнений системы и выполнения сложных экспериментальных исследований.

Ключевые слова: статистический анализ, загрязнение медью, морфометрические параметры, предельно допустимая концентрация

DOI: 10.31857/S0032180X24100041, **EDN:** JYAWLC

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение почв соединениями ТМ представляет одну из наиболее важных современных экологических проблем. Это связано с высокой технофильностью ТМ, их биотоксичностью, малой подвижностью многих из них и способностью накапливаться в почвах в высоких концентрациях. В результате нарушаются естественные биогеохимические циклы ТМ. Они включаются в трофические цепи, начальным звеном которых являются растения, конечным — человек [3, 21, 30, 40, 41, 49].

Значительная часть почв на территории Российской Федерации и других стран имеют высокий

уровень техногенного загрязнения ТМ, причем в некоторых регионах этот показатель в десятки раз превышает фоновые концентрации. Особенно это характерно для крупных городов и агропромышленных агломераций [9, 11, 18, 33, 38, 40, 45, 48]. Загрязнение сельскохозяйственных почв ТМ является одной из самых обсуждаемых проблем в дебатах о безопасности пищевых продуктов в Европе и во всем мире [26, 34, 40, 43]. Особое беспокойство вызывает загрязнение почв Си. Этот элемент относится к группе приоритетных загрязнителей [36]. Он широко используется в промышленности и в сельском хозяйстве в качестве фунгицида. Медь является основным компонентом многих химических

микроудобрений, ядохимикатов, присутствует в высоких концентрациях в осадках сточных вод и свином навозе [32, 35]. Так, в результате систематического применения Cu в качестве фунгицида концентрации металла в сельскохозяйственных почвах, где применяли этот фунгицид, достигают 3216 мг/кг [32, 40]. В связи с этим возникает необходимость постоянного мониторинга уровня загрязнения почв ТМ и, в частности, Cu [33].

Нормирование ТМ в почвах является необходимой частью мониторинга ее состояния и пригодности для жизни растений, животных и человека [31]. Важнейшим методологическим принципом нормирования является положение о допустимости загрязнения почв до уровней безопасных для человека и окружающей среды в целом. В Российской Федерации для этой цели официально установлены предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации (ПДК и ОДК) ТМ в почвах [4, 17]. Однако данные носят весьма приближенный характер поскольку являются полуэмпирическими величинами, что снижает их значимость в природоохранных мероприятиях. Количественные значения соответствующих нормативов в разных странах во многих случаях различаются в несколько раз, что свидетельствует об отсутствии единой теоретической и экспериментальной базы нормирования ТМ в почвах [1, 2, 16–19, 37, 42].

В настоящее время среди ученых и специалистов достигнуто понимание того, что сорбция ТМ почвами и их компонентами является ключевым фактором, регулирующим их поведение и функции в системе почва–раствор–растение [25, 27, 45, 49]. Механизмы сорбции ТМ почвами чрезвычайно разнообразны. Они включают образование внешне и внутрисферных поверхностных комплексов, со-осаждение с солями других элементов, образования осадков на поверхности твердых фаз или собственных соединений в объеме раствора, а также изоморфное замещение Al^{3+} в структурах слоистых алюмосиликатов [12, 13, 22, 24]. При этом имеет место избирательная сорбция ТМ компонентами твердых фаз почвы: бентонит лучше сорбирует кадмий, чем другие ТМ; монтмориллонит – хром и ртуть; каолин – цинк, никель и свинец; гетит – мышьяк, Fe–Mn оксиды – цинк, а смектитовая группа в целом является оптимальной для адсорбции сразу нескольких ионов ТМ [25, 46]. Анализ тонкой структуры рентгеновского спектра поглощения (XANES) показал, что в результате взаимодействия ионов Cu^{2+} со свободными и адсорбированными каолинитом и гетитом гуминовыми кислотами почв возможно образование прочных внутрисферных комплексов хелатного типа [12, 22, 24]. На взаимодействие ТМ с почвами оказывает сильное влияние pH среды. Это связано с тем, что протоны, всегда присутствующие в водной

среде, чрезвычайно активны и конкурируют с ТМ за сорбционные места [13, 39, 47].

Чтобы учесть совокупное влияние состава и свойств почв на поведение и функции ТМ в почвах было введено понятие буферной способности (буферности) почв по отношению к ТМ и предложен вариант расчета этого показателя [5–8]. Под буферностью почв по отношению к ТМ понимается способность почв противостоять негативному действию загрязняющих ее экзогенных соединений ТМ. В качестве компонентов, определяющих буферность почв, предложены: содержание гумуса, физической глины (частиц ≤ 0.01 мм), подвижных железа и алюминия ($(Fe + Al)_{подв}$), карбонатов ($CO_{2карб}$) и величина pH_{H_2O} [5–8], пересчитанные в баллы по специальным эмпирически разработанным таблицам. Буферность почв по отношению к ТМ может быть изменена в результате антропогенного воздействия. Так, известкование не только увеличивает долю карбонатов в почве, но и повышает pH почв [23], что обычно приводит к увеличению буферной способности почв по отношению к ТМ [10].

Таким образом, буферная способность почв по отношению к ТМ является интегральной оценкой прочности их удерживания почвой. Эта величина была использована для оценки предельно допустимых концентраций ТМ в почвах [5–8]. Вариант нового подхода, учитывающего буферность почв по отношению к ТМ, уровень загрязнения почв ацетатом Cu и его влияние на морфометрические характеристики ячменя ярового для решения проблемы нормирования ТМ в почвах, изложен в работе [14]. Следует отметить, что буферная способность почв по отношению к ТМ является наиболее важным и одновременно наиболее сложным для изучения комплексным фактором, определяющим поведение и функции ТМ в системе почва–растение–человек. Вместе с тем вклад каждого из компонентов буферности почв в их общую буферную способность и, следовательно, в величину ПДК до настоящего времени не оценен.

Цель работы – статистическая оценка вклада показателей состава и свойств почв в общую буферную способность почв по отношению к ТМ и в рассчитываемые значения ПДК_{Cu} на примере системы почва (почвенно-песчаные субстраты)–ацетат Cu–растения ячменя ярового.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В многофакторном вегетационном эксперименте с использованием верхних гумусовых горизонтов (0–20 см) серой почвы (Haplic Luvisol (Siltic)) с опытной полевой станции Института физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН (Московская область) и чернозема обыкновенного карбонатного (Haplic Chernozem (Loamic)) из особо охраняемой природной территории

Персиановская степь (Ростовская область), почвенно-песчаных субстратов на их основе и ацетата меди ($\text{Cu}(\text{OAc})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) изучали взаимосвязь изменения морфометрических характеристик ячменя ярового сорта “Ратник” (*Hordeum sativum distichum*) с составом и свойствами почв и почвенно-песчаных субстратов (в дальнейшем почв), загрязненных разными дозами ацетата меди. Вегетационные эксперименты проводили в трехкратной повторности. Влияние Cu на развитие растений ячменя оценивали по изменению морфометрических характеристик — длины корней, надземной части, а также сухой биомассы растений. Более подробно вегетационный эксперимент описан в работе [14].

Песок использовали в качестве относительно нейтральной добавки, которая обладает инертными физико-химическими свойствами и не оказывает существенного влияния на развитие растений, но разбавляет почву и уменьшает количественные характеристики аддитивных показателей состава и свойств почвы, сохраняя при этом их качественные характеристики. Основные физические, химические свойства исследуемых почв и почвенно-песчаных субстратов, а также их буферная способность представлены в табл. 1.

Расчет буферной способности почв по отношению к ТМ по Ильину [5] проводили путем суммирования содержаний $\text{C}_{\text{орг}}$, ФГ, $(\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}}$, $\text{CO}_{2\text{карб}}$ и $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ измеренных общепринятыми методами: pH — потенциометрическим методом при соотношении почва : вода, равным 1 : 2.5; содержание органического вещества — титриметрическим методом (бихроматное окисление по Тюрину); содержание карбонатов — комплексонометрическим методом по

С.А. Кудрину; гранулометрический состав почвы — методом пипетки с пирофосфатной подготовкой пробы, содержание подвижных Fe и Al — по Тамму [20]. Полученные экспериментальные данные пересчитывали в баллы с использованием специально разработанных эмпирических таблиц [5, 8] (табл. S1). В этих расчетах содержание гумуса заменяли на содержание органического углерода, поскольку пересчет этой величины в гумус может привести к неконтролируемым ошибкам [20].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Расчет буферной способности почв и ПДК_{Cu} по Ильину. При расчете ПДК_{Cu} в исследуемых почвах и субстратах необходимо связать три показателя: один из индикаторных показателей растений (в данном случае морфометрические характеристики), валовое содержание Cu в почвах и буферную способность почв по отношению к ТМ. Заметим, что при таком подходе принадлежность почв к тому или иному генетическому типу несущественна, поскольку наиболее важные для расчетов характеристики почв представлены одинаково — количеством баллов, объединенных в одну общую характеристику — буферную способность почв по отношению к ТМ.

Для выявления взаимосвязи этих трех факторов использовали множественный регрессионный анализ исследуемой системы, основные характеристики которой представлены в табл. 1, 2. В результате получены уравнения множественной регрессии, включающие морфометрические характеристики растений (MX), валовую концентрацию Cu в

Таблица 1. Основные физические и химические свойства почв

Доза песка, %	$\text{C}_{\text{орг}}$, %	Физическая глина (≤ 0.01 мм), %	$(\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}}$, %	$\text{CO}_{2\text{карб}}$, %	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	Буферность почв, баллы (по Ильину)
0 (СП)	1.21	35.07	3.12	0.42	5.66	22.5
0 (ЧО)	3.70	48.10	5.09	0.25	7.30	39.5
25 (СП)	0.78	26.30	2.34	0.32	5.71	21.5
25 (ЧО)	2.78	36.18	3.82	0.19	7.35	28.0
50 (СП)	0.60	17.68	1.56	0.21	5.74	15.0
50 (ЧО)	1.85	24.05	2.55	0.13	7.39	22.5
75 (СП)	0.26	8.11	0.78	0.11	5.72	13.5
75 (ЧО)	0.93	12.03	1.27	0.06	7.36	17.5
$\text{SD}(x_i)$	1.06	12.70	1.35	0.111	1.02	—

Примечание. СП — серая почва (Haplic Luvisol (Siltic)), ЧО — чернозем обыкновенный (Haplic Chernozem (Loamic)); $\text{SD}(x_i)$ — стандартные отклонения для каждого из свойств почв.

почвах (C_{Cu}) и буферную способность почв по отношению к ТМ (Q_{Buf}). При выполнении регрессионного анализа характеристики почв, а также морфометрические показатели растений объединяли в одну общую базу данных. В результате анализа этих данных получено уравнение множественной регрессии с тремя независимыми переменными:

$$MX = -aC_{Cu} + bQ_{Buf} - c\ln(C_{Cu}) + d, \quad (1)$$

где MX – морфометрическая характеристика растений (L_R – длина корней, см; L_{abg} – длина надземной части, см; W – сухая биомасса растений, г/сосуд); C_{Cu} – валовая концентрация Cu в почвах и субстратах, мг/кг; Q_{Buf} – буферность, балл; a, b, c, d – положительные коэффициенты уравнения (1), представленные в табл. 3.

Из трех морфометрических показателей для анализа выбрали длину надземной части растений ячменя как наиболее чувствительную к условиям развития характеристику, функционально тесно связанную с длиной корней [14]. В дальнейшем будем использовать именно этот морфометрический показатель. Для оценки ПДК_{Cu} в почвах рассмотрим взаимосвязь длины надземной части растений с буферностью почв и валовой концентрацией меди в них. Из экспериментальных данных известно, что максимальные значения длины надземной части (L_{abg}) характерны для незагрязненных образцов чернозема и соответствуют в среднем 52.1 см. Расчет ПДК_{Cu} для серой почвы и чернозема проводили, исходя из предположения о 15% снижении морфометрических показателей при концентрации Cu в почве соответствующей значению ПДК, т.е.

Таблица 2. Длина надземной части проростков ячменя ярового в серой лесной и черноземной почвах, и в почвенно-песчаных субстратах на их основе при разных дозах песка и концентрациях Cu , см

Концентрация Cu , мг/кг почвы с учетом фона	Содержание песка, %			
	0.0	25.0	50.0	75.0
Серая почва (Haplic Luvisol (Siltic))				
17.0 ± 1.6	48.4 ± 1.8	51.4 ± 2.0	41.8 ± 1.7	35.4 ± 1.9
267.0 ± 24.9	41.8 ± 2.4	36.2 ± 2.7	30.3 ± 2.3	18.3 ± 2.6
517.0 ± 48.7	41.5 ± 2.8	28.1 ± 2.9	26.0 ± 2.3	13.6 ± 2.1
1017.0 ± 93.9	33.2 ± 2.7	25.6 ± 5.8	14.7 ± 3.1	5.4 ± 2.7
2017.0 ± 187.2	10.5 ± 2.4	10.7 ± 4.1	5.6 ± 2.6	–
Чернозем обыкновенный (Haplic Chernozem(Loamic))				
47.2 ± 11.0	49.2 ± 1.6	52.1 ± 1.9	43.9 ± 1.8	37.4 ± 2.0
297.2 ± 32.7	44.5 ± 2.0	42.1 ± 2.3	37.4 ± 2.0	32.2 ± 2.6
547.2 ± 60.2	43.8 ± 3.6	40.6 ± 2.8	31.9 ± 2.5	25.6 ± 2.9
1047.2 ± 115.2	36.8 ± 2.5	29.7 ± 2.0	19.3 ± 3.3	18.6 ± 4.1
2047.2 ± 225.2	25.2 ± 2.7	16.6 ± 2.0	11.5 ± 2.6	8.2 ± 2.7

Таблица 3. Статистики связи морфометрических характеристик ячменя ярового MX с концентрацией меди и буферностью почвы

MX	a^*	b	c	d	R^2	P
W , вес сухой биомассы, г/сосуд	0.0001479	0.03349	0.310	2.357	0.939	<10 ⁻⁶
L_R , длина корней, см	0.002132	0.7601	6.985	44.02	0.917	<10 ⁻⁶
L_{abg} , длина надземной части, см	0.01025	0.9036	3.235	36.10	0.898	<10 ⁻⁶

* Коэффициенты из уравнения (1).

при $L_{abg0} = 44.29$ см. Фиксируя это значение L_{abg0} , находим из уравнения (1):

$$Q_{Buf} = [aC_{Cu} + c \ln(C_{Cu}) - (d - L_{abg0})]/b. \quad (2)$$

Подставив в уравнения (2) значения постоянных a, b, c, d для L_{abg} из табл. 3, рассчитаем величину Q_{Buf} для нескольких значений концентрации Cu в почвах в диапазоне 17–2047 мг/кг, с учетом валового содержания Cu в исходных почвах. Полученные зависимости $Q_{Buf} = f(C_{Cu})$ для длины надземной части растений, представлены на рис. 1.

В качестве примера рассчитаем ПДК_{Cu} для серой почвы и чернозема обыкновенного при соответствующих им значениях буферности: $Q_{Buf} = 22.5$ и 39.5 балла. Для серой почвы при буферности 22.5 балла величина ПДК_{Cu} = 39 ± 11 мг/кг, а для чернозема при буферности 39.5 балла ПДК_{Cu} = 658 ± 219 мг/кг. Рассчитанное значение ПДК_{Cu} для серой почвы соответствует величинам ОДК_{Cu} для кислых суглинистых и глинистых почв с $pH_{KCl} < 5.5$. Соответствующая величина ПДК_{Cu}, рассчитанная для чернозема, в 5 раз превышает значение ОДК для суглинистых и глинистых почв близких к нейтральным или нейтральным с $pH_{KCl} > 5.5$ [4]. Таким образом, буферные свойства почв играют исключительно важную роль в определении ПДК.

Раньше отмечали, что в разных странах используются разные эмпирические подходы для оценки критических (предельно допустимых)

концентраций ТМ в почвах [16]. В частности, попытка оценить качество загрязненных Cu почв селитебных зон Канады, США, ЮАР, Австралии, Новой Зеландии и стран Европейского Союза в категориях риска для населения показала очень большой разброс. Тем не менее по результатам скрининга в категорию незначительный риск (negligible risk) попали почвы, не связанные с землепользованием, с содержанием Cu 14–70 мг/кг. В категорию, предупреждающую о риске (warning risk – **WR**) – почвы жилого и, частично, промышленного комплексов с содержанием Cu 100–500 мг/кг. В категорию потенциально неприемлемого риска (potentially unacceptable risk – **PUR**) – в основном почвы промышленного комплекса с содержанием Cu 100–1000 мг/кг [28]. Большой разброс концентраций Cu , входящих в каждую категорию риска, свидетельствует о неоднородности почв по составу и свойствам, т.е. по их буферной способности по отношению к ТМ и условий, в которых они развиваются. Содержание Cu в почвах в количестве 1000 мг/кг, по существу, можно считать близким аналогом величины ПДК_{Cu} для почв, обладающих наиболее высокой буферной способностью по отношению к Cu (≥ 47.5 балла), а нижнюю границу риска (100 мг/кг) – близкой к величине ПДК_{Cu} для почв, обладающей относительно низкой буферной способностью по отношению к Cu (≤ 38.9 балла). Таким образом, расчетные значения ПДК_{Cu} для серой почвы с низкой буферной способностью по отношению к ТМ (22.5 балла) и значением ПДК_{Cu} 35–45 мг/кг представляют значительный риск для

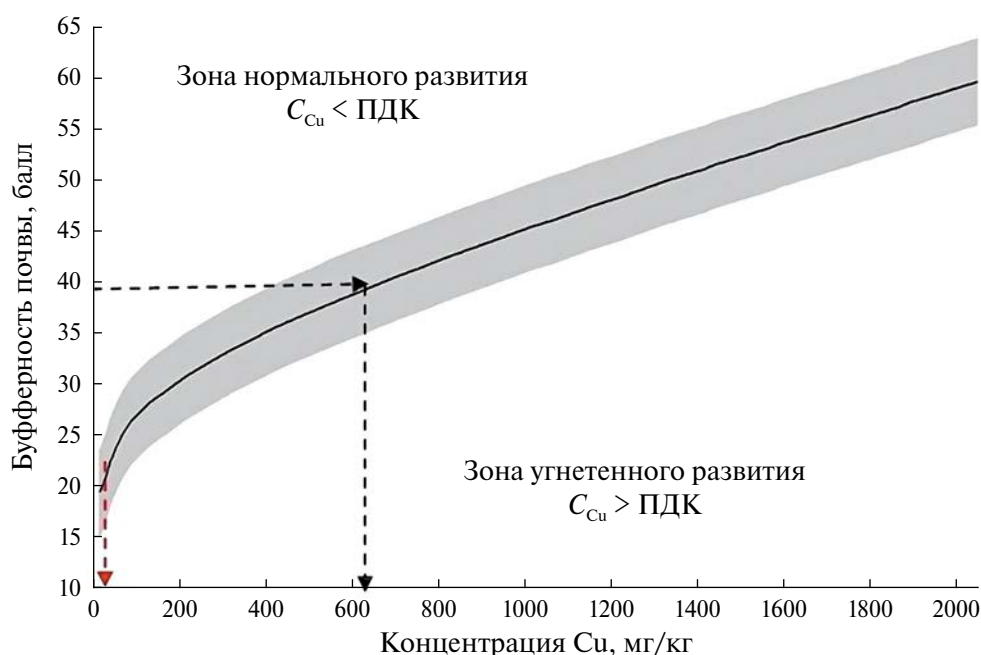


Рис. 1. Рассчитанная по формуле (2) кривая ПДК, отвечающая критическому значению MX_0 (длине надземной части при $L_{abg0} = 44.29$ см). Серая полоса показывает зону ошибок.

здоровья человека даже при относительно невысоком загрязнении медью — 70 мг/кг. Чернозем обыкновенный, обладающий буферной способностью 39.5 балла и имеющий ПДК_{Cu} 500–700 мг/кг, попадает в категорию почв WR или даже PUR, которые допускают загрязнение до 500 мг/кг и более [28]. Здесь не учитывается важная роль биоиндикатора, по которому рассчитываются значения ПДК_{ТМ} для почв.

Оценка вкладов состава и свойств почв в буферную способность по отношению к ТМ по Ильину. Наиболее сложным моментом в предлагаемом методе расчета ПДК_{ТМ} в почвах является оценка буферной способности почв по отношению к ТМ. В работах [5–8] вклад каждого компонента в общую буферность почв по отношению к ТМ статистически не оценен, а определен эмпирически, что снижает надежность и качество расчета ПДК.

Буферную способность почв в баллах, определяемую по методу Ильина [5], Ильина и Сысо [8], обозначим как $B_{uf(oid)}$. Она линейно выражается через процентное содержание каждого показателя в почве, кроме $pH_{H_2O} : C_{орг} (x_1)$, $ФГ (x_2)$, $(Fe + Al)_{подв} (x_3)$, $CO_{2карб} (x_4)$ и значений $pH_{H_2O} (x_5)$. Для примера на рис. 2 показана связь содержания $(Fe + Al)_{подв}$ в процентах и баллах. Аналогичные зависимости можно получить для других свойств почв.

Математически эти зависимости для каждого компонента буферности описываются уравнениями (3):

$$\begin{aligned} x_{1балл} &= 0.838x_1 + 0.628; R^2 = 0.992; \\ x_{2балл} &= 0.321x_2 - 0.399; R^2 = 0.981; \\ x_{3балл} &= 1.646x_3 - 0.280; R^2 = 0.988; \\ x_{4балл} &= 3.299x_4 + 0.468; R^2 = 0.994; \\ x_{5балл} &= 5.0x_5 - 23.75; R^2 = 1.0. \end{aligned} \quad (3)$$

В общем виде:

$$B_{uf(oid)} = \sum(a_ix_i + B_i), \text{ где } \sum B_i = B = -23.33 \text{ балла.} \quad (4)$$

Из уравнений (3), согласно методике Ильина, следует:

$$B_{uf(oid)} = 0.838x_1 + 0.321x_2 + 1.646x_3 + 3.299x_4 + 5.000x_5 - 23.33. \quad (5)$$

Если оценивать вклады компонентов в общую буферную способность почв по отношению к ТМ по величине их коэффициентов в уравнении (5), они убывают в последовательности:

$$pH_{H_2O} > CO_{2карб} > (Fe + Al)_{подв} > C_{орг} > ФГ. \quad (6)$$

В этом ряду наиболее важную роль играют pH_{H_2O} и содержание карбонатов, а наименее важную — $C_{орг}$ и $ФГ$. При этом роль карбонатов представляется завышенной, а $C_{орг}$ и $ФГ$ занижены [15]. Однако этот результат нельзя считать вполне достоверным из-за качественной разницы

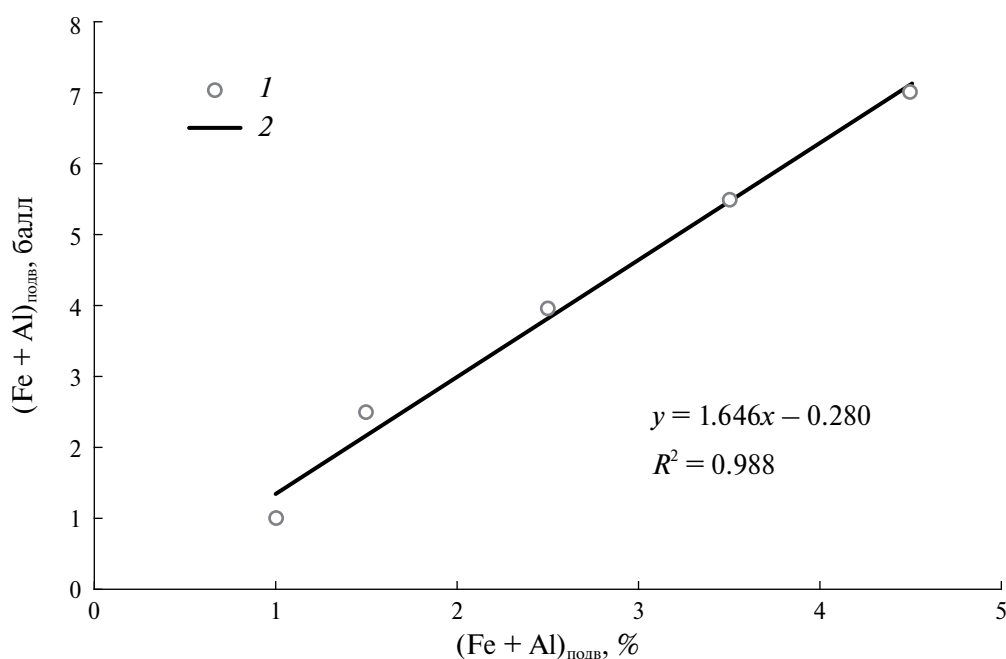


Рис. 2. Связь содержания $(Fe + Al)_{подв}$ в баллах с результатами анализа, выраженными в процентах: 1 — экспериментальные точки, 2 — расчетная прямая (по данным [8]).

переменных и разброса данных. Слагаемые уравнения (5) необходимо сначала нормировать.

Статистическая оценка вкладов состава и свойств почв в буферную способность по отношению к ТМ по данным Ильина и Сысо. Некорректность последовательности (6) связана с тем, что значения a_i в уравнении (4) зависят от размерности x_i , их нельзя сравнивать между собой. Для решения этой проблемы необходимо нормировать входящие в буферную способность свойства почв, заменив x_i на $y_i = x_i/SD(x_i)$, где $SD(x_i)$ – стандартное отклонение x_i (по данным [8]). Тогда $Bu_{old} = Sc_i y_i + B'$, где статистический вес $c_i = a_i SD(x_i)$ выражен в баллах, а y_i – безразмерная величина. Это позволяет сравнивать величины c_i разных показателей состава и свойств почв, входящих в общее понятие буферности. Находим, что $c_1 = 3.00$ балла, $c_2 = 7.10$ балла, $c_3 = 2.36$ баллов, $c_4 = 5.34$ балла и $c_5 = 4.68$ балла. Тогда вклады нормированных показателей убывают ряду: $c_2 > c_4 > c_5 > c_1 > c_3$. После замены c_i ранее принятыми обозначениями индекса i вклады показателей состава и свойств почв в общую буферную способность образуют ряд:

$$\PhiГ > CO_{2\text{ карб}} > pH_{H_2O} > C_{орг} > (Fe + Al)_{\text{подв}}. \tag{7}$$

В этой последовательности наибольшее значение в иммобилизации Си приобретает содержание $\PhiГ$, а наименьшее – содержание $(Fe + Al)_{\text{подв}}$. Однако эта последовательность также содержит элементы субъективности, поскольку не учитывает влияние биологического фактора на вклады входящих в буферность свойств почв.

Статистическая оценка вкладов компонентов в буферность почв с учетом биологического фактора. Критерий инактивации Си в почвах за счет их буферной способности по отношению к ТМ, является по сути биометрическим, так как в конечном счете определяется влиянием загрязненных почв на растения. Поэтому для полной морфометрической характеристики растений MX имеют смысл уравнения множественной регрессии, в которых нормируются не только свойства почв (x_i), но и морфометрические параметры растения. Это можно сделать

путем их умножения на нормирующий множитель $SD(MX)/SD(x_i)$ аналогично тому, как это сделано для оценки чувствительности продуктивности лесов к дефициту воды в работах [29, 44]. Здесь $SD(MX)$ и $SD(x_i)$ стандартные отклонения морфометрического показателя MX и i -го показателя буферности почв – x_i .

Учитывая нормирующие множители, для каждого показателя, определяющего буферную способность почв по отношению к ТМ и принимая во внимание уравнение (1), запишем следующие выражения для MX :

$$\begin{aligned} MX &= -\alpha_1 Cu + \beta_1 x_1 SD(MX)/SD(x_1) - \gamma_1 \ln(Cu) + \delta_1, \\ MX &= -\alpha_2 Cu + \beta_2 x_2 SD(MX)/SD(x_2) - \gamma_2 \ln(Cu) + \delta_2, \\ MX &= -\alpha_3 Cu + \beta_3 x_3 SD(MX)/SD(x_3) - \gamma_3 \ln(Cu) + \delta_3, \\ MX &= -\alpha_4 Cu + \beta_4 x_4 SD(MX)/SD(x_4) - \gamma_4 \ln(Cu) + \delta_4, \\ MX &= -\alpha_5 Cu + \beta_5 x_5 SD(MX)/SD(x_5) - \gamma_5 \ln(Cu) + \delta_5, \end{aligned} \tag{8}$$

где α_i , β_i , γ_i и δ_i – коэффициенты в уравнениях регрессии. Значения $a'_i = \beta_i SD(MX)/SD(x_i) = C\beta_i/SD(x_i)$, где $C = SD(MX)$ характеризует диапазон среднеквадратичных отклонений морфометрических показателей.

Так как коэффициенты β_i при этом становятся безразмерными, их можно сравнивать между собой. При этом множители в соотношениях типа (4) принимают вид $a'_i = C\beta_i/SD(x_i)$, где $C > 0$. Выбор константы C не влияет на соотношения между β_i , т.е. на относительную долю каждого из свойств почв в общей буферности, но задает масштаб системы баллов. В целом шкала баллов выбрана аналогичной шкале Ильина. Обозначим буферную способность почв после нормирования как Bu_{new} и рассчитаем статистики по уравнениям (8), используя в качестве MX длину надземной части ячменя. Используя данные табл. 4, находим последовательность β_i : $\beta_2 > \beta_3 > \beta_1 > \beta_4 > \beta_5$ и после подстановки значений x_i из табл. 4, получаем ряд:

$$\PhiГ > (Fe + Al)_{\text{подв}} > C_{орг} > CO_{2\text{ карб}} > pH_{H_2O}. \tag{9}$$

Таблица 4. Статистики уравнений (8) после статистической обработки

x_i	Свойства почвы	α_i	β_i	γ_i	δ_i	R^2	P
1	$C_{орг}$	0.01022	0.5171	3.257	43.91	0.918	$<10^{-6}$
2	Глина (≤ 0.01 мм)	0.01057	0.5332	3.025	39.92	0.935	$<10^{-6}$
3	$(Fe + Al)_{\text{подв}}$	0.01036	0.5292	3.164	41.72	0.931	$<10^{-6}$
4	$CO_{2\text{ карб}}$	0.01156	0.2959	2.382	44.32	0.739	$<10^{-6}$
5	$pH_{\text{водн}}$	0.01056	0.1816	3.031	37.98	0.684	$<10^{-6}$

Если принять $C = 1$, то в расчетах $\text{Buf}_{\text{new}} = C \sum a'_i(1)x_i + D$, где D – постоянная, расчет которой дан ниже, $a'_i(1)$ – новые значения коэффициентов a'_i при $C = 1$, которые находим как $\beta_i/\text{SD}(x_i)$ ($\text{SD}(x_i)$ – табл. 1, β_i – табл. 4). Тогда из полученных данных следует:

$$\begin{aligned} a'_1(1) &= 0.486, a'_2(1) = 0.0419, a'_3(1) = 0.393, \\ a'_4(1) &= 2.666, a'_5(1) = 0.178. \end{aligned} \quad (10)$$

Чтобы привести в соответствие расчеты буферности по старой и новой балльным системам и рассчитать буферную способность почв к ТМ с использованием нормированных величин составляющих ее компонентов и морфометрических показателей необходимо найти значения C и D . Это можно сделать, исходя из условия, что максимумы и минимумы буферности по данным Ильина будут равны экстремумам новой балльной системы:

$$\text{Buf}_{(\text{new})\text{max}} = \text{Buf}_{(\text{old})\text{max}}, \text{Buf}_{(\text{new})\text{min}} = \text{Buf}_{(\text{old})\text{min}}.$$

$$\begin{aligned} \text{Buf}_{(\text{old})\text{max}} &= C[(a'_i(1)x_i)_{\text{max}}] + D, \text{Buf}_{(\text{old})\text{min}} = \\ &= C[(a'_i(1)x_i)_{\text{min}}] + D. \end{aligned}$$

Из этих условий после подстановки численных данных следует:

$$C = [\text{Buf}_{(\text{old})\text{max}} - \text{Buf}_{(\text{old})\text{min}}] / \{[\sum a'_i(1)x_i]_{\text{max}} - [\sum a'_i(1)x_i]_{\text{min}}\} = 4.575 \text{ и}$$

$$D = \text{Buf}_{(\text{old})\text{max}} - C[\sum a'_i(1)x_i]_{\text{max}} = 3.218$$

(для наших данных $\text{Buf}_{(\text{old})\text{min}} = 13.5$ и $\text{Buf}_{(\text{old})\text{max}} = 39.5$ баллов).

Теперь рассчитываем a'_i при найденной величине $C = 4.575$ как $C a'_i(1)$ рассчитанных выше значениях a'_i по всем i из уравнения (8). После подстановки a'_i в выражение $\text{Buf}_{(\text{new})} = \sum a'_i x_i + D$, получаем простое уравнение для расчета буферной способности почв с учетом статистически обоснованных вкладов каждого компонента системы в общую буферную способность:

$$\text{Buf}_{(\text{new})} = 2.226x_1 + 0.192x_2 + 1.796x_3 + 12.20x_4 + 0.813x_5 + 3.218. \quad (11)$$

Таким образом, буферная способность почв с учетом всех факторов легко рассчитывается по уравнению (11). Следует лишь подставить в него экспериментальные значения входящих в нее показателей состава и свойств почв.

Оценка ПДК_{Cu} до и после нормирования параметров системы. На рис. 3 представлены значения ПДК_{Cu} до и после нормирования параметров системы. Из рисунка видно, что обе зависимости имеют одинаковую форму. Однако зависимость

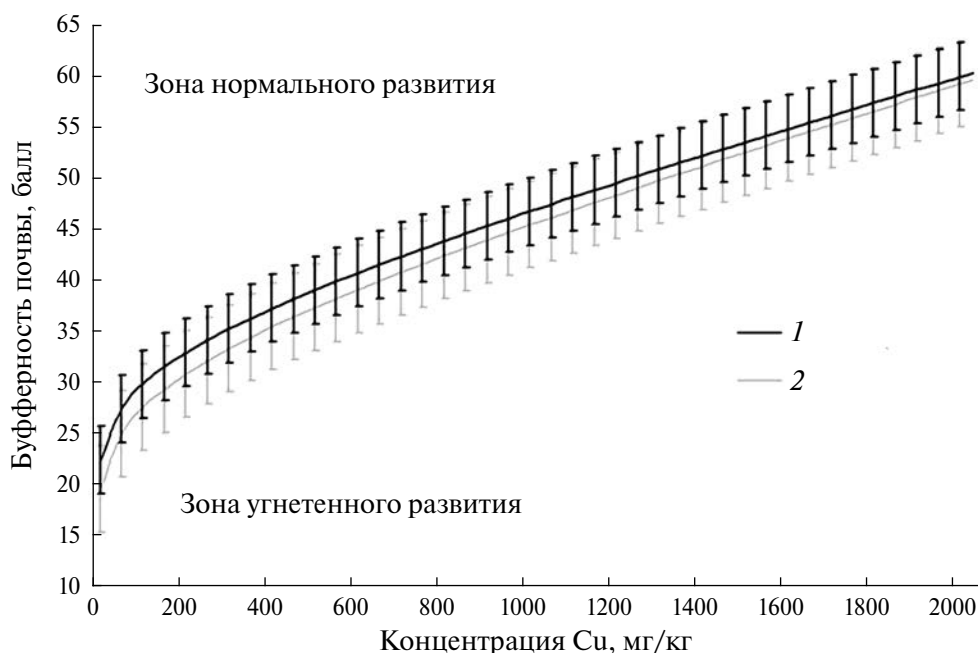


Рис. 3. Кривые ПДК, рассчитанные по уравнению (11) для $\text{Buf}_{(\text{new})}$ (1) и по уравнению (5) для $\text{Buf}_{(\text{old})}$ (2) при уменьшении длины надземной части ячменя на 15%. Вертикальные отрезки показывают ошибки в $\text{Buf}_{(\text{new})}$ (± 3.32 балла) и в $\text{Buf}_{(\text{old})}$ (± 4.24 балла).

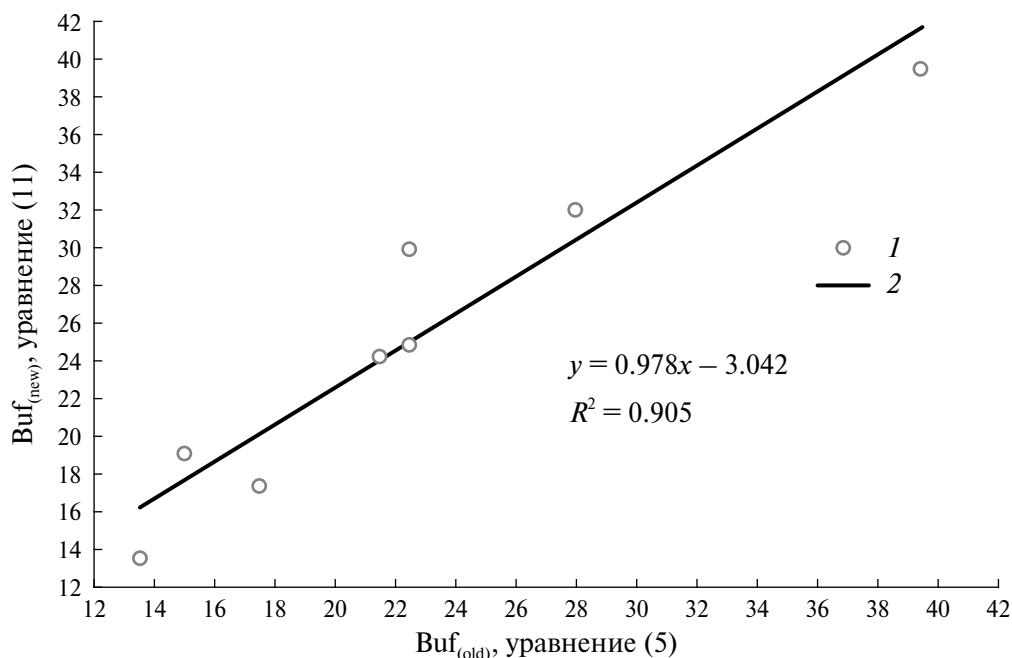


Рис. 4. Сравнение $\text{Buf}_{(\text{new})}$, рассчитанной после полной статистической обработки результатов эксперимента (уравнение (11)) с $\text{Buf}_{(\text{old})}$, рассчитанной по методике Ильина (уравнение (5)).

$\text{Buf}_{(\text{new})} = f(C_{\text{Cu}})$ расположена несколько выше зависимости $\text{Buf}_{(\text{old})} = f(C_{\text{Cu}})$. Соответственно для серой почвы при буферности 22.5 балла после статистической обработки ($\text{Buf}_{(\text{new})}$) $\text{ПДК}_{\text{Cu}} = 14 \pm 50$ мг/кг, а без статистической обработки ($\text{Buf}_{(\text{old})}$) $\text{ПДК}_{\text{Cu}} = 41 \pm 50$ мг/кг. При буферности 39.5 баллов и $\text{Buf}_{(\text{new})}$ $\text{ПДК}_{\text{Cu}} = 555 \pm 246$ мг/кг, а при $\text{Buf}_{(\text{old})}$ $\text{ПДК}_{\text{Cu}} = 664 \pm 296$ мг/кг. Таким образом, незначительные различия в положении кривых на графике $\text{Buf} = f(C_{\text{Cu}})$, образовавшиеся за счет нормирования параметров системы, дают заметную разницу в величинах ПДК_{Cu} . Авторы полагают, что предложенная здесь методика (11) более корректна, так как она учитывает относительный вклад свойств почв и дает положительные при любых x_i значения буферности.

Следует отметить, что несмотря на то, что ошибка с $\text{Buf}_{(\text{new})}$ заметно меньше (3.32 балла), чем с $\text{Buf}_{(\text{old})}$ (4.24 балла), они статистически не различаются так как одна кривая лежит в зоне ошибок другой. В то же время последовательность относительных вкладов свойств почв в общую буферную способность различна. Для $\text{Buf}_{(\text{old})}$ по данным Ильина и Сысо [8] без статистического обоснования она уменьшается в последовательности: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > \text{CO}_{2\text{карб}} > (\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}} > C_{\text{орг}} > \text{ФГ}$; после статистической обработки без учета биологического фактора: $\text{ФГ} > \text{CO}_{2\text{карб}} > \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} > C_{\text{орг}} > (\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}}$; для $\text{Buf}_{(\text{new})}$ после статистической обработки с учетом биологического фактора: $\text{ФГ} > (\text{Fe} + \text{Al})_{\text{подв}} > C_{\text{орг}} > \text{CO}_{2\text{карб}} > \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$.

Сравнение величин $\text{Buf}_{(\text{new})}$ с $\text{Buf}_{(\text{old})}$ при использовании наших данных и длины надземной части ячменя показано на рис. 4. Видно, что значения $\text{Buf}_{(\text{new})}$ и $\text{Buf}_{(\text{old})}$ достаточно хорошо соответствуют друг другу ($R^2 = 0.905$ при $P < 10^{-6}$). Из ТМ в настоящих опытах использовали только Cu, поэтому формулы для расчета буферности почв по отношению к другим ТМ могут отличаться от вышеприведенных. В методике Ильина не указано, к каким ТМ она относится. Предлагаемая методика дает определенную “стартовую” (для меди) оценку буферной способности почв, которая, зависит от специфических свойств ТМ, буферной способности почв и свойств тест-растений. В целом вопрос о буферности почв по отношению к отличным от меди ТМ и их сочетаниям нуждается в дальнейших исследованиях, поскольку давно осознано, что ПДК отличаются для разных ТМ, разных почв с разной буферной способностью и разных растений [8, 37, 43].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Буферная способность почв по отношению к ТМ является интегральной характеристикой их способности удерживать ТМ в связанном состоянии и, таким образом, снижать их подвижность, миграционную способность и доступность растениям.

Выведены статистически обоснованные уравнения расчета буферной способности почв по

отношению к Cu в баллах по данным о составе и свойствах почв, а также морфометрических характеристик тест-растений ячменя ярового. На примере Cu показано, что после статистической оценки вкладов отдельных показателей состава и свойств почв в общую буферную способность системы необходимо учитывать не только абиотические компоненты, но и реакцию тест-растений, например, длину надземной части ячменя ярового. При этом относительный вклад показателей состава и свойств почвы в формирование буферной способности по отношению к ТМ, существенно отличается от исходного, сформированного случайным образом или варианта со статистическим обоснованием только абиотических компонентов системы.

Построены зависимости $Bu_{f(ol)} = f(C_{Cu})$ без статистической обработки (по Ильину) и после нее $Bu_{f(new)} = f(C_{Cu})$ с учетом уменьшения длины надземной части ячменя на 15%. Показано, что кривая зависимости $Bu_{f(new)} = f(C_{Cu})$ лежит несколько выше кривой $Bu_{f(ol)}$. Ее ошибка составляет 3.32 балла. Ошибка зависимости $Bu_{f(ol)} = f(C_{Cu})$ составляет 4.24 балла. Однако, поскольку одна кривая лежит в зоне ошибок другой, они статистически неразличимы.

Новая методика оценки буферной способности почв отношению к ТМ не требует дискретизации объектов и соответствующих им баллов на диапазоны по составу и свойствам, но позволяет учитывать каждое свойство почв даже когда различия в них невелики и значения буферности, рассчитанные по методике Ильина, практически одинаковы. Кроме того, предложенное уравнение расчета $Bu_{f(new)}$, гарантирует положительные значения буферной способности в целом.

Статистическая обоснованность вкладов каждого из показателей буферности почв по отношению к ТМ позволяет в дальнейшем осознанно изменять набор показателей, формирующих буферность почв и, таким образом, улучшать качество расчетов ПДК без дополнительных усложнений системы.

Важной особенностью данного метода расчета ПДК ТМ в почвах является то, что наиболее существенные показатели состава и свойств почв объединены в одну общую характеристику — их буферную способность по отношению к ТМ и представлены одинаково — количеством баллов. Поэтому принадлежность почв к тому или иному генетическому типу несущественна.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания ИФХиБПП РАН в области фундаментальных научных исследований.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24100041>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бойцова Л.В., Моисеев К.Г., Пищик В.Н., Зинчук Е.Г., Хомяков Ю.В. Использование тест растений для оценки степени загрязненности грунтов тяжелыми металлами // *Агрохимический вестник*. 2021. № 2. С. 54–57. <https://doi.org/10.24412/1029-2551-2021-2-011>
2. Васин Д.В. Современные подходы к нормированию содержания тяжелых металлов в почве // *Архивариус*. 2021. Т. 7. № 3(57). С. 8–10.
3. Водяницкий Ю.Н., Ладонин Д.В., Савичев А.Т. Загрязнение почв тяжелыми металлами. М., 2012. 304 с.
4. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.020-94. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах с различными физико-химическими свойствами (валовое содержание, мг/кг). Дополнение № 1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91. М., 2009. 12 с.
5. Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // *Агрохимия*. 1995. № 10. С. 109–113.
6. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение // *Почвоведение*. 2007. № 9. С. 1112–1119.
7. Ильин В.Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. 218 с.
8. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
9. Импактное загрязнение почв тяжелыми металлами и фторидами / Под ред. Зырина Н.Г. др. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 164 с.
10. Копчик Г.Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы) // *Почвоведение*. 2014. № 7. С. 851–868. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14070077>

11. *Ладонин Д.В.* Формы соединений тяжелых металлов в техногенно-загрязненных почвах. М.: Изд-во МГУ, 2019. 312 с.
12. *Пинский Д.Л., Минкина Т.М., Бауэр Т.В., Невидомская Д.Г., Манджиева С.С., Бурачевская М.В.* Поглощение меди черноземными почвами и почвообразующими породами юга России // *Геохимия*. 2018. № 3. С. 280–289. <https://doi.org/10.7868/S0016752518030081>
13. *Пинский Д.Л.* Современные представления о механизмах поглощения тяжелых металлов почвами // Эволюция, функционирование и экологическая роль почв как компонента биосферы. Пушино: Товарищество научных изданий КМК, 2020. С. 55–65.
14. *Пинский Д.Л., Шарый П.А., Манджиева С.С., Минкина Т.М., Переломов Л.В., Мальцева А.Н., Дудникова Т.С.* Влияние состава и свойств почв и почвенно-песчаных субстратов, загрязненных медью, на морфометрические показатели растений ячменя // *Почвоведение*. 2023. № 3. С. 393–404. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2260113X>
15. *Пинский Д.Л., Минкина Т.М., Бауэр Т.В., Невидомская Д.Г., Шуваева В.А., Манджиева С.С., Цицуашвили В.С., Бурачевская М.В., Чаплыгин В.А., Барахов А.В., Велигжанин А.А., Светогоров Р.Д., Храмов Е.В., Иовчева А.Д.* Идентификация соединений тяжелых металлов в техногенно преобразованных почвах методами последовательного фракционирования, XAFS-спектроскопии и XRD порошковой дифракции // *Почвоведение*. 2022. № 5. С. 600–614. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050070>
16. *Попова Л.Ф., Наквасина Е.Н.* Нормирование качества городских почв и организация почвенно-химического мониторинга. Архангельск: САФУ им. М.В. Ломоносова, 2014. 108 с.
17. СанПиН 1.2.3685–21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. 2021. URL: www.pravo.gov.ru (дата обращения 26.04.2022).
18. *Селюкова С.В.* Тяжелые металлы в агроценозах // *Достижения науки и техники АПК*. 2020. Т. 34. № 8. С. 85–93. <https://doi.org/10.24411/0235-2451-2020-10815>
19. *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/10.31857/S0032180X22010105>
20. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
21. *Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В.* Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. 194 с.
22. *Холодов В.А., Кирюшин А.В., Ярославцева Н.В., Фрид А.С.* Связывание меди(II) необратимо сорбированными на каолините и свободными гуминовыми веществами // *Почвоведение*. 2014. № 7. С. 803–811. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14070065>
23. *Шафран С.А.* Динамика плодородия почв Нечерноземной зоны и ее резервы // *Агрохимия*. 2016. № 8. С. 3–10.
24. *Alcacio T.E., Hesterberg D., Chou J.W., Martin J.D., Beauchemin S., Sayers D.E.* Molecular scale characteristics of Cu(II) bonding in goethite–humate complexes // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2001. V. 65. P. 1355–1366.
25. *Bauer T., Pinskii D., Minkina T., Nevidomskaya D., Mandzhieva S., Burachevskaya M., Chaplygin V., Popileshko Y.* Time effect on the stabilization of technogenic copper compounds in solid phases of Haplic Chernozem // *Sci. Total Environ*. 2018. T. 626. P. 1100–1107.
26. Communication from the Commission to the council, the European parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions: Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities (CEC). Brussels, 2006. 12 p.
27. *Degryse F., Smolders E., Parker D.R.* Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review // *Eur. J. Soil Sci*. 2009. V. 60. P. 590–612. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01142.x>
28. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization / Ed. Carlon C. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, 2007. 306 p.
29. *Hoylman Z.H., Jencso K.G., Hu J., Holden Z.A., Allred B., Dobrowski S., Robinson N., Martin J.T., Affleck D., Seielstad C.* The topographic signature of ecosystem climate sensitivity in the western United States // *Geophys. Res. Lett*. 2019. V. 46. P. 14508–14520.
30. *Intawongse M., Dean J.R.* Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract // *Food Additives and Contaminants*. 2006. V. 23. P. 36–48. <https://doi.org/10.1080/02652030500387554>
31. *Järup L.* Hazards of heavy metal contamination // *British Medical Bulletin*. 2003. V. 68. P. 167–182. <https://doi.org/10.1093/bmb/1dg032>
32. *Komárek M., Cadková E., Chrastný V., Bordas F., Bollinger J.C.* Contamination of vineyard soils with fungicides: a review of environmental and toxicological aspects // *Environ. Int*. 2010. V. 36. P. 138–151. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>

33. *Liu H., Xie J., Cheng Zh., Wu X.* Characteristics, chemical speciation and health risk assessment of heavy metals in paddy soil and rice around an abandoned high-arsenic coal mine area, Southwest China // *Minerals*. 2023. V. 13. P. 629. <https://doi.org/10.3390/min13050629>
34. *Luo L., Ma Y., Zhang S., Wei D., Zhu Y.G.* An inventory of trace elements inputs to agricultural soils in China // *J. Environ. Management*. 2009. V. 90. P. 2524–2530. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.011>
35. *Meng J., Wang L., Zhong L.B., Liu X.M., Brookes P.C., Xu J.M., Chen H.J.* Contrasting effects of composting and pyrolysis on bioavailability and speciation of Cu and Zn in pig manure // *Chemosphere*. 2017. V. 180. P. 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.009>
36. Priority pollutant list. Website: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>
37. *Recatalá L., Sacristán D., Arbelo C., Sánchez J.* Can a single and unique Cu soil quality standard be valid for different Mediterranean agricultural soils under an accumulator crop? // *Water, Air and Soil Pollution*. 2012. V. 223. P. 1503–1517. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0960-0>
38. *Romic M., Romic D.* Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area // *Environ. Geology*. 2003. V. 43. P. 795–805. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0694-9>
39. *Rooney C.P., Zhao F.J., McGrath S.P.* Soil factors controlling the expression of copper toxicity to plants in a wide range of European soils // *Environ. Toxicology Chem*. 2006. V. 25. P. 726–732. <https://doi.org/10.1897/04-602R.1>
40. *Sacristán D., Carbó E.* Copper contamination in Mediterranean agricultural soils: soil quality standards and adequate soil management practices for horticultural crops // *Soil Contamination – Current Consequences and Further Solutions*. Ch. 4. INTECH, 2016. P. 64–83. <https://doi.org/10.5772/64771>
41. *Seraj F., Rahman T.* Heavy metals, metalloids, their toxic effect and living systems // *Am. J. Plant Sci*. 2018. V. 9. P. 2626–2643. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.913191>
42. *Sereni L., Guenet B., Lamy I.* Mapping risks associated with soil copper contamination using availability and bio-availability proxies at the European scale // *Environ. Sci. Poll. Res*. 2023. V. 30. P. 19828–19844. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23046-0>
43. *Sharma R.K., Agrawal M.* Biological effects of heavy metals: An overview // *J. Environ. Biol*. 2005. V. 26. P. 301–313.
44. *Slack A.W., Kane J.M., Knapp E.E., Sherriff R.L.* Contrasting impacts of climate and competition on large sugar pine growth and defense in a fire-excluded forest of the central Sierra Nevada // *Forests*. 2017. V. 8. P. 244. <https://doi.org/10.3390/f8070244>
45. *Tóth G., Hermann T., Da Silva M.R., Montanarella L.* Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety // *Environ. Int*. 2016. V. 88. P. 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
46. *Uddin M.K.* A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals with special focus on the past decades // *Chem. Engineering J*. 2017. V. 308. P. 418–462. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>
47. *Violante A., Cozzolino V., Perelomov L., Caporale A.G., Pigna M.* Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments // *J. Soil Sci. Plant Nutrition*. 2010. V. 10. P. 268–292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
48. *Wei B., Yang L.* A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China // *Microchem. J*. 2010. V. 94. P. 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
49. *Zwolak A., Sarzyńska M., Szpyrka E., Stawarczyk K.* Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: a review // *Water Air Soil Poll*. 2019. V. 230. P. 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>

Buffering Properties of Soils to Copper and Statistical Assessment of the Contributions of its Components

D. L. Pinski¹*, and P. A. Shary¹

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

*e-mail: pinsky43@mail.ru

The buffering capacity of soils towards heavy metals (HMs) is a key factor in their immobilization in soils. It includes the sum of the main components and properties of soils, expressed in points: Corg, physical clay (PhC), mobile (Fe + Al), CO₂ carbonates, and pH aqua. Using a sample of 40 experimental points, by multiple regression analysis methods, equations were derived that make it possible to express

the buffering capacity of soils in relation to HMs through the composition and properties of soils with a significance of $P < 10^{-6}$. Taking into account the gross content of Cu and the morphometric characteristics of spring barley, it was assessed the values of maximum permissible concentrations of Cu (MPC_{Cu}) for this crop at different buffering values of soils. It has been established that the contributions of the composition and properties of soils to the total buffering capacity with respect to Cu after statistical processing of the experimental results, including the biological factor, decrease in the series: $PhC > (Fe + Al)_{mob} > C_{org} > CO_{2carb} > pH_{aq}$ and differ from the corresponding distribution, obtained on the basis of empirical data from Ilyin and Syso [8] without statistical processing. The developed methodology for assessing the buffering capacity of soils in relation to HMs and calculating the MPC does not require discretization of objects by composition and properties into ranges, guarantees positive values of the buffering capacity as a whole and allows further conscious changes in the set of components that form the buffering capacity of soils in relation to HMs. The technique makes it possible to improve the quality of MPC calculations without additional system complications and complex experimental studies.

Keywords: statistical analysis, copper contamination, morphometric parameters, maximum permissible concentration

СЕЗОННАЯ И МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ВЛАЖНОСТИ ЛУГОВО-ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ (ОКСКО-ДОНСКАЯ НИЗМЕННОСТЬ)

© 2024 г. М. А. Смирнова^{a, b, *} (<https://orcid.org/0000-0002-5256-4348>),

Д. Р. Бардашов^{a, b} (<https://orcid.org/0009-0007-2425-1911>),

П. П. Филь^a (<https://orcid.org/0000-0002-9851-5381>),

Н. И. Лозбенев^a (<https://orcid.org/0000-0003-0377-3124>),

А. В. Доброхотов^{a, c} (<https://orcid.org/0000-0002-9368-6229>)

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

^bМГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119999 Россия

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

*e-mail: summerija@yandex.ru

Поступила в редакцию 12.02.2024 г.

После доработки 23.05.2024 г.

Принята к публикации 24.05.2024 г.

Проанализирована сезонная динамика объемной влажности залежной и двух пахотных лугово-черноземных почв (Gleyic Chernozem (Siltic, (Aric), Pachic)) в слое 0–60 см, а также уровень залегания грунтовых вод в Токаревском районе Тамбовской области с осени 2022 по лето 2023 гг.; проведено сравнение с режимными наблюдениями за объемной влажностью и уровнем грунтовых вод этих почв за 1969–1971 гг. Залежная лугово-черноземная почва характеризуется большей влажностью, чем почвы пашни; для верхних горизонтов пахотных почв характерна большая частота периодов увлажнения–иссушения и их меньшая непрерывная продолжительность, что подтверждается как данными мониторинга, так и формой карбонатных новообразований. Лугово-черноземные почвы в 2022–2023 гг. были достаточно сухими, несмотря на повышенное по сравнению с климатической нормой среднегодовое количество осадков. Влажность менее влажности завядания в слое 0–20 см пахотных почв устанавливалась с марта 2023 г., в залежной почве – с конца апреля 2023 г. Периоды с влажностью больше наименьшей влагоемкости в слое 0–60 см не были выявлены. Почвы были суше, чем в засушливый 1972 г., когда влажность менее влажности завядания в верхней части профиля наблюдалась в период с июня по сентябрь, во влажные 1969–1970 гг. она не опускалась ниже влажности завядания в слое 0–20 см за весь период наблюдения. Основной причиной такой разницы является изменение уровня залегания грунтовых вод: более 4 м основную часть 2022–2023 гг.; в 1969 г. воды не опускались глубже 2 м, 1971 – глубже 4 м. В результате подпитка почв влагой за счет капиллярного поднятия в 2022–2023 г. не происходила, и водный режим лугово-черноземных почв больше соответствовал водному режиму черноземов.

Ключевые слова: гидрология почв, лесостепь, динамика уровня грунтовых вод, изменение климата, Тамбовская область

DOI: 10.31857/S0032180X24I00059, **EDN:** JXZVPQ

ВВЕДЕНИЕ

Содержание воды в почве является ключевым фактором роста и развития растений, микробиологической активности, процессов растворения, накопления и перемещения веществ в почвах [14, 33]. Учет динамики влажности почв способствует повышению эффективности сельскохозяйственного

производства, совершенствованию климатических прогнозов, а также позволяет дать оценку направленности и интенсивности круговорота воды, углерода, азота и других элементов за различные временные периоды [18, 24, 35].

В последние десятилетия наблюдается резкий рост точек прямого мониторинга почвенной влаж-

ности по всему миру [24, 39], что вместе с косвенными данными о влажности почв, получаемых со спутниковых систем, расширяет возможности управления почвенными ресурсами и прогнозирования опасных природных явлений на разных масштабных уровнях [4, 15, 19, 25, 32]. Регулярно получаемые данные о влажности почв позволяют не только решать важные практические задачи, но и раскрывают особенности структурно-функциональной организации почв [28, 34], углубляют знания об их водном режиме [40], позволяют совершенствовать и верифицировать модели поведения влаги в конкретных ландшафтных условиях [23, 37, 38]. Если не учитывать единичных инициативных исследований, то в России прямой наземный мониторинг почвенной влажности на разных глубинах ведется только на площадках Росгидромета и водобалансовых станциях (в среднем расстояние между точками сбора данных составляет 50–100 км) с частотой получения информации всего 1 раз в 10 сут в течение теплого периода; мониторинг влажности почв в холодный период ведется только на водобалансовых станциях (на территории лесостепи всего одна станция) с частотой раз в месяц [10]. Вместе с тем современные системы мониторинга позволяют автоматизировано собирать и передавать данные о почвенной влажности с необходимой регулярностью [37]. В отличие от классического термостатно-весового метода, реализуемого на водобалансовых станциях и сети мониторинга влажности почв Росгидромета [10], точность определения влажности автоматизированными системами ниже, кроме того, существуют другие ограничения применения метода (выход датчиков из строя, необходимость устойчивого сигнала для передачи данных и др.). Однако возможность наблюдения за динамикой влажности в режиме онлайн в совокупности без выезда на участок делают данные системы привлекательными для использования [36].

Лесостепные почвы занимают около 7% от площади суши, не занятой ледниками: 485 Мга в Евразии, 290 Мга в Северной Америке и 102 Мга в Южной Америке [30, 31]. На долю России приходится пятая часть от площади этих почв в Евразии — основные ареалы лесостепных почв приурочены к центральной части Восточно-Европейской равнины и протягиваются на восток вдоль южной границы Сибири [13, 29]. Коэффициент увлажнения для лесостепных почв равен 1, и небольшие отклонения в условиях поступления и оттока влаги приобретают значение для процессов гумусообразования, выщелачивания, лессиважа. В итоге это выражается в формировании большого спектра различных почв и их соседства в катенах [28]. Лугово-черноземные почвы составляют фон почвенного покрова лесостепи Окско-Донской низменности и широко используются в сельском хозяйстве под пашню [2].

Они формируются в условиях близкого залегания к поверхности (менее 3 м) грунтовых вод. Их водный режим складывается из промачивания почв в весенний период и капиллярного подтягивания влаги в летний [16]. Данные о водном режиме лугово-черноземных почв крайне немногочисленны. Его изучение проводилось под руководством Е.М. Самойловой на территории Токаревского района Тамбовской области в 1969–1972 гг.: влажность почв определялась 2 раза в месяц с июня по октябрь в 1969 г. и с мая по ноябрь в 1970 г., 3–5 раз за весь теплый период в 1971–1972 гг. [16]. Непрерывные наблюдения за динамикой влажности в лугово-черноземных почвах, а также динамикой влажности в холодный период, отсутствуют. Кроме того, по данным [27] климат Окско-Донской низменности за 1980–2020 гг. характеризовался гумидизацией относительно периода 1940–1980 гг. При этом отмечается устойчивое снижение уровня грунтовых вод в центре Восточно-Европейской равнины начиная с 2008 г. [11].

Цель работы — анализ сезонной (осень 2022—лето 2023) и многолетней (1969–1972 и 2022–2023 гг.) динамики влажности почв на примере двух пахотных и одной фоновой лугово-черноземных почв Окско-Донской низменности. Мониторинг влажности почв в 2022–2023 гг. проводили автоматизированными системами сбора данных на том же участке (Тамбовский стационар), где в период 1969–1972 гг. велись работы по изучению водного режима лугово-черноземных почв под руководством Е.М. Самойловой. Гипотеза состоит в том, что изменение условий атмосферного увлажнения почв, а также положения грунтовых вод должны найти отражение в трансформации параметров водного режима лугово-черноземных почв, а использование систем автоматизированного мониторинга влажности почв позволит детально охарактеризовать сезонные изменения почвенной влажности.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Автоматизированный мониторинг объемной влажности проводили для двух пахотных и одной фоновой (залежь) лугово-черноземных почв (Тамбовская область, Токаревский район, рис. 1), расположенных по катене протяженностью 185 м и перепадом высот 70 см. Координаты разрезов: фоновая почва разрез 1 — 52.0406 N, 41.1825 E, пахотные почвы разрез 2 — 52.0418 N, 41.1807 E и разрез 3 — 52.0414 N, 41.1813 E. Местоположение участка и заложения точек мониторинга влажности определяли путем оцифровки и геодезической привязки карты Тамбовского стационара (содержит информацию о положении почвенных разрезов), опубликованного в работе [16]. Сбор данных о влажности почв проводили каждые 3 ч (синхронизировано

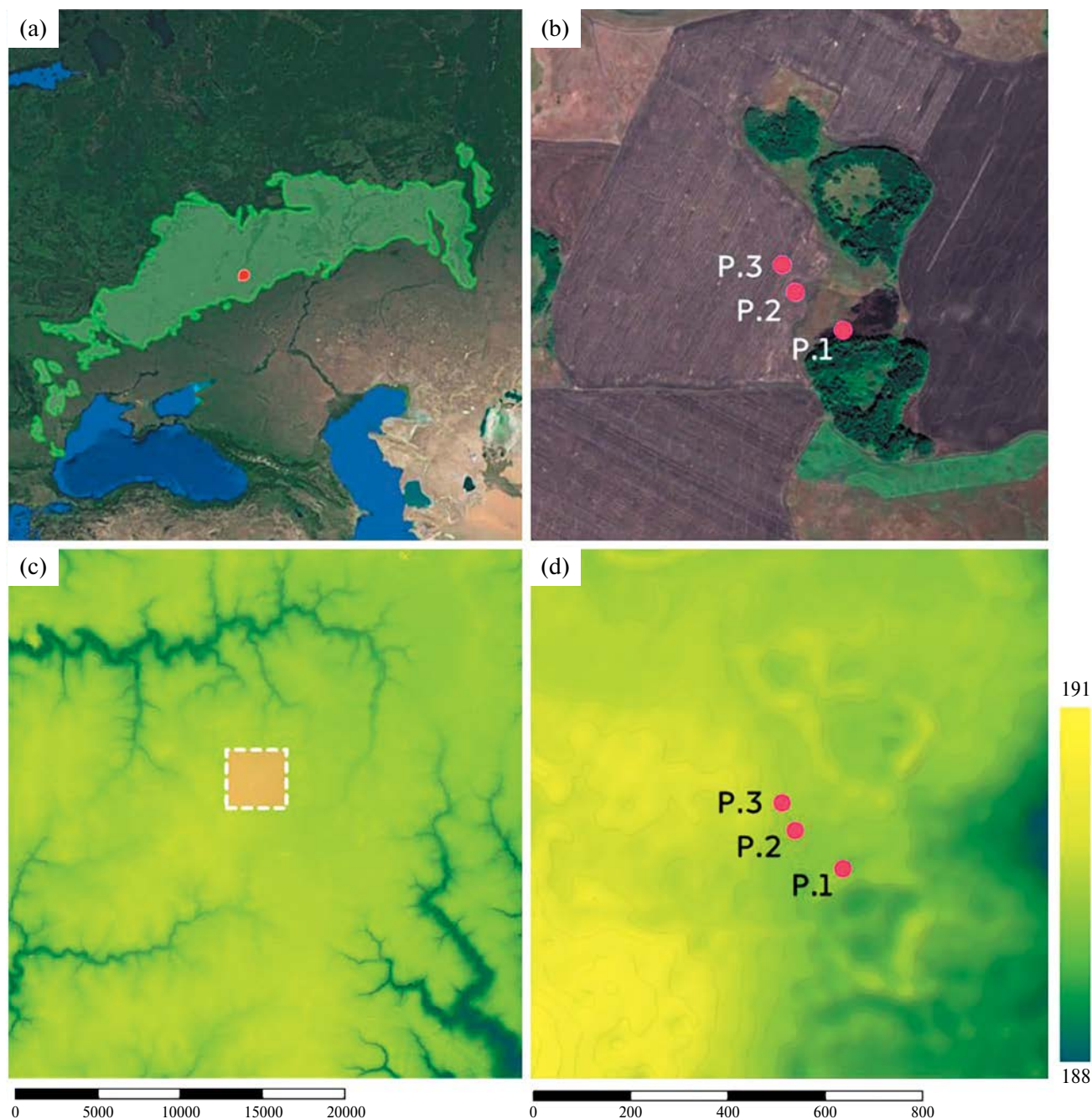


Рис. 1. Расположение района исследований (а) – в пределах лесостепи (границы лесостепи даны по [31]; (б) – положение участка в пределах недренируемого типа местности Окско-Донской низменности; (с) – космический снимок с указанием положения точек мониторинга; (д) – рельеф участка с указанием точек мониторинга).

с метеорологическими наблюдениями на станциях) с 14 октября 2022 г. Возможность обмена данными с автоматизированной системой прекратилась 10 июля 2023 г. (компания-поставщик сетевых услуг прекратила предоставлять свои услуги на территории РФ); модули идентификации абонента были заменены на фоновом участке, и не заменены на пашне – фермер запретил проводить

работы на пашне до момента сбора урожая. Ввиду очень влажной осени, урожай не был убран в 2023 г. Таким образом, срочные данные о влажности пахотных лугово-черноземных почв собраны с 14 октября 2022 г. по 10 июля 2023 г. (270 сут), для лугово-черноземной почвы – с 14 октября 2022 г. по настоящее время; в работе использованы данные до 9 января (453 сут наблюдений).

Почвы формируются в условиях замедленного дренирования, что вызвано как их свойствами — глинистым составом, так и особенностями участка — выровненной слаборасчлененной и фактически бессточной слабонаклонной поверхности (междуречный недренируемый тип местности по [8]). Режим выпадения осадков неравномерный: среднегодовое количество равно 484 мм (за период 1991–2020 гг. по данным метеостанции Жердевка, расположенной в 30 км к юго-западу от участка). Среднегодовая температура составляет 6.8°С. В 2023 г. на пашне выращивался подсолнечник; в состав севооборота входит озимая пшеница, чередуемая с ячменем и подсолнечником. Фоновый участок покрыт разнотравно-костровой растительной ассоциацией.

Ежесуточные метеорологические данные о температуре воздуха и количестве осадков получали с метеостанции г. Жердевка, расположенной в 30 км от участка исследований. Мониторинг объемной влажности почв и уровня грунтовых вод проводили с использованием модернизированного логгера Promodem 120, оборудованного тремя емкостными датчиками влажности почвы на глубинах 20, 40 и 60 см и датчиком уровня грунтовых вод гидростатического типа. Датчики устанавливали в предварительного выбуренные скважины (не разрезы) в целях максимального сохранения естественного сложения почв. Устройства позволяют диагностировать объемную влажность почв в интервале 12–45% (после проведения калибровок в лабораторных условиях погрешность измерений оценена в 2%), уровня грунтовых вод — от поверхности до 5 м. В 5 м от точек мониторинга были заложены полнопрофильные почвенные разрезы, выполнены их морфологические описания, диагностика, а также отбор проб на различные виды анализов в трехкратной повторности (с передней и боковых стенок разреза) каждые 10 см до глубины 1 м (всего 90 образцов). Значения почвенно-гидрологических констант взяты из работы [16] и приведены в табл. 1. Для анализа различий, составляющих

водного баланса, в марте 2023 и 2024 гг., перед началом снеготаяния, выполняли снегомерную съемку на участке исследования по трансектам. Оценку актуальной эвапотранспирации (ЕТ) производили на основе энергобалансовой модели METRIC (Mapping Evapotranspiration at high Resolution with Internalized Calibration) [22] с использованием данных дистанционного зондирования Земли. METRIC использует спутниковые снимки для получения необходимых входных данных для оценки ЕТ: данные теплового инфракрасного излучения для определения температуры поверхности и мультиспектральные данные для расчета вегетационных индексов. Модель METRIC оценивает ЕТ как остаточный член уравнения энергетического баланса через скрытый поток тепла в момент пролета спутника (LE , Вт/м²):

$$LE = R_n - H - G, \tag{1}$$

где R_n — радиационный баланс (Вт/м²), H — турбулентный поток тепла (Вт/м²), G — поток тепла в почву (Вт/м²).

Радиационный баланс — разность между приходящими потоками радиации к подстилающей поверхности и уходящими потоками, рассчитывали с помощью уравнения:

$$R_n = R_{S\downarrow} - R_{S\uparrow} + R_{L\downarrow} - R_{L\uparrow} - (1 - \epsilon_0)R_{S\downarrow}, \tag{2}$$

где $R_{S\downarrow}$ — суммарная радиация (Вт/м²); $R_{S\uparrow}$ — уходящая коротковолновая радиация (Вт/м²) ($= \alpha R_{S\downarrow}$); α — альбедо поверхности; $R_{L\downarrow}$ — приходящая длинноволновая радиация (Вт/м²); $R_{L\uparrow}$ — уходящая длинноволновая радиация (Вт/м²); $(1 - \epsilon_0)R_{S\downarrow}$ — часть приходящей длинноволновой радиации, отраженной от поверхности (Вт/м²); ϵ_0 — излучательная способность поверхности.

Турбулентный поток тепла — это аэродинамическая функция, которую определяли с использо-

Таблица 1. Значения почвенно-гидрологических констант для описанных почв согласно данным [16]

Почва	Глубина, см	Влажность завядания (ВЗ)	Наименьшая влагоемкость (НВ)	Полная влагоемкость (ПВ)
		% от объема почвы		
Черноземно-луговая (разрез 1)	0–8	18.3	36.5	72.1
	8–40	20.0	35.0	64.6
	40–70	21.7	34.0	57.3
Черноземно-луговая пахотная (разрезы 2, 3)	0–25	19.8	33.2	61.6
	25–50	21.2	26.9	61.6
	50–64	24.4	32.6	53.3

ванием универсальных функций для коррекции аэродинамического сопротивления:

$$H = \frac{\rho_a C_p dT}{r_a}, \quad (3)$$

где ρ_a — плотность воздуха (кг/м³); C_p — удельная теплоемкость воздуха (Дж/кг); dT — разность температур воздуха между двумя высотами z_1 и z_2 (0.1 и 2 м соответственно), r_a — аэродинамическое сопротивление (с/м).

Поток тепла в почву (G) определяли исходя из рассчитанных значений радиационного баланса, температуры (T_s) и альбедо (α) подстилающей поверхности, вегетационного индекса NDVI.

$$\frac{G}{R_n} = (T_s - 273.15)(0.0038 + 0.0074\alpha) \times (1 - 0.98NDVI^4). \quad (4)$$

Эвапотранспирацию в момент пролета спутника (ET_{inst} , мм/ч) рассчитывали путем деления скрытого потока тепла (LE) на скрытую теплоту парообразования:

$$ET_{inst} = 3600 \frac{LE}{\lambda \rho_w}, \quad (5)$$

где ρ_w — плотность воды (кг/м³); λ — скрытая теплота парообразования, Дж/кг.

Суточные суммы актуальной эвапотранспирации (ET , мм/сут) рассчитывали как:

$$ET = ET_r F \cdot ET_r, \quad (6)$$

где $ET_r F$ — часть энергии, затрачиваемая на испарение; ET_r — эталонное суммарное испарение за сутки, мм/сут.

$ET_r F$ определяется как:

$$ET_r F = ET_{inst} / ET_{r_inst}. \quad (7)$$

ET_{r_inst} — эталонная эвапотранспирация в момент пролета спутника, мм/ч. Эталонную эвапотранспирацию за сутки рассчитывали на основе модифицированного уравнения Пенмана—Монтейса для высокой растительности [21]:

$$ET_r = \frac{0.408\Delta(R_{n_24} - G_{24}) + \gamma \frac{1600}{T_a + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.38u_2)}, \quad (6)$$

где R_{n_24} — радиационный баланс за сутки (МДж (м² сут)), G_{24} — поток тепла в почву за сутки (МДж/(м² сут)), T_a — среднесуточная температура воздуха (°C), u_2 — среднесуточная скорость ветра на высоте 2 м (м/с), e_s — давление насыщения водяного пара (кПа), e_a — упругость водяного пара (кПа),

Δ — угловой коэффициент касательной к кривой взаимосвязи давления насыщения водяного пара и температуры воздуха в точке, соответствующей T_a (кПа/°C), γ — психрометрическая постоянная (кПа/°C).

Эталонную эвапотранспирацию в момент пролета спутника также рассчитывали на основе уравнения Пенмана—Монтейса:

$$ET_{r_inst} = \frac{0.408\Delta(R_{n_24} - G_{24}) + \gamma \frac{66}{T_a + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.25u_2)}. \quad (7)$$

В качестве входных метеорологических данных модели METRIC использовали данные глобального климатического реанализа CFSV2 [35], содержащие информацию о радиационных потоках, необходимые для оценки эталонной эвапотранспирации за сутки. В качестве спутниковых данных использовали спутники серии Landsat 8–9, так как они имеют среднее пространственное разрешение (30 м), подходящее для масштаба текущего исследования. На борту Landsat 8–9 присутствует сенсор регистрации исходящего длинноволнового инфракрасного излучения, необходимого входного параметра модели. Для проведения симуляции по модели METRIC отобрали серию безоблачных спутниковых снимков в даты: 2022-10-25, 2022-12-04, 2023-04-02, 2023-04-11, 2023-04-19, 2023-05-04, 2023-05-29, 2023-07-07, 2023-07-16, 2023-08-09, 2023-09-01, 2023-09-17, 2023-09-26, 2023-10-04. Значения для исследуемых участков получали из раstra ET по координатам разрезов 1 и 3.

Для верификации расчета актуальной эвапотранспирации по данным спутниковой съемки и модели METRIC дополнительно рассчитывали эталонную эвапотранспирацию для безоблачного неба по методике FAO-56 [20]. Для расчета эталонной эвапотранспирации использовали данные ближайшей стандартной станции гидрометеосети Жердевка (WMO ID — 34047; 51°0' N; 41°9' E; высота над уровнем моря — 148 м).

Для общей характеристики свойств почв, оценки их водоудерживающей способности, а также расчета коэффициентов степени переувлажнения почв, в лабораторных условиях в предварительно высушенных и гомогенизированных образцах выполнили следующие виды анализов: рН водной вытяжки методом потенциометрии при соотношении почва : вода 1 : 2.5; анионный и катионный состав водной вытяжки методом ионной хроматографии; содержание обменных катионов по методу Пфедера в модификации Молодцова и Игнатовой [9] с определением концентрации извлеченных катионов методами пламенной фотометрии и атомно-абсорбционной спектроскопии; содержание общего и неорганического углерода методом сухого сжигания на приборе Метавак; гранулометрический

состав методом лазерной дифракции с предварительной ультразвуковой обработкой с суммарной энергией равной 450 Дж/мл; аморфное железо в оксалатной вытяжке по Тамму с фотометрическим окончанием, несиликатное железо в дитионит-цитратно-бикарбонатной вытяжке по Мера–Джексоу с расчетом коэффициента Швертмана (отношение оксалато- и дитиониторастворимой форм железа); оптические плотности щелочных и пирофосфатных вытяжек при длине волны 440 нм для расчета коэффициента степени гидроморфизма в поверхностных образцах почв [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвы. Морфологические свойства. Пахотные почвы и залежная почва (рис. 2) близки по морфологическому строению. Для них характерен мощный гумусовый профиль, присутствие карбонатов и срединный горизонт с явными признаками переувлажнения. Формула почвенного профиля почвы залежи (в скобках указана нижняя граница горизонта, см) согласно [12]: AN(20)–ANlc(53)–ABca(85)–BCA_{mc,g,q}(106)–Q. В отличие от почвы залежи, в пашне верхний горизонт является агрочерногумусовым (PN), мощностью 25–28 см, а залегающий глубже черногумусовый горизонт не содержит лабильных форм карбонатов (отсутствует признак lc). Формула почвенного профиля пахотных почв состоит из следующего набора горизонтов: PN – AN – ABca – BCA_{nc,g,q}–Q. Мощность гумусового профиля пахотных почв, в целом, соответствует таковой почвы залежи и варьирует в пределах 85–100 см. Глубина вскипания сильно

отличается — она составляет 20 см в залежной почве и около 40 см в почвах пашни. Вторичные формы карбонатов представлены пропиточными формами, белоглазкой, журавчиками. Последние встречаются только в пахотных почвах. Морфохроматические признаки переувлажнения в виде оливковых пятен, небольших сизоватых и сизовато-охристых зон вблизи мелких пор и трещин диагностированы на глубине 85 см в почве залежи и 100–110 см в почвах пашни, железо-марганцевые примазки и конкреции — с 70 (разрез 1) и 80–90 см (разрезы 2, 3). Почвы диагностированы как лугово-черноземные пахотные и лугово-черноземные согласно Классификации и диагностике почв СССР (1977) и черноземы квазиглеевые миграционно-мицелярные глееватые (разрез 1), агрочерноземы квазиглеевые конкреционные глееватые (разрезы 2, 3) согласно Полевому определителю почв [12].

Таким образом, основные морфологические отличия почв заключаются в типе строения карбонатного профиля (глубине вскипания, формах вторичных карбонатов) и глубине обнаружения морфохроматических признаков переувлажнения, новообразований железа, марганца (рис. 2). Если глубина обнаружения вторичных карбонатов зависит в большей мере от парциального давления углекислого газа (следовательно, микробиологической активности), чем от гидротермических условий, то формы карбонатных новообразований позволяют провести интерпретацию условий испарения и концентрации растворов. Согласно [5, 18], наличие крупных конкреционных новообразований и отсутствие зон с миграционными формами, свидетельствует о резком испарении почвенных растворов в почвах, в то время как присутствие миграционных форм может быть интерпретировано как формирование в почвах условий с продолжительным и постепенным испарением растворов в поры-каналы. Таким образом, сравнительный анализ морфологического строения почв позволяет высказать гипотезу о более контрастном водном режиме пахотных почв (большей амплитуде влажности почв) по сравнению с почвой залежи, а также их меньшей влажности, поскольку морфохроматические признаки переувлажнения и железо-марганцевые конкреции в них обнаружены на большей глубине, чем в фоновой почве — что, в целом, соответствует положением этих почв в катене.

Физические, химические и физико-химические свойства почв. Все исследованные почвы характеризуются глинистым гранулометрическим составом (содержание физической глины варьирует от 50 до 65%, табл. 2), что обуславливает низкую скорость фильтрации влаги. Почвы богаты органическим веществом. Содержание органического углерода достигает 7.7% в верхних 10 см залежной почвы. Лугово-черноземная почва залежи слабощелочная

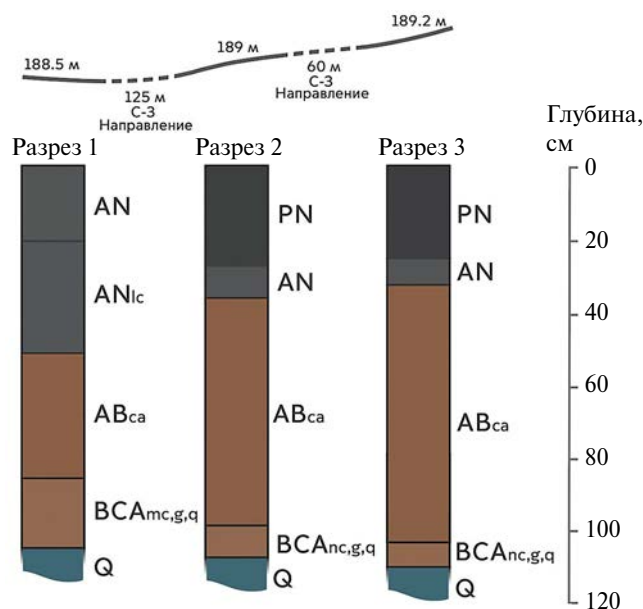


Рис. 2. Почвы участка исследования.

Таблица 2. Свойства лугово-черноземных почв (усредненные данные по трем проворностям)

Глубина, см	pH	Общее содержание солей, мг/л	Ионный состав водной вытяжки, смоль(экв)/кг										$C_{\text{HeopT}}^{\text{opr}} (C_{\text{obsh}} - C_{\text{HeopT}})^{\text{opr}}, \%$	$C_{\text{HeopT}}, \%$	$\text{Fe}_d, \%$	$\text{Fe}_{\text{ox}}, \%$	Соержание физиче-ской глинны (<0.01)	Коэффициент степени гидроморфизма
			Na^+	Ca^{2+}	K^+	Mg^{2+}	F^-	Cl^-	NO_2^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-						
Залежная лугово-черноземная почва (Gleyic Chernozem (Siltic, Pachic), разрез 1)																		
0–10	7.6	120.0	0.97	0.00	0.04	0.39	0.01	0.09	0.01	0.00	0.10	1.20	7.68	0.00	1.55	0.00	55.1	3.94
10–20	7.6	118.0	0.15	0.01	0.40	0.81	0.03	0.02	0.01	0.00	0.18	1.14	6.65	0.12	2.04	0.07	57.1	
20–30	8.2	77.0	0.09	0.02	0.26	0.53	0.01	0.08	0.01	0.00	0.07	0.74	5.35	0.51	1.82	0.07	63.8	
30–40	7.7	120.0	1.07	0.03	0.06	0.68	0.06	0.24	0.02	0.00	0.05	1.46	3.97	0.69	1.92	0.09	61.4	
40–50	7.6	110.0	1.72	0.03	0.04	0.23	0.02	0.06	0.02	0.00	0.11	1.81	2.93	1.31	1.84	0.10	61.7	
50–60	8	140.0	0.70	0.02	0.29	0.40	0.11	0.03	0.01	0.00	0.03	1.23	2.30	0.91	1.78	0.10	60.2	
60–70	8.6	30.0	0.76	0.02	0.17	0.49	0.22	0.07	0.01	0.00	0.05	1.11	1.53	1.14	–	–	60.6	
70–80	9.1	145.0	0.94	0.02	0.17	0.33	0.28	0.07	0.01	0.00	0.08	1.02	1.30	2.51	2.00	0.08	61.8	
80–90	8.3	155.0	1.21	0.01	0.14	0.27	0.29	0.06	0.02	0.00	0.05	1.22	0.96	2.99	–	–	64.5	
90–100	8.6	185.0	1.36	0.04	0.17	0.37	0.13	0.03	0.01	0.00	0.02	1.74	0.88	2.35	–	–	61.2	
Пахотная лугово-черноземная почва (Gleyic Chernozem (Siltic, Aric, Pachic), разрез 2)																		
0–10	6.7	101.0	0.78	0.04	0.07	0.41	0.01	0.13	0.03	0.01	0.10	1.02	7.49	0.00	1.98	0.09	54.20	1.96
10–20	6.7	135.0	0.77	0.02	0.06	0.61	0.03	0.18	0.02	0.03	0.20	1.00	7.69	0.00	1.7	0.11	58.30	
20–30	6.9	86.0	0.59	0.01	0.06	0.35	0.01	0.23	0.00	0.00	0.14	0.62	5.98	0.00	1.42	0.13	58.69	
30–40	6.7	73.0	0.48	0.02	0.05	0.48	0.01	0.18	0.00	0.00	0.10	0.73	4.40	0.00	1.36	0.05	64.35	
40–50	6.7	87.0	0.65	0.02	0.04	0.35	0.01	0.20	0.03	0.02	0.17	0.64	3.40	0.00	1.93	0.44	57.41	
50–60	7.1	124.0	0.65	0.01	0.06	0.46	0.03	0.17	0.00	0.05	0.20	0.73	2.93	0.39	2.43	0	56.71	

Окончание табл. 2

Глубина, см	pH	Общее содержание солей, мг/л	Ионный состав водной вытяжки, смоль(экв)/кг									$C_{\text{Heopt}}^{\text{opt}}(C_{\text{obsh}} - C_{\text{Heopt}})^{\text{opt}}, \%$	$C_{\text{Heopt}}^{\text{opt}}, \%$	$\text{Fe}_d, \%$	$\text{Fe}_{\text{ox}}, \%$	Содержание физическо-ской глины (<0.01)	Коэффициент степени гидроморфизма
			Na^+	Ca^{2+}	K^+	Mg^{2+}	F^-	Cl^-	NO_2^-	NO_3^-	SO_4^{2-}						
60–70	7.6	164.0	0.99	0.02	0.07	0.84	0.03	0.19	0.02	0.00	0.11	1.55	1.90	1.46	2.31	0.03	61.39
70–80	7.7	138.0	0.97	0.02	0.04	0.39	0.04	0.13	0.01	0.01	0.13	1.10	1.92	2.08	2.18	0.05	61.95
80–90	7.7	108.0	1.88	0.01	0.09	0.58	0.01	0.02	0.01	0.00	0.18	2.34	—	2.12	2.19	0.25	62.00
90–100	7.8	101.0	0.78	0.04	0.07	0.41	0.01	0.13	0.03	0.01	0.10	1.02	—	2.14	2.16	0.26	61.85
Пахотная лугово-черноземная почва (Gleyic Chernozem (Siltic, Aric, Pachic), разрез 3)																	
0–10	6.6	51.0	0.18	0.03	0.11	0.31	0.01	0.11	0.01	0.00	0.12	0.39	5.61	0	1.1	0.03	61.3
10–20	6.9	45.0	0.18	0.02	0.10	0.29	0.01	0.09	0.00	0.00	0.04	0.45	5.98	0	1.2	0.04	60.9
20–30	6.9	55.0	0.24	0.04	0.07	0.31	0.01	0.12	0.02	0.00	0.09	0.43	5.59	0	0.9	0.07	63.6
30–40	6.9	91.0	0.54	0.02	0.13	0.23	0.01	0.06	0.02	0.02	0.07	0.74	4.83	0.19	1.36	0.05	64.2
40–50	6.9	54.0	0.27	0.02	0.08	0.33	0.01	0.10	0.00	0.00	0.04	0.54	3.38	0.32	1.87	0.09	63.4
50–60	7	99.0	0.52	0.02	0.17	0.33	0.02	0.15	0.02	0.00	0.06	0.78	2.56	0	2.2	0.1	61.8
60–70	7.8	128.0	0.73	0.03	0.20	0.35	0.06	0.22	0.01	0.00	0.06	0.95	2.24	0.38	—	—	57.7
70–80	7.6	170.0	0.90	0.02	0.29	0.56	0.04	0.11	0.00	0.00	0.16	1.47	2.77	1.11	2.3	0.05	61.2
80–90	7.9	144.0	1.03	0.05	0.19	0.31	0.04	0.13	0.01	0.00	0.11	1.29	—	1.49	—	—	55.7
90–100	8.2	176.0	1.35	0.02	0.25	0.44	0.15	0.15	0.01	0.01	0.11	1.64	—	2.32	2.32	0.12	50.7

в пределах всего почвенного профиля, пахотные — нейтральные—слабощелочные. Содержание карбонатов достигает максимума (от 10 до 17.5%) вблизи 1 м во всех почвах. Почвы слабо засолены в пределах всего почвенного профиля; единично встречаются слои с содержанием легкорастворимых солей менее 0.1% от сухой массы почвы (только в пахотных почвах) и более 0.15% (только в лугово-черноземной почве залежи). Засоление, преимущественно, содовое Mg—Na (реже содовое Mg, содовое Na), на некоторых глубинах в пахотных почвах — хлоридно-содовое Mg—Na. Залежная лугово-черноземная почва в среднем содержит больше легкорастворимых солей, чем пахотные почвы. Содержание растворимых оксалатом форм железа в почвах крайне низкое. Рассчитанные на основе соотношения оксидов- и дитиониторастворимого железа коэффициенты Швермана характеризуются очень низкими значениями. Согласно полученным данным, происходит увеличение степени переувлажнения почв от пахотной почвы разреза 2 к пахотной почве разреза 3 и к залежной лугово-черноземной почве. Внутри профиля пахотных почв диагностировано увеличение степени увлажнения в подпахотном горизонте. В целом низкие значения содержания железа и рассчитанные на их основе коэффициенты не позволяют считать критерий Швермана надежным для исследованных лугово-черноземных почв. Согласно значениям коэффициентов степени гидроморфизма можно выделить следующий ряд увеличения продолжительности поверхностного переувлажнения почв: пахотная почва (разрез 3) — пахотная почва (разрез 2) — почва залежи (разрез 1). Этот ряд совпадает с положением почв в пределах катены.

На основании сравнительного анализа свойств почв можно сделать вывод о высокой степени сходства исследованных залежной и пахотных лугово-черноземных почв. Залежная почва характеризуется большей щелочностью и большим содержанием легкорастворимых солей, что может сказываться на разнице в скорости высыхания почв (более засоленные почвы дольше высыхают по сравнению с незасоленными почвами при прочих равных условиях [1]). В соответствии со значениями коэффициента степени гидроморфизма, залежная почва характеризуется большей

продолжительностью поверхностного переувлажнения, что подтверждается ее положением в рельефе.

Осадки и температурный режим за период наблюдения. 2022 и 2023 гг. характеризовались повышенным количеством выпавших осадков относительно среднеемноголетних значений в 484 мм (табл. 3). Режим их выпадения был неравномерным.

Осень 2022 г. была относительно влажной, сумма осадков за октябрь и середину ноября составила 84 мм. С середины ноября по начало марта установился отрицательный температурный режим. В конце декабря — начале января наблюдалась оттепель. Зима была малоснежной, что подтверждается как наблюдениями с метеостанции, так и выполненной снегомерной съемкой на участке исследования. Высота снежного покрова в пределах исследованных участков неоднородна. Количество снега, задерживающегося на залежи, в 7 раз больше, чем на пашне. Сформированные метелевым переносом участки накопления снега были приурочены к краевым участкам западин, где мощность снега варьировала от 50 до 90 см в зависимости от микро-рельефа и теневого эффекта древесного яруса, запас влаги в снеге изменялся от 90 до 770 мм. В центральной части западин на луговом кочкарнике мощность снега варьировала от 8 до 20 см, запас влаги от 50 до 150 мм. По результатам проведенной снегомерной съемки 9 марта 2023 г. и 21 февраля 2024 г. в пределах водосборной площади на пашне снег лежал однородным слоем (мощность от 15 до 17 см). В локальных участках вдоль древесной растительности у западин мощность снега изменялась от 90 до 150 см. Всего за холодный период 2022–2023 гг. выпало 165 мм осадков, из них — 108 мм до завершения зимней оттепели (рис. 3).

С середины марта наблюдалось постепенное повышение температуры воздуха; среднесуточная температура редко опускалась ниже 15°C начиная с середины мая. Сумма жидких осадков за весенний период составила 141 мм. Жаркое и влажное лето с суммой осадков в 190 мм сменилось очень сухим и теплым сентябрем, прохладными и очень мокрыми октябрем, ноябрем. Сумма выпавших осадков за эти два осенних месяца составила 170 мм. Таким образом, особенности погоды 2022–2023 гг. — небольшое количество

Таблица 3. Климатические показатели по данным метеостанции г. Жердевка Тамбовской области

Параметр	2005	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Сумма осадков за год, мм	386	421	311	423	515	626	477	329	566	644	521	507	451	444	528	634	634
Среднегодовая t , °C	8.6	7.6	7.2	7.9	6.3	7.4	7.7	7.1	7.7	7.5	7.3	6.8	8	8.5	7.7	7.6	8.1

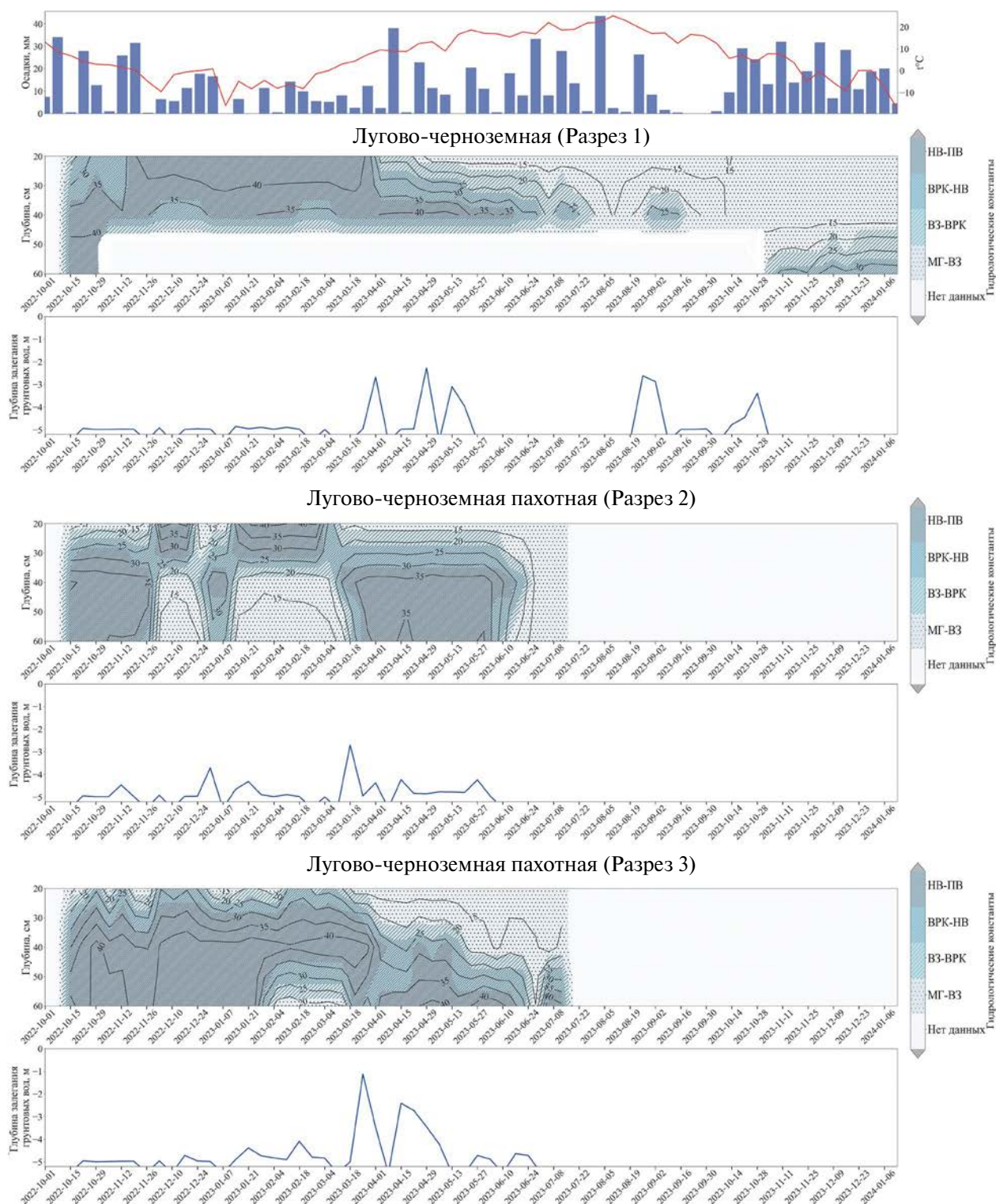


Рис. 3. Динамика влажности и мониторинга залегания грунтовых вод лугово-черноземных почв на протяжении периода мониторинга 01.10.2022–09.01.2024. В верхней части рисунка – осадки и температура в течение рассматриваемого периода, ниже – динамика показателей для отдельных почв (разрезы 1–3). Для каждой из почв верхний рисунок: хроноизоплетами показаны значения объемной влажности (%), цветовым фоном со штриховкой – значения почвенно-гидрологических констант, курсивом – значения объемной влажности для почвенно-гидрологических констант; нижний рисунок – уровень грунтовых вод. Почвенно-гидрологические константы: ПВ – полная влагоемкость, НВ – наименьшая влагоемкость, ВРК – влажность разрыва капилляров, определенная как $0.7НВ$; ВЗ – влажность завядания; МГ – максимальная гигроскопичность.

снега и зимняя оттепель — не создали существенных предпосылок для весенней влагозарядки грунтовых вод в 2023 г.

Уровень грунтовых вод. Уровень залегания грунтовых вод на участке исследования неодинаковый, что может быть вызвано гетерогенностью залегания кровли днепровской морены, выступающей в качестве водоупора на глубине 8 метров [16]. С 2016 и по 2021 гг. в районе исследования устанавливалась сухая и достаточно жаркая (за исключением относительно холодного 2018 г.) погода, что, вероятно, повлияло на уровень залегания грунтовых вод на момент проведения мониторинговых исследований. Расположенные ближе друг к другу почвы пашни характеризуются сходными особенностями поведения уровня грунтовых вод за период наблюдения; уровень их залегания находился в промежутке 4–5 м от дневной поверхности большую часть времени. Диагностировано несколько периодов подъема грунтовых вод в зимний (конец декабря–январь) и весенний период (в марте и апреле) до глубины 3 м и ближе к поверхности. Продолжительность этих периодов варьировала от одной до двух недель. Периоды поднятия грунтовых вод связаны со снеготаянием — оттепелью в конце декабря 2022 г. и снеготаянием в середине марта. Отсутствие резкого увеличения влажности почв в период снеготаяния, предшествующего повышению уровня грунтовых вод, может свидетельствовать о недостатке фронтального промачивания почв и подпитке грунтовых вод за счет преимущественных потоков. Грунтовые воды для почвы залежи находились на глубине более 5 м практически весь период наблюдений. Кратковременные подъемы вод наблюдались весной 2023 г. в период снеготаяния, в конце августа и осенью 2023 г., вероятно, в результате обильных дождей.

Наблюдаемая динамика уровня грунтовых вод в 2022–2023 гг., в целом, соответствует таковой, наблюдаемой Е.М. Самойловой для данного участка

в теплые периоды 1968–1973 гг.: уровень грунтовых вод весной залегает на меньшей глубине, чем летом. Вместе с тем наблюдаемые значения глубин варьировали от 0 до 2 м во влажные 1968–1970 гг. (осадки около 510 мм/год) и от 1 до 4 м в сухие 1971–1973 гг. (осадки около 470 мм/год) [16]. Таким образом, несмотря на повышенное количество осадков за 2022 и 2023 гг. (634 мм/год) наблюдается более глубокое залегание грунтовых вод на участке, чем даже в относительно сухие 1971–1973 гг. Следовательно, произошло общее опускание уровня грунтовых вод на данной территории. Выявление причин опускания грунтовых вод требует специального дополнительного исследования.

В качестве гипотезы понижения уровня грунтовых вод может быть сформулировано следующее положение: залегание уровня грунтовых вод на глубине более 5 м большую часть периода наблюдений 2022–2023 гг. является результатом ряда факторов: (1) экстремально сухого 2010 г., вероятно, повлекшего существенное опускание грунтовых вод (согласно опросам местных жителей, с 2010 г. наблюдается планомерное снижение уровня воды в колодцах), (2) увеличения потребления грунтовых вод в районе участка исследования в результате открытия крупной птицефабрики в 2013 г., (3) отсутствия подпитки грунтовых вод атмосферными осадками из-за их более глубокого залегания, чем прежде, (4) аномально теплые зимы последних лет и отсутствие условий к формированию мощного снежного покрова и большого объема талых вод, глубоко промачивающего почву и подпитывающего грунтовые воды.

Выдвинутая гипотеза соответствует результатам непрерывного мониторинга за уровнем грунтовых вод в Докучаевском колодце (Каменная степь, Воронежская область), где, начиная с 2008 г. отмечается устойчивый тренд его снижения [11], а также данным о маловодности водотоков бассейна Дона в период 2007–2015 гг. [7], к которому относится участок исследования.

Таблица 4. Продолжительность периода (сут) с влажностью меньшей или большей гидрологических констант за период наблюдения с 14.10.22 по 10.07.23 (270 сут)

Глубина, см	Разрез 1			Разрез 2			Разрез 3		
	>НВ	<ВЗ	НВ–ВЗ	>НВ	<ВЗ	НВ–ВЗ	>НВ	<ВЗ	НВ–ВЗ
20	146	80	44	69	175	26	16	182	72
40	233	3	34	140	76	54	161	36	73
60	Н.д.	Н.д.	Н.д.	121	110	39	197	32	41
На глубинах 20 и 40 см	0	3	132	0	15	255	0	36	218
На всех глубинах	Н.д.	Н.д.	Н.д.	0	15	255	0	4	266

Мониторинг влажности почв. Сезонная и многолетняя динамика. Подпитка почв влагой за счет капиллярного поднятия из грунтовых вод на участке исследования происходит только при их положении на глубине не более 3 м [16]. В 2022–2023 гг. такое положение грунтовых вод наблюдалось лишь в периоды снеготаяния в результате подпитки грунтовых вод талой водой, просачивающейся сквозь почвенную толщу по путям в виде преимущественных потоков. Следовательно, основным источником влаги для исследованных почв в настоящее время являются атмосферные осадки.

Объемная влажность верхнего слоя 0–20 см почвы залежи на начало наблюдения находилась в интервале влажность завядания (ВЗ)—наименьшей влагоемкости (НВ), с середины октября до начала апреля — была в интервале НВ—полной влагоемкости (ПВ) (рис. 3). Содержание влаги менее 15% на 20 см наблюдалось с конца апреля. Период с оптимальными значениями влажности (ВЗ—НВ) составляет всего 44 сут на глубине 20 см и 34 сут на глубине 40 см, и приходится на конец весны; зимой 2022–2023 гг. и весной 2023 г. почва, преимущественно была переувлажнена (влажность более НВ). В летний период почва испытывала сильное иссушение — обильные осенние осадки в октябре и ноябре (170 мм) были недостаточны для восполнения влаги в почвах: на начало января 2024 г.

объемная влажность почв на глубинах 20 и 40 см остается меньше ВЗ. Отсутствие мониторинговых наблюдений на глубине 60 см в период с начала ноября 2022 по конец октября 2023 г. по причине выхода из строя датчика (замена проведена в октябре 2023 г.), не позволяет достоверно оценить состояния почвы на этой глубине. Вместе с тем данные по объемной влажности за начало октября 2022 г., ноябрь–декабрь 2023 г., а также кратковременное понятие грунтовых вод до уровня в 3 м в конце августа, позволяют предположить, что содержание влаги на этих глубинах было выше ВЗ большую часть периода.

Верхние 20 см пахотных лугово-черноземных почв характеризовались объемной влажностью ниже ВЗ на начало мониторинговых наблюдений (рис. 3). В периоды зимней оттепели и весеннего снеготаяния влажность верхнего слоя увеличивалась до значений 35 (разрез 3) и 40% (разрез 2). Однако затем почва быстро иссушалась за счет просачивания воды в более глубокие слои (рис. 4). Начиная с конца марта, влажность верхнего пахотного слоя составляла менее 15%, т.е. более, чем на месяц раньше, чем в почве залежи. Такая разница, во-первых, может быть связана с меньшим поступлением влаги на поверхность пахотных почв в результате снеготаяния; во-вторых, открытой поверхностью пахотных почв ранней весной, а значит

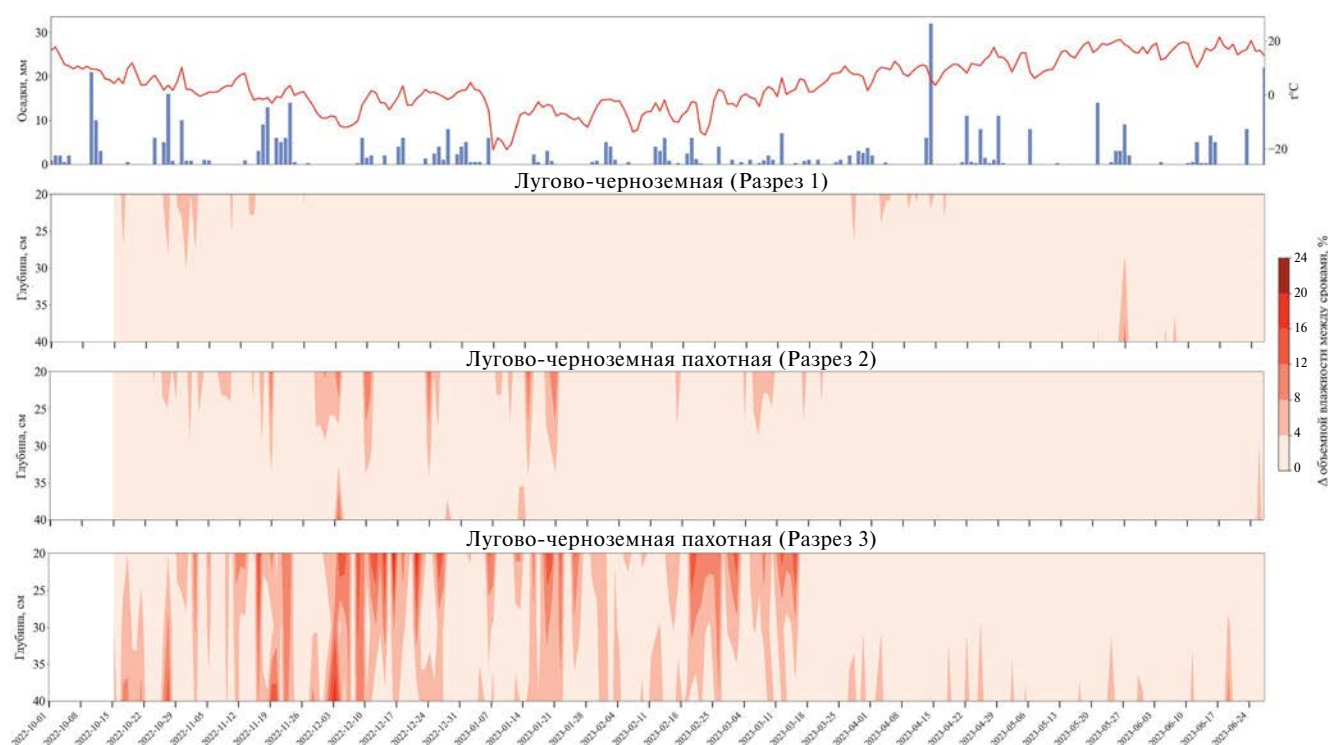


Рис. 4. Хроноизоплеты разностей влажностей между соседними сроками наблюдений в слое 20–40 см за период 10.14.2022–10.07.2023.

Таблица 5. Среднесуточные метеорологические параметры по реанализу CFSV2 в даты, соответствующие датам оценки ЕТ: T_a — температура воздуха на высоте 2 м, °С; RH — относительная влажность воздуха на высоте 2 м, %; WS — скорость ветра на высоте 2 м, м/с; P — атмосферное давление на уровне подстилающей поверхности, гПа; $R_{S\downarrow}$ — суммарная радиация, МДж/(м² сут); ET_r — эталонная эвапотранспирация, мм/сут, а также результаты расчета эталонной эвапотранспирации ET_0 для безоблачного неба и низкой растительности по классической методике FAO-56 [20]

Дата	T_a	RH	WS	P	$R_{S\downarrow}$	ET_r	ET_0
2022-10-25	5.9	83	1.6	1000.2	2.5	0.84	1.45
2022-12-04	−12.2	83	2.9	1030.1	4.3	0.45	0.39
2023-04-02	5.2	96	1.6	996.7	18.3	2.34	3.26
2023-04-11	8.9	88	2.1	1002.8	20.9	3.16	4.34
2023-04-19	10.5	60	3.0	1003.6	15.0	3.68	5.15
2023-05-04	14.9	79	1.5	1003.7	25.4	4.29	5.31
2023-05-29	15.3	62	2.3	1000.6	28.4	5.86	5.97
2023-07-07	25.7	71	2.4	998.4	28.8	7.81	7.60
2023-07-16	14.8	96	2.8	993.3	20.4	3.91	6.16
2023-08-09	23.9	71	2.3	992.6	24.8	7.54	6.49
2023-09-01	20.3	55	2.0	998.3	20.4	6.25	4.89
2023-09-17	14.2	82	1.4	1007.5	15.1	3.06	3.81
2023-09-26	15.2	61	1.9	1010.3	13.2	3.72	3.46
2023-10-04	11.6	62	3.1	1001.8	13.4	4.71	2.83

более интенсивным, чем на залежном участке, испарением с поверхности и последующим иссушением профиля, что подтверждают данные об эвапотранспирации за апрель (табл. 5). Отметим, что среднемесячные значения эвапотранспирации (особенно для лета) должны быть значительно меньше, чем полученные при расчетах для конкретных дат, так как при расчетах используются снимки при безоблачном небе, следовательно, максимальной солнечной радиации. В облачные дни значения могут быть в несколько раз меньше.

Пахотный слой лугово-черноземных почв характеризовался оптимальными значениями влажности (от ВЗ до ПВ) в течение 26 сут для почвы разреза 2 и 72 сут для почвы разреза 3. В остальное время почвы были, преимущественно, недостаточно увлажнены. Влажность почв на глубинах 40 и 60 см превышала значения НВ на начало мониторинговых наблюдений. Такие условия увлажнения продлились вплоть до начала зимы для разреза 2 и конца января — для разреза 3. В начале—середине января, после зимней оттепели в пахотной лугово-черноземной почве разреза 2 наблюдалось промачивание почвенного профиля и его увлажнение, сменяемое периодом иссушения, вероятно, за счет движения влаги вниз. Следующий максимум увлажнения на глубинах 40 и 60 см для обоих

пахотных лугово-черноземных почв пришелся на конец марта и продлился до июня, сменившись иссушением. Отсутствие мониторинговых наблюдений за объемной влажностью почв с середины июля 2023 г. не позволяет достоверно определить их состояние на протяжении большей части летнего периода. Однако, полагаем, что влажность пахотных почв на глубине 20 см в летние месяцы оставалась такой же, как в почве залежи — ниже ВЗ, поскольку поступление осадков на поверхность почв было одинаково, а значения эвапотранспирации были достаточно велики, но ниже, чем в залежной почве.

Таким образом, пахотные лугово-черноземные почвы характеризовались, в целом, меньшей влажностью, чем почва залежи — что, в первую очередь, обусловлено меньшим количеством снега, накапливающимся на поверхности за холодный период, как это и было показано результатами снегомерной съемки. Данный вывод подтверждается как на основании изучения динамики влажности почв, так и на основании морфологического сравнения почв, значений коэффициента степени гидроморфизма.

Меньшая контрастность изменений условий увлажнения в почве залежи по сравнению с почвами пашни диагностирована на основании морфологических описаний почв и подтверждается данными

мониторинга влажности. В пахотных почвах за исследованный период выделено 5 (разрез 2) и 7 (разрез 3) обособленных периодов иссушения–увлажнения почвы (периоды, в течение которых значения объемной влажности почвы ниже ВЗ и выше НВ) на глубине 20 см; 3 (разрез 2) и 5 (разрез 3) периодов на глубине 40 см. В почве залежи выделено всего 2 обособленных периода на глубине 20 см и 3 периода на глубине 40 см. Средние значения изменения объемной влажности между сроками наблюдений также выше в пахотных почвах (табл. 6). Максимальная разность значений влажности в пахотных почвах между соседними сроками наблюдений превышает 15%; в почве залежи она составляет менее 10%. Продолжительность непрерывных периодов иссушения и увлажнения почвы наиболее велика для залежной почвы.

Лугово-черноземные почвы за период наблюдения в 2022–2023 гг. были достаточно сухими, несмотря на превышение среднегодового количества осадков (634 мм). Почвы были суше, чем в 1972 г. в период засухи (годовая сумма осадков – 470 мм). В 1972 г. влажность менее ВЗ в верхней части профиля наблюдалась в период с июня по сентябрь, во влажные 1969–1971 гг., она не опускалась ниже ВЗ в верхнем слое 0–20 см, тогда как в 2023 г. влажность менее ВЗ в пахотных почвах (верхние 20 см) устанавливалась с марта 2023 г., в почве залежи – с конца апреля 2023 г. Данные о влажности залежной почвы на глубине 20 см за летний, осенний и зимний период 2023 г. свидетельствуют, что верхний

слой по-прежнему остается иссушенным, несмотря на обильные дожди. Считаем, что основной причиной такой разницы во влажности почв является резкое изменение в источниках поступления влаги в почвы: в 1969–1972 гг. в качестве источника выступали не только атмосферные осадки, как и в 2023 г., но и грунтовые воды; их капиллярная кайма находилась в пределах почвенного профиля и подпитывала верхние почвенные горизонты [16]. В настоящее время грунтовые воды залегают глубже 4 м большую часть года и не оказывают воздействия на состояние верхней части почвенного профиля. Изменение в уровне грунтовых вод за полувековой период повлекло за собой изменение особенностей почвенного увлажнения. Выявленные особенности водного режима лугово-черноземных почв за 2022–2023 гг. больше соответствуют режиму влажности черноземов. Так, влажность верхней полуметровой толщи агрочернозема миграционно-мицелярного (Белгород) была в интервале НВ–ВЗ в апреле и начале мая 1972–1973 и 2005–2006 гг., ниже ВЗ – начиная с середины мая и в летний период 1972–1973 и 2005–2006 гг. [3]. Аналогичные данные получены в черноземе выщелоченном (Тамбовская область, Уваровский район) в рамках режимных наблюдений за влажностью почв в 2007 г. [6]. Несмотря на наблюдаемые изменения в водном режиме, почвы по-прежнему сохраняют следы переувлажнения – железо-марганцевые конкреции и сизо-охристые зоны в нижней части почвенного профиля.

Таблица 6. Контрастность изменений условий увлажнения за период 10.14.2022–10.07.2023. θ_i – объемная влажность почвы (%), $\frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i}$ – изменение влажности между соседними сроками наблюдений, $N + 1$ – число сроков наблюдений, N – число интервалов между сроками. $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left| \frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i} \right| \pm SE$ – среднее значение изменения объемной влажности между сроками наблюдений $\pm$ стандартная ошибка, %/сут, SE – стандартная ошибка изменения влажности между сроками, $\frac{std\left(\left|\frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i}\right|\right)}{\sqrt{N}}$; $std\left(\left|\frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i}\right|\right)$ – стандартное отклонение изменения объемной влажности между сроками наблюдений, %/сут

Почва, разрез	Глубина, см	Число обособленных периодов иссушения–увлажнения почвы ($\theta < \text{ВЗ} \dots \theta > \text{НВ}$)	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left \frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i} \right \pm SE$	$std\left(\left \frac{\Delta\theta_i}{\Delta T_i}\right \right)$
Лугово-черноземная почва, фон, разрез 1	20	3	0.81 ± 0.09	1.53
	40	2	0.65 ± 0.07	1.22
Пахотная лугово-черноземная почва, разрез 2	20	5	1.38 ± 0.16	2.65
	40	3	0.66 ± 0.07	1.18
Пахотная лугово-черноземная почва, разрез 3	20	7	3.35 ± 0.28	4.66
	40	5	3.01 ± 0.18	3.03

Сравнение динамики влажности залежной и пахотных почв за периоды наблюдения 1969–1971, 2022–2023 гг. свидетельствует о существенном влиянии особенностей эвапотранспирации выращиваемых в поле культур на почвенную влажность. В зависимости от культур были отмечены годы как с большей влажностью пахотных почв (возделывалась люцерна, 1969–1971), так и меньшей (возделывалась свекла, 1971; подсолнечник, 2023) по сравнению с почвой под залежью.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании анализа сезонной (осень 2022–лето 2023 гг.) и многолетней (2022/2023 и 1969–1971 гг.) динамики объемной влажности залежной и пахотных лугово-черноземных почв (Токаревский район, Тамбовская область) уровня залегания грунтовых вод выявлено:

— за наблюдаемый период осень 2022–лето 2023 гг. лугово-черноземные почвы характеризовались повышенным периодом увлажнения в зимне-ранневесенний период, совпадающим с периодом снеготаяния и зимней оттепели; иссушением — в весенне-летний период. Содержание влаги менее 15% на 20 см наблюдалось в пахотных почвах с середины марта, в почве залежи — с конца апреля. Обильные летние и осенние осадки были недостаточны для восполнения запасов влаги в почвах.

— залежная лугово-черноземная почва характеризуется большей объемной влажностью, чем почвы пашни, что, в первую очередь, обусловлено большим количеством снега, накапливающимся на поверхности за холодный период, а также более интенсивным испарением с незадернованной поверхности пахотных почв в весенний период. Для верхних горизонтов пахотных почв характерна большая частота периодов увлажнения–иссушения и меньшая непрерывная продолжительность этих периодов — что подтверждается как данными мониторинга влажности, так и особенностями морфологического строения почв — формой карбонатных новообразований;

— мониторинг уровня грунтовых вод свидетельствует об их более глубоком залегании в настоящее время, чем 50 лет назад. Во влажные 2022–2023 гг. уровень грунтовых вод преимущественно залегал на глубине 4–5 м на пашне, и более 5 м — на залежном участке, в то время как в относительно влажные 1969–1970 гг. уровень грунтовых вод на участке не опускался глубже 2 м, в сухие 1971–1973 гг. — не глубже 4 м. Большая регулярность наблюдений и мониторинг уровня грунтовых вод в холодный период позволила выявить интервалы их зимнего поднятия, а также оценить продолжительность этих периодов в зимний и весенний сезоны (от одной до двух недель).

— изменение залегания уровня грунтовых вод привело к изменению водного режима лугово-черноземных почв — отсутствию подпитки верхней почвенной толщи капиллярной влагой. Режим влажности лугово-черноземных почв в 1969–1971 гг. складывался из повышенного весенне-раннелетнего увлажнения всего профиля (влажность больше НВ во всем профиле) и десквативно-выпотного режима летом — капиллярным подтягиванием почвенной влаги к поверхности почв. В 2022–2023 гг. иссушение верхних 40 см до значений ниже ВЗ наблюдалось с конца весны — начала лета в пахотных почвах и с середины лета в залежной почве, периоды с влажностью больше НВ в пределах всей толщи 0–60 см не были диагностированы. Выявленные особенности водного режима лугово-черноземных почв за 2022–2023 гг. больше соответствуют водному режиму черноземов.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят главу крестьянско-фермерского хозяйства Александра Федоровича Толмачева за помощь в проведении исследований.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда, проект № 22-77-10062 “Гидрологическая и секвестрационная функции почв западного комплекса лесостепи”.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24100059>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Айдаров И.П. Регулирование водно-солевого и питательного режимов орошаемых земель. М.: Агропромиздат, 1985. 304 с.
2. Ахтырцев А.Б., Адерихин П.Г., Ахтырцев Б.П. Лугово-черноземные почвы центральных областей Русской равнины. Воронеж: Изд-во Воронежского ун-та, 1981. 174 с.

3. Базыкина Г.С., Овечкин С.В. Влияние цикличности климата на водный режим и карбонатный профиль черноземов центра европейской части России и сопредельных территорий // Почвоведение. 2016. № 4. С. 475–488.
4. Водяницкий Ю.Н. Диагностика переувлажненных минеральных почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 81 с.
5. Зайдельман Ф.Р. Естественное и антропогенное переувлажнение почв. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 288 с.
6. Зайдельман Ф.Р., Степанцова Л.В., Никифорова А.С., Красин В.Н., Сафронов С.Б., Красина Т.В. Генезис и деградация черноземов Европейской России под влиянием переувлажнения. Способы защиты и мелиорации. Воронеж: Кварта, 2013. 352 с.
7. Киреева М.Б., Илич В.П., Фролова Н.Л., Харламов М.А., Сазонов А.А., Михайлюкова П.Г. Вклад климатических и антропогенных факторов в формирование маловодного периода в бассейне разрез Дон 2007–2015 гг. // Геориск. 2017. № 4. С. 10–21.
8. Мильков Ф.Н. Физико-географическое районирование Центрально-Черноземных областей. Воронеж: Изд-во Воронежского ун-та, 1961. 363 с.
9. Молодцов В.А., Игнатова В.П. Об определении состава поглощенных оснований в засоленных почвах // Почвоведение. 1975. № 6. С. 123–127.
10. Национальный доклад “Глобальный климат и почвенный покров России: проявления засухи, меры предупреждения, борьбы, ликвидация последствий и адаптационные мероприятия (сельское и лесное хозяйство)”. М.: Изд-во МБА, 2021. Т. 3. 700 с.
11. Поздняков С.П., Ведяшкина В.В., Филимонова Е.А., Позднякова Н.И. Ретроспективный анализ многолетних колебаний уровней воды в Докучаевском колодце в Каменной Степи // Вестник Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2023. С. 110–126.
12. Полевой определитель почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
13. Почвенный покров и земельные ресурсы Российской Федерации. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 2001. 400 с.
14. Роде А.А. Водный режим почв и его регулирование. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 119 с.
15. Савин И.Ю., Виндекер Г.В. Некоторые особенности использования оптических свойств поверхности почв для определения их влажности // Почвоведение. 2021. № 7. С. 806–814.
16. Самойлова Е.М. Луговые почвы лесостепи. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. 283 с.
17. Степанцова Л.В., Красин В.Н. Количественный показатель глубины залегания грунтовых вод в черноземовидных почвах севера Тамбовской равнины // Вестн. МичГАУ. 2011. Ч. 1. № 2. С. 106–110.
18. Хохлова О.С. Карбонатное состояние степных почв как индикатор и память их пространственно-временной изменчивости. Дис. ... докт. геогр. наук. М., 2008. 331 с.
19. Шеин Е.В., Болотов А.Г., Дембовецкий А.В. Гидрология почв агроландшафтов: количественное описание, методы исследования, обеспеченность почвенных запасов влаги // Почвоведение. 2021. Т. 55. № 9. С. 1076–1084.
20. Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. FAO Irrigation and drainage paper No. 56. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1998. V. 56(97). 156 p.
21. Allen R.G., Tasumi M., Trezza R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—Model // J. Irrigation Drainage Engineering. 2007. V. 133. № 4. P. 380–394.
22. Allen R.G., Walter I.A., Elliott R., Howell R., Itenfisu D., Jensen M. The ASCE standardized reference evapotranspiration equation // Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers. 2005. V. 57. 59 p.
23. Daly E., Porporato A. A review of soil moisture dynamics: From rainfall infiltration to ecosystem response // Environ. Engineer. Sci. 2005. V. 22(1). P. 9–24. <https://doi.org/10.1089/ees.2005.22.9>
24. Deng, L., Peng C., Kim D.G., Li J., Liu Y., Hai X., Kuzyakov Y. Drought effects on soil carbon and nitrogen dynamics in global natural ecosystems // Earth-Sci. Rev. 2021. V. 214. P. 103501. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103501>
25. Dorigo W., Himmelbauer I., Aberer D., Schremmer L., Petrakovic I., Zappa L., Preimesberger W. et al. The International Soil Moisture Network: serving Earth system science for over a decade // Hydrology Earth System Sci. 2021. V. 25. P. 5749–5804. <https://doi.org/10.5194/hess-25-5749-2021>
26. Fil P.P., Yurova A.Y., Dobrokhoto A., Kozlov D. Estimation of infiltration volumes and rates in seasonally water-filled topographic depressions based on remote-sensing time series // Sensors. 2021. V. 21. № 21. P. 7403.
27. Harris I.C. CRU TS v4.03: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.03 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901– Dec. 2018). Centre for Environmental Data Analysis (CEDA). 2019. <https://doi.org/10.5285/10d3e3640f004c578403419aac167d82>
28. Hupet F., Vanclooster M. Intraseasonal dynamics of soil moisture variability within a small agricultural maize cropped field // J. Hydrology. 2002. V. 261. № 1–4. P. 86–101. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00016-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00016-1)

29. *Khitrov N., Smirnova M., Lozbenev N., Levchenk, E., Gribov V., Kozlov D., Rukhovich D., Kalinina N., Koroleva P.* Soil cover patterns in the forest-steppe and steppe zones of the east-european plain // *Soil Sci. Annual.* 2019. V 70(3). P. 198–210.
<https://doi.org/10.2478/ssa-2019-0018>
30. *Lal R.* Managing Chernozem for Reducing Global Warming // *Regenerative Agriculture.* 2021. P. 81–93.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-72224-1_7
31. *Olson D.M., Dinerstein E., Wikramanayake E.D., Burgess N.D., Powell G.V. N., Underwood E.C., D'Amico J.A. et al.* Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth // *Bioscience.* 2001. V. 51(11). P. 933–938.
32. *Pablos M., Martínez-Fernández J., Piles M., Sánchez N., Vall-llossera M., Camps A.* Multi-temporal evaluation of soil moisture and land surface temperature dynamics using in situ and satellite observations // *Remote Sensing.* 2016. V. 8. № 7. P. 587.
<https://doi.org/10.3390/rs8070587>
33. *Porporato A., Daly E., Rodriguez-Iturbe I.* Soil water balance and ecosystem response to climate change // *The American Naturalist.* 2004. V. 164. № 5. P. 625–632.
<https://doi.org/10.1086/424970>
34. *Rosenbaum U., Bogen H.R., Herbst M., Huisman J.A., Peterson T.J., Weuthen A., Western A.W., Vereecken H.* Seasonal and event dynamics of spatial soil moisture patterns at the small catchment scale // *Water Resources Research.* 2012. V. 48. № 10.
<https://doi.org/10.1029/2011WR011518>
35. *Saha S., Moorthi S., Wu X., Wang J., Nadiga S., Tripp P., Behringer D., Hou Y. T., Chuang H.Y., Iredell M., Ek M.* The NCEP climate forecast system version 2 // *J. Climate.* 2014. V. 27(6). P. 2185–2208.
36. *Seneviratne S.I., Corti T., Davin E.L., Hirschi M., Jaeger E.B., Lehner I., Orlowsky B., Teuling A.J.* Investigating soil moisture–climate interactions in a changing climate: A review // *Earth-Science Reviews.* 2010. V. 99. № 3–4. P. 125–161.
<https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2010.02.004>
37. *Vereecken H., Huisman J.A., Pachepsky Y., Montzka C., Van Der Kruk J., Bogen H., Weihermüller L., Herbst M., Martinez G., Vanderborght J.* On the spatio-temporal dynamics of soil moisture at the field scale // *J. Hydrology.* 2014. V. 516. P. 76–96.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.061>
38. *Wang C., Wang S., Fu B., Zhang L., Lu N., Jiao L.* Stochastic soil moisture dynamic modelling: a case study in the Loess Plateau, China // *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh.* 2018. V. 109(3–4). P. 437–444.
<https://doi.org/10.1017/S1755691018000658>
39. *Zheng J., Zhao T., Lü H., Shi J., Cosh M. H., Ji D., Kang C.S.* Assessment of 24 soil moisture datasets using a new in situ network in the Shandian River Basin of China // *Remote Sensing of Environment.* 2022. V. 271. P. 112891.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.112891>
40. *Zhou T., Han C., Qiao L., Ren C., Wen T., Zhao C.* Seasonal dynamics of soil water content in the typical vegetation and its response to precipitation in a semi-arid area of Chinese Loess Plateau // *J. Arid Land.* 2021. V. 13. P. 1015–1025.
<https://doi.org/10.1007/s40333-021-0021-5>

Seasonal and Multi-Year Dynamics of Soil Moisture in Meadow-Chernozem Soils (Oka-Don Lowland)

M.A. Smirnova^{1, 2, *}, D.R. Bardashov^{1, 2}, P.P. Fil¹, N.I. Lozbenev¹, and A.V. Dobrokhotoy^{1, 3}

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

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119999 Russia*

³*Agrophysical Research Institute, St. Petersburg, 195220 Russia*

*e-mail: summerija@yandex.ru

The observed climate changes and increasing groundwater levels in the forest-steppe region should be reflected in the water regime of the Gleyic Chernozem soils. This article analyzes the daily and seasonal dynamics of volumetric moisture in background Gleyic Chernozem (Siltic, Pachic) and two arable Gleyic Chernozem soils (Siltic, Aric, Pachic), as well as the level of groundwater in the Tokarevsky district of the Tambov region during the period from autumn 2022 to summer 2023. The obtained data is compared with regime observations of volumetric moisture and groundwater levels of these soils from 1969–1971. The use of automated monitoring systems for soil moisture and groundwater levels has allowed for continuous data collection on soil moisture, assessment of the diurnal dynamics, and detailed tracking of seasonal changes in soil moisture. The background chernozem soil is characterized by higher moisture levels compared to arable soils; the upper horizons of cultivated soils are characterized

by a higher frequency of wetting-drying periods and a shorter continuous duration of these periods — which is confirmed both by moisture monitoring data and by the morphological features of the soils, such as the form of carbonate neoformations and the depth of their detection. During the observation period in 2022–2023, the meadow-chnozem soils were relatively dry, despite the higher than normal annual precipitation. Moisture levels conducive to wilting in the top 20 cm layer of cultivated soils were established from March 2023, and in the background soil from the end of April 2023. Periods with humidity exceeding the minimum moisture capacity within the entire 60 cm depth were not observed during the entire observation period. The soils were drier than in the dry year of 1972, when the humidity was less than the wilting point in the upper part of the profile from June to September. In the wet years of 1969–1970, the humidity did not drop below the wilting point in the upper 20 cm layer throughout the observation period. The main reason for this difference in humidity is the change in the level of groundwater: in 2022–2023, the majority of the groundwater was more than 4 m deep, whereas in 1969 it did not go deeper than 2 m and in 1971 — deeper than 4 m. As a result, the soil's uptake of moisture through capillary action did not occur in 2022–2023, and the water regime of the meadow-chnozem soils more closely resembled the water regime of chnozems.

Keywords: hydropedology, Chnozems, forest-steppe, dynamics of groundwater level, climate change, Tambov oblast

ТЕМПЕРАТУРНАЯ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ ДЫХАНИЯ ТОРФЯНЫХ ПОЧВ РАЗНЫХ ПРИРОДНЫХ ЗОН

© 2024 г. М. О. Тархов^{a,*}, Г. В. Матышак^a, И. М. Рыжова^a,
О. Ю. Гончарова^a, С. В. Чуванов^{a,b}, М. В. Тимофеева^{a,b}

^aФакультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

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

*e-mail: tarkhov.mo@gmail.com

Поступила в редакцию 15.01.2024 г.

После доработки 08.05.2024 г.

Принята к публикации 13.05.2024 г.

Проведена серия лабораторных экспериментов с использованием методов последовательного увеличения температур (ПУТ) и равных времен (РВ) с целью изучения температурной чувствительности дыхания торфяных почв разных природных зон: южной тундры, северной тайги и подзоны хвойно-широколиственных лесов. Коэффициент температурной чувствительности Q_{10} варьировал в широких пределах (1.3–4.8) и в случае применения метода РВ характеризовался ярко выраженной зональностью, снижаясь от северных широт к умеренным. В холодном интервале температур (5–15°C) Q_{10} возрастал от южной тундры (3.5) к северной тайге (4.8) и далее резко снижался для подзоны хвойно-широколиственных лесов (2.5). В теплом интервале (15–25°C) было отмечено плавное уменьшение Q_{10} в зональном ряду южная тундра (2.6) > северная тайга (1.6) > подзона хвойно-широколиственных лесов (1.3). Оценки, полученные методом ПУТ, напротив, показали слабую изменчивость Q_{10} . Результаты исследования демонстрируют большую температурную чувствительность дыхания почв северных широт по сравнению с таковой для умеренных. Полученные закономерности изменений величин Q_{10} могут быть использованы для улучшения региональных климатических моделей, учитывающих вклад торфяных почв в углеродный баланс и эмиссию CO_2 с почвенной поверхности.

Ключевые слова: торф, углеродный баланс, изменение климата, Q_{10} , CO_2

DOI: 10.31857/S0032180X24100064, **EDN:** JXXEON

ВВЕДЕНИЕ

Торфяники и торфяные почвы играют важную роль в глобальном цикле углерода. Несмотря на небольшую долю от общей площади суши (не более 4%) [62], торфяники ежегодно секвестрируют до 0.37 Гт CO_2 , а торфяные почвы суммарно содержат до 600 Гт углерода, или 44% от его общего объема в почвах Земли [37], что делает их одной из ключевых модельных экосистем для изучения и прогнозирования последствий изменения климата [23, 33]. В исследованиях, оценивающих отклик торфяных почв на изменение климата, особое внимание уделяется торфяным почвам бореальных широт, так как на их долю по разным оценкам приходится до 62–85% от общей величины углеродного стока в торфяниках Земли [30, 35, 72], а наиболее резкий рост температуры воздуха отмечается как раз в

высоких широтах [22, 53]. Торфяные почвы других широт (умеренных и тропических) являются важным объектом исследований из-за более высокого уровня хозяйственного освоения и связанных с этим рисков дополнительной эмиссии парниковых газов в атмосферу в результате деградации и дренирования почв [36, 56, 62].

Общепризнанным показателем оценки отклика почв на изменение температуры является температурная чувствительность, в большинстве исследований определяемая как скорость изменения отклика дыхания почв [5, 48] или минерализации органического вещества по отношению к изменению температуры [8, 63]. Для количественной оценки температурной чувствительности почв принято использовать коэффициент Q_{10} , отражающий скорость изменения оцениваемых показателей при увеличении температуры на 10°C [49].

Активно ведутся исследования температурной чувствительности торфяных почв, учитывая их важность для регуляции глобального цикла углерода и смягчения последствий изменения климата. Большинство исследований сфокусировано на оценке температурной чувствительности торфяных почв с применением полевых или лабораторных методов в рамках конкретной географической зоны [29, 59, 60]; зональный аспект рассматривается реже и преимущественно в отношении минеральных почв [21, 51, 64]. В России, несмотря на широкую представленность торфяников, составляющих более 20% территории страны (с учетом территорий с неглубоким залеганием торфа <30 см) [2, 57], количество публикаций по данной теме невелико, что дополнительно обуславливает актуальность исследования.

С учетом анализа имеющихся литературных данных, а также результатов предыдущего исследования [14], сформулированы следующие рабочие гипотезы: 1) температурная чувствительность дыхания почвы (коэффициент Q_{10}) будет выше для торфяных почв северных широт по сравнению с умеренными; 2) температурная чувствительность дыхания торфяных почв будет характеризоваться выраженной зональностью; 3) используемые лабораторные методы оценки температурной чувствительности обусловят разную интенсивность отклика дыхания торфяных почв.

Цель работы — оценка температурной чувствительности дыхания торфяных почв разных природных зон (южная тундра, северная тайга, подзона хвойно-широколиственных лесов). Задачами исследования были: 1) количественная оценка температурной чувствительности дыхания торфяных почв разных природных зон с использованием различных лабораторных методов; 2) выявление зональных особенностей отклика дыхания торфяных почв; 3) оценка влияния используемых лабораторных методов исследования температурной чувствительности на отклик дыхания торфяных почв разных природных зон.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Район и объект исследования. Исследование проводили в 2020 г. в природных зонах: южная тундра, северная тайга и подзона хвойно-широколиственных лесов. В качестве объектов выбрали торфяные олиготрофные почвы, приуроченные к характерным экосистемам изученных территорий. В каждой из природных зон отбирались схожие по морфологическим свойствам образцы олиготрофного торфа для обеспечения однородности субстрата.

Южная тундра. В южной тундре исследования проводили на территории Северо-Восточной части Пур-Тазовского междуречья (67°21' N, 78°42' E). Она представляет собой плоскую,

слаборасчлененную поверхность со сплошным распространением многолетнемерзлых пород, с сильной заозеренностью и заболоченностью и характеризуется широким распространением полигональных и бугристых торфяников [16, 18]. В качестве объекта исследований выбрали торфяную олиготрофную мерзлотную почву (Cryic Fibric Histosol (Turbic)), приуроченную к полигональному торфянику, расположенному в 200 м от дороги Тазовский-Новозаполярный в 30 км на запад от с. Газ-Сале.

Северная тайга. В северной тайге исследования проводили на территории Надымского стационара, расположенного в краевой части III озерно-аллювиальной равнины р. Надым, междуречье р. Хейгияха—Левая Хетта (65°20' N, 72°55' E). Для района характерно преобладание гидроморфных и полугидроморфных ландшафтов, представленных как современными болотными экосистемами (термокостовые депрессии, ложбины стоков, мочажины), так и бугристыми торфяниками, приуроченными к участкам островного распространения многолетнемерзлых пород [11]. В качестве объекта исследований выбрана торфяная олиготрофная типичная мерзлотная почва как типичная почва распространенных здесь бугристых торфяников [9].

Подзона хвойно-широколиственных лесов. Район исследований в подзоне хвойно-широколиственных лесов относился к Волковскому верховому болоту, находящемуся на территории государственного природного заказника областного значения “Звенигородская биостанция МГУ и карьер Сима” (55°67' N, 36°71' E) [12]. В качестве объекта исследований выбрана торфяная олиготрофная типичная почва (Fibric Histosol), характерная для сосново-кустарничково-пушицево-сфагнового сообщества верховых болот центральной части России.

Методы исследования. Полевой этап. Измерение параметров функционирования почв. В августе 2020 г. на типичных участках полигонального и бугристого торфяников южной тундры и северной тайги, а в октябре 2020 г. на фоновом участке Волковского верхового болота подзоны хвойно-широколиственных лесов проводили измерения основных параметров функционирования (температурного режима, объемной влажности и глубины протаивания) и показателей биологической активности почв (эмиссии CO_2). Участки для измерений в пятикратной повторности выбирали таким образом, чтобы обеспечить наилучшую репрезентативность изучаемых экосистем (характерный состав растительных сообществ, особенности рельефа и геоэкологических условий). Далее на участках измерений отбирали объединенные образцы олиготрофного торфа. Образцы олиготрофного торфа в подзоне хвойно-широколиственных лесов отбирали в октябре при температурных условиях, аналогичных отбору образцов в южной тундре и северной тайге.

Измерения проводили в пятикратной повторности в течение двух недель. Эмиссию CO_2 с поверхности почв измеряли методом закрытых камер [13]. В качестве закрытых камер использовали стальные камеры объемом 850 мл с герметичным клапаном для отбора проб воздуха с помощью шприца (20 мл). Подробно примененная методика описана ранее [3, 10]. Концентрацию CO_2 в пробах определяли с помощью газоанализатора с инфракрасным датчиком LI-830 (LI-COR, США) после 10 мин экспозиции (точность 3%). Температурный режим изучали с использованием термозондов Hanna Instruments (HI 98509, Германия, точность $\pm 0.2^\circ\text{C}$) и логгеров Thermochron iButtonTM (США, точность $\pm 1^\circ\text{C}$). Термозондами в августе и октябре 2020 г. измеряли температуру почвы в слое 0–10 см. Логгеры использовали для оценки годовой (август 2019–июль 2020 гг.) динамики температур в почвах на глубине 10 см в двукратной повторности. Объемную влажность почв (W , %) определяли потенциометрически с использованием полевого влагомера FieldScout TDR 100 (Spectrum, США) в слое 0–20 см. Глубину протаивания исследовали методом зондирования шупом по ГОСТ 26262-2014.

Полевой этап. Отбор образцов. Образцы торфяных олиготрофных почв отбирали в точках измерения параметров функционирования с глубины 5–15 см, при отборе удаляли сфагновый/мохово-ягельный очес. Отдельно отбирали образцы нарушенного и ненарушенного сложения. Образцы ненарушенного сложения сразу после отбора помещали в поливинилхлоридные кюветы диаметром и высотой 10 см (микрокосмы). Далее обе группы образцов транспортировали в лабораторию, где хранили при температуре 5°C до начала лабораторных исследований. Образцы ненарушенного сложения хранили в нативном виде в микрокосмах, накрыв герметизирующей пленкой (парафильм, Аптаса, Италия) для предотвращения потери влаги; образцы нарушенного сложения хранили в полиэтиленовых емкостях, закрытых парафильмом.

Лабораторный этап. Температурную чувствительность дыхания торфяных почв разных природных зон изучали с использованием двух различных методов: последовательного увеличения температур (ПУТ) и равных времен (РВ) [32]. Метод ПУТ предполагает воздействие последовательного увеличения температуры на один и тот же почвенный образец, который чаще всего является образцом ненарушенного сложения достаточно большой массы (20–40 г в пересчете на сухую почву). Напротив, метод РВ заключается в одновременной инкубации почвенных образцов (как правило, гомогенизированных и достаточно небольшой массы: не более 1 г в пересчете на сухую почву) при разных температурах. В исследовании изучали воздействие широкого диапазона температур (5 – 25°C), в рамках которого отдельно выделялись

холодный (5 – 15°C) и теплый (15 – 25°C) интервалы. В ходе экспериментов в почвенных образцах поддерживался естественный уровень влажности, который составлял 34–70% от их полной влагоемкости. Данный диапазон уровня влажности является приемлемым для определения показателей биологической активности и гетеротрофного дыхания торфяных почв [11, 23].

Метод ПУТ. Методом ПУТ проводили оценку отклика скорости минерализации органического вещества почв [4] на увеличение температуры. Для унификации терминологии отклик скорости минерализации органического вещества почв будет далее именоваться как микробное дыхание, определенное методом ПУТ ($\text{МД}_{\text{ПУТ}}$). Для метода ПУТ использовали образцы ненарушенного сложения, помещенные в микрокосмы. Высота образцов почв в микрокосмах составляла 8 см, а их масса в среднем составляла для торфяно-криозема южной тундры – 37 ± 2 г, торфяно-криозема северной тайги – 27 ± 6 г, торфяной олиготрофной типичной почвы подзоны хвойно-широколиственных лесов – 19 ± 3 г сухой почвы. Особенно метод ПУТ и необходимость использования образцов ненарушенного сложения подробно рассмотрены в ранее [14]. Каждый из анализируемых образцов представлен в восьмикратной повторности ($n = 8$).

Микрокосмы предварительно инкубировали при 5°C в течение недели для стабилизации фонового выделения CO_2 [58]. Далее в инкубаторе микрокосмы подвергали последовательному увеличению температуры с 5 до 25°C с шагом в 5°C раз в 3 сут. Измерение $\text{МД}_{\text{ПУТ}}$ проводили каждый день и оценивали по приросту выделения CO_2 за 10–30 мин инкубации в зависимости от экспериментальной температуры методом закрытых камер [13, 14]. В качестве закрытых камер использовали конструктивно аналогичные камеры, применявшиеся для измерения эмиссии CO_2 в рамках полевых исследований. Камеры устанавливали в пластиковый желоб микрокосма, заполненный водой (водяной замок) для уменьшения диффузии и возможных газообразных потерь, и отбирали исходную пробу CO_2 . Через 10–30 мин извлекали результирующую пробу CO_2 . Концентрацию CO_2 измеряли на портативном инфракрасном газоанализаторе LI-830. В микрокосмах ежедневно контролировали влажность образцов почв путем взвешивания, при необходимости добавляя воду до исходного уровня весовой влажности, определенного в начале эксперимента. $\text{МД}_{\text{ПУТ}}$ выражали в $\text{мкг C-CO}_2/(\text{г ч})$ и рассчитывали по формуле [4]:

$$\text{МД}_{\text{ПУТ}} = (dC \cdot 12 \cdot V \cdot 1000) / (m \cdot 22.4 \cdot t \cdot 100), \quad (1)$$

где dC – прирост выделения CO_2 за время инкубации, %; V – объем камеры или флакона, мл;

m — масса образца почвы, г; t — время инкубации, ч; 12 — молярная масса углерода; 22.4 — объем моля газа; 100 и 1000 — коэффициенты, необходимые для приведения единиц к подобию (% , мл и л).

Метод РВ. Методом РВ проводили оценку отклика микробного дыхания ($МД_{РВ}$) при разных температурах: 5, 15 и 25°C. Для метода РВ использовали почвенные образцы нарушенного сложения — гомогенизированные образцы при естественной влажности (свежие образцы). Особенности метода РВ подробно рассмотрены в ранее [14]. $МД_{РВ}$ отражает катаболическую активность гетеротрофных микроорганизмов почв в естественных условиях и в классическом варианте определяется по скорости выделения CO_2 почвой за 24 ч инкубации при комнатной температуре (базальное дыхание) [19, 20]. Каждый из анализируемых образцов был представлен в шестикратной повторности ($n = 6$).

Торфяные образцы из горизонтов ТО измельчали ножницами и далее пропускали через сито с диаметром ячеек 3 мм. До начала эксперимента торфяные образцы, эквивалентные 1 г сухой почвы, предварительно инкубировали в течение 5 сут при температурах, соответствующих экспериментальным: 5, 15, 25°C [55]. После этого проводили измерение $МД_{РВ}$ в герметично закрывающихся флаконах объемом 125 мл: отбирали исходную пробу CO_2 объемом 10 мл из флакона с помощью шприца через герметичный клапан. Далее образцы инкубировали в течение 12 ч в закрытых флаконах. После отбирали результирующую пробу CO_2 . Концентрацию CO_2 измеряли на портативном инфракрасном газоанализаторе LI-830. Результат выражали в мкг $C-CO_2/(г ч)$, расчет вели по формуле (1).

Количественная оценка температурной чувствительности. Температурную чувствительность дыхания торфяных почв оценивали с помощью коэффициента Q_{10} , характеризующего изменение скорости дыхания почвы при увеличении ее температуры на 10°C. Величину Q_{10} для эксперимента, проведенного методом ПУТ (отклик $МД_{ПУТ}$), рассчитывали в интервалах температур 5–15, 10–20 и 15–25°C; для эксперимента, проведенного методом РВ (отклик $МД_{РВ}$) — в интервалах температур 5–15 и 15–25°C. Интервалы температур выбрали в соответствии с общепринятыми в литературе [32]. Расчеты вели по формуле:

$$Q_{10} = c_2/c_1^{[10/(t_2-t_1)]}, \quad (2)$$

где c_1/c_2 — величины измеряемых показателей при температурах, отличающихся друг от друга на 10°C (t_1/t_2) [34], а также с использованием уравнения экспоненциальной зависимости $МД_{ПУТ}/МД_{РВ}$ от температуры:

$$R_{\text{дыхания}}(T) = ae^{bT}, \quad Q_{10} = e^{10b}, \quad (3)$$

где $R_{\text{дыхания}}$ — скорость гетеротрофного дыхания образцов почв; T — температура, °C; $a > 0$ и $b > 0$ — параметры [41].

Методы определения химических характеристик почвы. Степень разложения образцов торфяных почв определяли в полевых условиях по методике фон Поста: результаты представлены в процентах на основе соотношения классификации фон Поста со степенью разложения, определенной в лабораторных условиях [6]. Зольность (содержание сырой золы) и pH_{H_2O} (соотношение торф : дистиллированная вода 1 : 25) оценивали по стандартным методикам [15]. Массовую влажность определяли термогравиметрически на приборе Ohaus MB 35 (США), полную влагоемкость оценивали методом цилиндров [1]. Общее содержание углерода ($C_{\text{общ}}$) и азота ($N_{\text{общ}}$) определяли на элементном CNHS-анализаторе Element Analyzer Vario EL III фирмы Elementar (Германия). Содержание лабильных фракций органического углерода ($C_{\text{лаб}}$) определяли в вытяжке 0.05 М K_2SO_4 [7] на автоматическом анализаторе TOC-VCPN (Shimadzu, Япония). Все исследования проводили в трехкратной повторности для каждого из образцов.

Статистическая обработка данных. Для анализа данных использованы следующие методы математической статистики: описательная статистика, сравнение средних по параметрическому критерию Стьюдента (t -критерий) и регрессионный анализ. Поправка Бонферрони или иные поправки на множественную проверку гипотез не использовались. Выбранный уровень значимости $p = 0.05$. Для статистической обработки данных использовали программные пакеты Statistica 10 и Microsoft Excel 2021. Данные в таблицах приведены с указанием среднего $\pm$ стандартная ошибка среднего (SE). Планки погрешностей на столбчатых диаграммах и графиках означают стандартную ошибку среднего.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Гидротермические параметры функционирования и показатели биологической активности почв. Исследованные торфяные почвы значимо отличаются по ряду параметров функционирования (табл. 1).

Торфяная олиготрофная мерзлотная почва южной тундры характеризуется наименьшей глубиной сезонного протаивания (43 см), которая несколько увеличивается для северной тайги (55 см). В период измерений изученные почвы значимо различались по среднесуточной температуре в слое 0–10 см, возрастающей от 5.5 до 7.8°C. Среднегодовая температура торфяной олиготрофной мерзлотной почвы северной тайги на глубине 10 см в среднем на 4.7°C ниже по сравнению с торфяной олиготрофной типичной почвой подзоны хвойно-широколиственных лесов. Для торфяных олиготрофных почв южной

Таблица 1. Гидротермические параметры функционирования и биологическая активность почв (эмиссия CO₂) (среднее за период измерений $\pm$ SE, $n = 5$, здесь и далее жирным шрифтом выделены значимые различия)

Природная зона	Почва	Глубина протаивания, см	Среднесуточная температура в слое 0–10 см, °C	Среднегодовая температура на глубине 10 см, °C	Объемная влажность почв в слое 0–20 см, %	Эмиссия CO ₂ , мг CO ₂ / (м ² ч)
Южная тундра	Торфяная олиготрофная мерзлотная	43 $\pm$ 1	5.5 $\pm$ 0.2	Не опр.	51.3 $\pm$ 1.5	213 $\pm$ 25
Северная тайга	Торфяная олиготрофная мерзлотная	55 $\pm$ 2	6.5 $\pm$ 0.2	1.5	35.8 $\pm$ 0.7	175 $\pm$ 13
Хвойно-широколиственные леса	Торфяная олиготрофная типичная	Нет	7.8 $\pm$ 0.4	6.2	52.3 $\pm$ 1.4	133 $\pm$ 13

тундры и подзоны хвойно-широколиственных лесов отмечены схожие значения объемной влажности в слое 0–20 см в интервале 51–52%. Объемная влажность торфяной олиготрофной почвы северной тайги была значимо меньшей (35.8%), что может быть связано с локальными особенностями микрорельефа и сезонной динамикой данного показателя. Величины эмиссии CO₂ с поверхности почв южной тундры и северной тайги в период измерений в августе 2022 г. значимо не различались, тогда как для торфяной олиготрофной типичной почвы подзоны хвойно-широколиственных лесов в октябре 2022 г. эмиссия была значимо ниже, подтверждая влияние фактора сезонности на этот

процесс и возможные зональные особенности его отклика.

Физические и химические свойства почв. За исключением отдельных показателей, изученные торфяные почвы в целом характеризовались схожими физическими и химическими свойствами (табл. 2).

Все горизонты ТО исследованных почв характеризуются слабым разложением растительного материала (5–25%). Значения массовой влажности практически идентичны для образцов южной тундры и северной тайги, но существенно (в 1.6 раза) выше для образцов торфяной олиготрофной типичной почвы подзоны хвойно-широколиственных лесов. Влажность торфяных образцов

Таблица 2. Физические и химические свойства образцов почв (среднее $\pm$ SE, $n = 3$)

Природная зона	Почва	Горизонт	Степень разложения, %	Влажность		рН _{H₂O}	Сырая зола	C _{общ}	N _{общ}	C _{лаб} , мг/кг
				% от массы*	% от ПВ**					
Южная тундра	Торфяная олиготрофная мерзлотная	ТО	15–25	867	70	3.5 $\pm$ 0.0	7.8 $\pm$ 1.0	42.7 $\pm$ 1.4	0.8 $\pm$ 0.2	581 $\pm$ 13
Северная тайга	Торфяная олиготрофная мерзлотная	ТО	15–25	853	34	4.3 $\pm$ 0.2	8.1 $\pm$ 2.7	43.6 $\pm$ 1.9	1.0 $\pm$ 0.3	1006 $\pm$ 49
Хвойно-широколиственные леса	Торфяная олиготрофная типичная	ТО	5–15	1373	44	3.5 $\pm$ 0.2	2.0 $\pm$ 0.0	44.4 $\pm$ 1.1	0.8 $\pm$ 0.2	1237 $\pm$ 84

* Весовая влажность, %.

** Доля весовой влажности от полной влагоемкости (ПВ), %.

изменяется в широком диапазоне: 34–70% от полной влагоемкости. Все торфяные образцы характеризуются кислой реакцией: значения pH_{H_2O} не превышают 4.3. Для образца подзоны хвойно-широколиственных лесов была отмечена характерная низкая зольность (2.0%); повышенные значения зольности для южной тундры и северной тайги (7.8 и 8.1%) могут быть связаны с привносом минеральных примесей в результате активно идущих криотурбационных процессов [9]. Содержание общего углерода и азота в большинстве случаев значимо не различается между изученными торфяными образцами ($p < 0.05$); единственным исключением является значимое различие в содержании $C_{общ}$ между южной тундрой и подзоной хвойно-широколиственных лесов. Содержание $C_{лаб}$ устойчиво возрастает в зональном ряду, значимо увеличиваясь в 1.7 раза при переходе от южной тундры к северной тайге, что может быть связано с увеличением содержания $C_{общ}$ и зональными особенностями содержания лабильного органического вещества.

Скорость минерализации органического вещества ($МД_{пут}$). Отклик $МД_{пут}$ для всех изученных образцов последовательно увеличивался с ростом температуры (рис. 1).

Значения $МД_{пут}$ для образца южной тундры изменялись от 1.6 ± 0.2 до 12.0 ± 0.7 мкг $C-CO_2/(г ч)$, в холодном интервале температур (5–15°C) увеличиваясь в среднем в 2 раза, а в теплом интервале (15–25°C) – в среднем в 1.4 раза при каждом температурном шаге, который составлял 5°C. Значения $МД_{пут}$ значимо отличались при каждой из температур.

Для образца северной тайги значения $МД_{пут}$ находились в пределах $1.6 \pm 0.2...9.4 \pm 0.8$ мкг $C-CO_2/(г ч)$. Отклик $МД_{пут}$ равномерно возрастал в холодном и теплом интервале температур, в среднем увеличиваясь в 1.6 раза при каждом температурном шаге 5°C. Для образца северной тайги также отмечены значимые различия $МД_{пут}$ при каждой из температур, при этом в интервале 10–25°C средние значения отклика были значимо ниже в сравнении с образцом южной тундры.

Отклик $МД_{пут}$ для образца подзоны хвойно-широколиственных лесов варьировал от 2.6 ± 0.3 до 16.0 ± 1.0 мкг $C-CO_2/(г ч)$ и при увеличении температуры возрастал равномерно, в среднем в 1.4–1.7 раза в зависимости от холодного или теплого интервала температур. Значения $МД_{пут}$ при каждой из температур значимо отличались, средние значения отклика образца были значимо выше в сравнении с образцами южной тундры и северной тайги.

Микробное дыхание ($МД_{рв}$). Отклик $МД_{рв}$ в исследуемых почвах также увеличивался с ростом температуры и характеризовался большей изменчивостью по сравнению с откликом $МД_{пут}$ (рис. 2).

Величины $МД_{рв}$ для образца южной тундры изменялись с 0.7 до 5.9 мкг $C-CO_2/(г ч)$. С увеличением температуры наблюдался плавный рост значений $МД_{рв}$: в холодном интервале температур скорость возросла в среднем в 3.3 раза, в теплом – в 2.6 раза. Средние значения отклика $МД_{рв}$ при каждой из температур значимо различались.

Значения $МД_{рв}$ для почвы из северной тайги варьировали в пределах 1.5–11.8 мкг $C-CO_2/(г ч)$. Для данного образца, в отличие от образца южной тундры, был характерен более контрастный рост значений $МД_{рв}$ при увеличении температуры: в холодном интервале скорость возросла в среднем 4.9 раза, в теплом – только в 1.6 раза. Различия отклика $МД_{рв}$ при каждой из температур статистически значимы. В целом скорость $МД_{рв}$ в образце

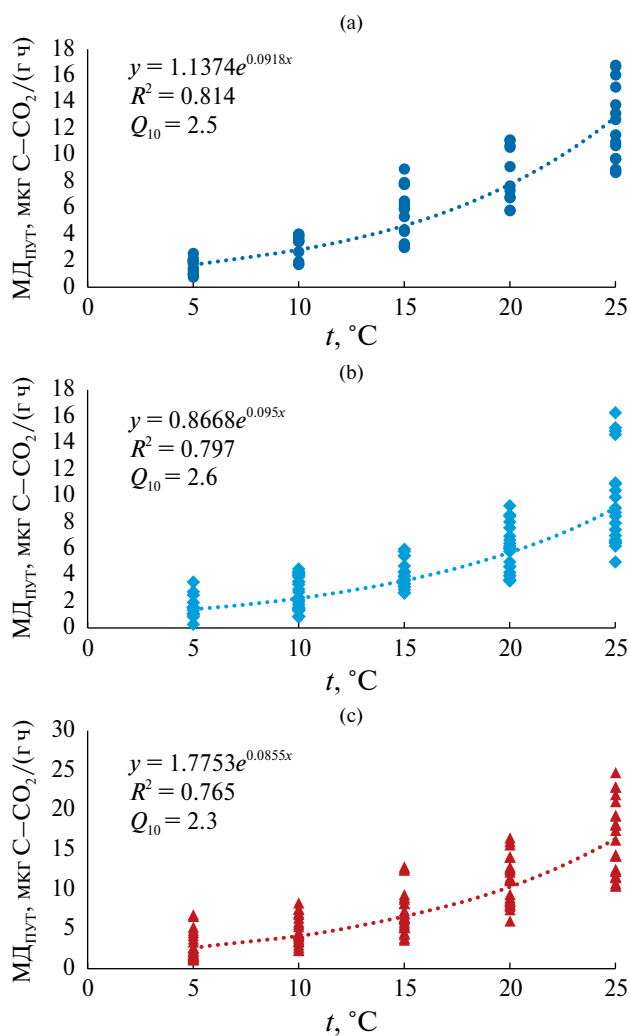


Рис. 1 Экспоненциальная зависимость скорости минерализации органического вещества ($МД_{пут}$) от температуры для образцов торфяных олиготрофных почв южной тундры (а), северной тайги (б) и подзоны хвойно-широколиственных лесов (с).

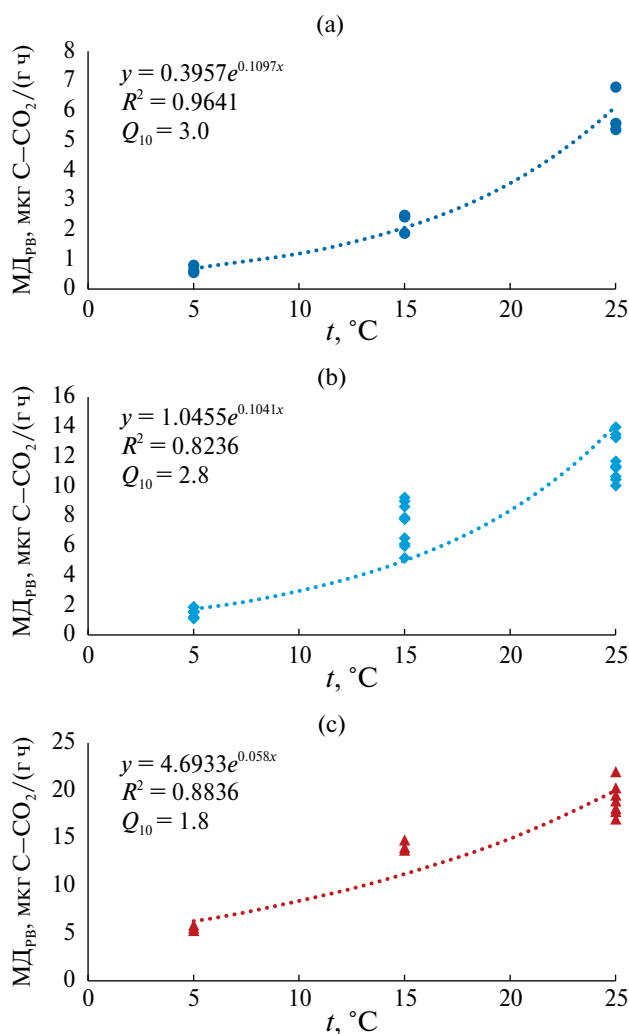


Рис. 2 Экспоненциальная зависимость скорости микробного дыхания (MD_{PB}) от температуры для образцов торфяных олиготрофных почв южной тундры (а), северной тайги (б) и подзоны хвойно-широколиственных лесов (с).

северной тайги была в 2–3 раза выше, чем в образце южной тундры.

Отклик MD_{PB} для образца подзоны хвойно-широколиственных лесов находился в диапазоне 5.6–19.1 мкг С–СО₂/(г ч) и также характеризовался различной изменчивостью при увеличении температуры: в холодном интервале температур скорость MD_{PB} в среднем возросла в 2.5 раза, в теплом – только в 1.3 раза. Средние значения скорости MD_{PB} статистически значимо различались при каждой из температур. Для образца подзоны хвойно-широколиственных лесов выявлена наибольшая скорость MD_{PB} , превышающая скорость отклика образцов южной тундры и северной тайги. В целом отклик скорости MD_{PB} показал четкий зональный тренд к

увеличению в ряду южная тундра < северная тайга < подзона хвойно-широколиственных лесов.

Оценка коэффициента Q_{10} с использованием уравнения экспоненциальной зависимости. Для количественной оценки температурной чувствительности и модельного расчета коэффициента Q_{10} в усредненном интервале температур чаще всего используется экспоненциальная функция [61]. Экспоненциальная модель хорошо описывала отклик показателей $MD_{ПУТ/РВ}$ на увеличение температуры. Для показателя $MD_{ПУТ}$ модель объясняет 76–81% изменчивости его значений в зависимости от температуры. Значения коэффициента Q_{10} , оцененные с использованием модели, слабо изменяются в зональном аспекте и варьируют в пределах 2.3–2.6.

В отношении показателя $MD_{РВ}$ экспоненциальная модель лучше аппроксимирует данные и объясняет 82–96% изменчивости его значений в зависимости от температуры. Значения Q_{10} , полученные с использованием модели, характеризуются большей контрастностью и снижаются от 3.0 до 1.8 в зональном ряду южная тундра > северная тайга > подзона хвойно-широколиственных лесов. Несмотря на высокий уровень аппроксимации данных, экспоненциальная модель не отражает зависимость Q_{10} от температуры, вопреки общеизвестному факту об уменьшении значений данного коэффициента с увеличением температуры [42, 47], и в некоторых статьях трактуется как модель, недостаточно полно объясняющая изменения в скорости минерализации органического вещества почв [68].

Закономерности отклика температурной чувствительности в разных интервалах температур. Значения Q_{10} , полученные расчетным методом, находились в широком диапазоне 1.3–4.8 (табл. 3), что соответствует возможным значениям данного коэффициента для торфяных почв разных климатических зон [32, 39, 65, 67].

Значения Q_{10} для образцов торфяных почв разных природных зон, полученные в результате изучения отклика $MD_{ПУТ/РВ}$, в целом характеризуются известной закономерностью, отмеченной в литературе: более высокие значения в холодном интервале температур (5–15°C) по сравнению с теплым (15–25°C) [24, 65, 66]. Для образцов южной тундры Q_{10} незначительно варьировал в холодном интервале температур (3.5–3.6), а в теплом – снижался (2.6–2.9). Для образцов северной тайги были отмечены более широкие колебания Q_{10} при переходе от холодного (2.7–4.8) к теплому интервалу (1.6–2.6). С ростом температуры значения Q_{10} снижались и для образцов подзоны хвойно-широколиственных лесов, изменяясь от 2.5–2.9 в холодном до 1.3–2.4 в теплом интервале температур. Данная интервальная закономерность является универсальной и, предположительно, связана с более высокой энергией активации, необходимой для стимулирования

Таблица 3. Значения коэффициента Q_{10} (расчетный метод, среднее $\pm$ SE)

Природная зона	Метод ПУТ (МД _{ПУТ})			Метод РВ (МД _{РВ})	
	5–15°C	10–20°C	15–25°C	5–15°C	15–25°C
Южная тундра	3.6 $\pm$ 0.4	2.7 $\pm$ 0.4	2.9 $\pm$ 0.3	3.5 $\pm$ 0.4	2.6 $\pm$ 0.2
Северная тайга	2.7 $\pm$ 0.3	2.7 $\pm$ 0.2	2.6 $\pm$ 0.2	4.8 $\pm$ 0.4	1.6 $\pm$ 0.2
Хвойно-широколиственные леса	2.9 $\pm$ 0.3	2.4 $\pm$ 0.1	2.4 $\pm$ 0.1	2.5 $\pm$ 0.02	1.3 $\pm$ 0.04

отклика гетеротрофного дыхания почв при низких температурах [27, 28]. Для торфяных почв северных широт более высокая температурная чувствительность дыхания в низких интервалах температур также ранее была отмечена в литературе [23, 69]. Важно отметить, что в проведенных экспериментах интервальная зависимость Q_{10} более ярко выражена для показателя МД_{РВ} по сравнению с показателем МД_{ПУТ}.

Зональные особенности температурной чувствительности образцов торфяных почв. Зональные особенности значений Q_{10} в наибольшей степени выражены в результатах отклика скорости МД_{РВ}, тогда как анализ отклика МД_{ПУТ} не выявил статистически значимой разницы значений Q_{10} для большинства интервалов температур ($p < 0.05$). Значения Q_{10} для МД_{РВ} имели ярко выраженные зональные тренды и снижались в ряду южная тундра > северная тайга > подзона хвойно-широколиственных лесов. В холодном интервале температур величина Q_{10} увеличивалась для северной тайги (4.8) по сравнению с южной тундрой (3.5), а потом резко снижалась для подзоны хвойно-широколиственных лесов (2.5), различия значимы. В теплом интервале температур значения Q_{10} демонстрировали более четкий зональный тренд, плавно снижаясь от южной тундры (2.6) к северной тайге (1.6) и далее к подзоне хвойно-широколиственных лесов (1.3), различия значимы. Изменчивость значений Q_{10} в разных природных зонах и зональность его отклика неоднократно отмечались в литературе [24, 39, 45, 65]. Согласно результатам последних исследований, более высокие значения Q_{10} характерны для почв бореальных широт по сравнению с почвами умеренных и тропических широт [43, 54, 67]. Данная закономерность подтверждена и в отношении торфяных почв разных широт [23], что согласуется с настоящими результатами. Зональность значений Q_{10} связана с рядом факторов: различиями в характеристиках органического вещества почв (в том числе соотношением лабильной и стабильной фракций [44, 50], отношение C : N [31, 46]), изменчивостью величины чистой первичной продукции (NPP) в зависимости от климатической зоны [54], а также физиолого-биохимическими и структурно-функциональными особенностями микробных сообществ почв разных природных зон и их

откликом на увеличение температуры [17, 40, 52]. Преобладание какого-либо из перечисленных факторов или, что более вероятно, их комбинация в сочетании с влиянием сезонности отбора образцов [71] чаще всего определяет зональные особенности значений Q_{10} для почв разных природных зон.

Влияние применяемых лабораторных методов на оценку температурной чувствительности. В настоящем исследовании изменчивость и контрастность значений Q_{10} напрямую определялись выбором лабораторного метода оценки температурной чувствительности. Методы ПУТ и РВ показали разную чувствительность отклика значений Q_{10} , что согласуется с результатами предыдущего исследования [14] и данными других авторов [32]. Использование метода ПУТ выявило слабую изменчивость Q_{10} для большинства образцов почв разных природных зон: значения коэффициента для южной тундры снижались от 3.6 до 2.7, для северной тайги слабо изменялись в интервале 2.6–2.7 (различия во всех интервалах температур незначимы), для подзоны хвойно-широколиственных лесов плавно уменьшались от 2.9 до 2.4 (различия в интервале 10–25°C незначимы). Напротив, в результате использования метода РВ получены статистически значимые отличия значений Q_{10} для образцов почв всех природных зон: с увеличением температуры Q_{10} значимо снижался для южной тундры (с 3.5 до 2.6), северной тайги (с 4.8 до 1.6) и подзоны хвойно-широколиственных лесов (с 2.5 до 1.3).

Наблюдаемые различия в значениях Q_{10} могут быть объяснены субстратной особенностью метода ПУТ, связанной с большой массой образца в микрокосмах [32]. При последовательном увеличении температуры в рамках длительной инкубации первоначальный отклик быстроразлагающихся и легкодоступных фракций органического вещества замещается на отклик более труднодоступных и стабильных фракций, разложение которых характеризуется более высокой энергией активации и температурной чувствительностью, что, как следствие, поддерживает стабильность значений Q_{10} [26, 38]. Метод РВ предполагает использование небольшой массы образца наряду с более коротким сроком инкубации, что приводит к экспрессному отклику дыхания почвы и большей контрастности

значений Q_{10} в различных интервалах температур. Важность вклада стабильных фракций органического вещества в дыхание почв и его значимое влияние на температурную чувствительность данного процесса неоднократно упоминались в литературе [44, 50]. Вместе с тем ряд методических исследований выявил разную зависимость значений Q_{10} от массы образцов почв и размера почвенных агрегатов [25, 70], что указывает на необходимость проведения дополнительных методологических исследований. Тем не менее, для лабораторных исследований температурной чувствительности дыхания торфяных олиготрофных почв и получения статистически значимых отличий в значениях Q_{10} более применимым является метод РВ [14].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Температурная чувствительность дыхания торфяных почв характеризуется различными закономерностями отклика в зависимости от интервала температур, зональной принадлежности и выбранного лабораторного метода исследований. В холодном интервале температур (5–15°C) для всех изученных образцов почв отмечены более высокие значения коэффициента Q_{10} (2.5–4.8) по сравнению с теплым интервалом (1.3–2.9) (15–25°C), что хорошо согласуется с известной интервальной закономерностью отклика Q_{10} , описанной в литературе. Полученный диапазон значений Q_{10} (1.3–4.8) также соответствует его возможной вариабельности для торфяных почв разных климатических зон.

В отношении межзональных трендов значения Q_{10} снижались от торфяных почв северных широт к умеренным. Данная закономерность наиболее четко выражена в отклике МД_{РВ}: величина Q_{10} для торфяных образцов южной тундры и северной тайги в среднем в 1.5–2 раза превышала значения образцов подзоны хвойно-широколиственных лесов, что соответствует зональному распределению значений Q_{10} , описанному в литературных источниках.

Использование метода РВ приводит к получению более контрастных оценок отклика Q_{10} и позволяет зафиксировать статистически значимые различия коэффициента для разных интервалов температур и природных зон, что свидетельствует о его большей чувствительности и, следовательно, применимости в лабораторных исследованиях. Напротив, применение метода ПУТ обуславливает слабую изменчивость значений Q_{10} , что может быть связано с “субстратной” особенностью данного метода (существенным влиянием вклада стабильных фракций органического вещества в дыхание почв).

Таким образом, исследование подтверждает положение о более высокой температурной чувствительности дыхания почв северных широт по сравнению с умеренными. В случае реализации

сценариев дальнейшего потепления климата торфяные почвы северных широт, с учетом их высокой температурной чувствительности и распространенности, могут являться значимым дополнительным источником эмиссии углеродсодержащих парниковых газов в атмосферу. Полученные значения Q_{10} , принимая во внимание их интервальную и зональную принадлежность, а также изменчивость в зависимости от применяемого лабораторного метода исследований, могут быть использованы для улучшения региональных климатических моделей, учитывающих вклад торфяных почв в углеродный баланс. Для более детального прогнозирования необходимы дальнейшие исследования механизмов зонального отклика Q_{10} , а также степени влияния применяемых лабораторных методов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 23-24-00020).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
2. Вомперский С.Э., Сирин А.А., Цыганова О.П., Валяева Н.А., Майков Д.А. Болота и заболоченные земли России: попытка анализа пространственного распределения и разнообразия // Известия РАН. Сер. географическая. 2005. № 5. С. 39–50.
3. Гончарова О.Ю., Матышак Г.В., Тимофеева М.В., Чуванов С.В., Тархов М. О., Исаева А.И. Эмиссия CO_2 почвами экотонной зоны севера Западной Сибири // Почвоведение. 2023. № 9. С. 1034–1048.
4. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Галлардо Ланчо Х.Ф., Ем К.Т. Оценка скорости минерализации органического вещества почв в лесных экосистемах внутриконтинентального умеренного, средиземноморского и тропического муссонного климата // Почвоведение. 2012. № 1. С. 82–94.
5. Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мякшина Т.Н., Сапронов Д.В., Хорошаев Д.А., Аблеева В.А. Температурная чувствительность дыхания почв луговых ценозов в зоне умеренно-континентального климата: анализ данных

- 25-летнего мониторинга // Почвоведение. 2023. № 9. С. 1059–1076.
6. Ларгин И.Ф., Корчунов С.С., Малков Л.М. Справочник по торфу. М.: Недра, 1982, 760 с.
 7. Макаров М.И., Шулева М.С., Малышева Т.И., Меньяйло О.В. Растворимость лабильных форм углерода и азота почв в K_2SO_4 разной концентрации // Почвоведение. 2013. № 4. С. 408–413.
 8. Матвиенко А.И., Громова М.С., Меньяйло О.В. Влияние внесения минерального азота и глюкозы на температурную чувствительность (Q_{10}) минерализации органического вещества почв // Почвоведение. 2023. № 5. С. 579–585.
 9. Матышак Г.В., Богатырев Л.Г., Гончарова О.Ю., Бобрик А.А. Особенности развития почв гидроморфных экосистем северной тайги Западной Сибири в условиях криогенеза // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1155–1164.
 10. 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 CO_2 с поверхности торфяных почв севера Западной Сибири методом трансплантации почвенных монолитов // Почвоведение. 2021. № 7. С. 815–826.
 11. Матышак Г.В., Чуванов С.В., Гончарова О.Ю., Трифонова В.А., Тимофеева М.В., Исаева А.В., Тархов М.О. Влияние влажности на эмиссию CO_2 из почв бугристых торфяников севера Западной Сибири // Почвоведение. 2023. № 4. С. 450–463.
 12. Руководство по летней учебной практике студентов-биологов на Звенигородской биостанции им. С.Н. Скадовского / Под ред. Гаврилова В.М. М.: Изд-во Моск. ун-та. 2011. 432 с.
 13. Смагин А.В. Газовая фаза почв. М.: Изд-во Моск. ун-та. 2005. 301 с.
 14. Тархов М.О., Матышак Г.В., Рыжова И.М., Гончарова О.Ю., Бобрик А.А., Петров Д.Г., Петржик Н.М. Температурная чувствительность дыхания почв бугристых торфяников севера Западной Сибири // Почвоведение. 2019. № 8. С. 946–955.
 15. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Воробьевой Л.А. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
 16. Трофимов В.Т., Баду Ю.Б., Васильчук Ю.К., Кашпернюк П.И., Кудряшов В.Г., Фирсов Н.Г. Гео-криологическое районирование Западно-Сибирской плиты. М.: Наука, 1987. 224 с.
 17. Хатит Р.Ю., Сушко С.В., Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Бочко ТФ. Температурная чувствительность минерализации органического вещества и функциональное разнообразие микробного сообщества почв городских парков вдоль широтного градиента // Вестник Моск. ун-та. 2021. Сер. 17, почвоведение. № 4. С. 47–55.
 18. Хомутов А.В., Бабкин Е.М., Тихонравова Я.В., Хайруллин Р.Р., Дворников Ю.Н., Бабкина Е.А., Каверин Д.А. и соавт. Комплексные исследования криолитозоны северо-восточной части Пур-Тазовского междуречья // Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа. 2019. <https://doi.org/10.26110/ARCTIC.2019.102.1.008>
 19. Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Wirth S. Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia // Eur. J. Soil Biol. 2008. V. 44. P. 147–157.
 20. 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.
 21. Bekku Y.S., Nakatsubo T., Kume A., Adachi M., Koizumi H. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils // Appl. Soil Ecology. 2003. V. 22. P. 205–210.
 22. Biskaborn B., Smith S., Noetzi J., Matthes H., Vieira G., Streletskiy D., Schoeneich P. et al. Permafrost is warming at a global scale // Nature Communication. 2019. V. 10. P. 264. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-08240-4>
 23. Byun E., Rezanezhad F., Fairbairn L., Slowinski S., Basiliko N., Price J., Quinton W. et al. Temperature, moisture and freeze–thaw controls on CO_2 production in soil incubations from northern peatlands // Scientific Reports. 2021. V. 11. P. 23219. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02606-3>
 24. Chen S., Wang J., Zhang T., Hu Z. Climatic, soil, and vegetation controls of the temperature sensitivity (Q_{10}) of soil respiration across terrestrial biomes // Global Ecology and Conservation. 2020. V. 22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00955>
 25. Chen X., Tang J., Jiang L., Li B., Chen J., Fang C. Evaluating the impacts of incubation procedures on estimated Q_{10} values of soil respiration // Soil Biol. Biochem. 2010. V. 42. P. 2282–2288.
 26. Conant R., Drijber R., Haddix M.L., Parton W.J., Paul E., Plante A.F., Six J. et al. Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality // Global Change Biology. 2008. V. 14. P. 868–877.
 27. Conant R., Ryan M., Agren G., Birge H.E., Davidson E.A., Eliasson P.E., Evans S.E. et al. Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward // Global Change Biology. 2011. V. 17(11). P. 3392–3404.
 28. Davidson E.A., Janssens I.A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change // Nature. 2006. V. 440. P. 165–173.
 29. Girkin N.T., Dhandapani S., Evers S., Ostle N., Turner B.L., Sjogersten S. Interactions between labile carbon, temperature and land use regulate carbon dioxide and methane production in tropical peat // Biogeochemistry. 2020. V. 147. P. 87–97.

30. *Gorham E.* Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming // *Ecological Applications*. 1991. V. 1. P. 182–195.
31. *Haddix M. L., Plante A. F., Conant R. T., Six J., Steinweg J. M., Magrini-Bair K., Paul E. A.* The role of soil characteristics on temperature sensitivity of soil organic matter // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2011. V. 75. P. 56–68. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0118>
32. *Hamdi S., Moyano F., Sall S., Bernoux M., Chevallerier T.* Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 58. P. 115–126.
33. *Helbig M., Humphreys E.R., Todd A.* Contrasting Temperature Sensitivity of CO₂ Exchange in Peatlands of the Hudson Bay Lowlands, Canada // *J. Geophys. Res.: Biogeosciences*. 2019. V. 124. P. 2126–2143.
34. *Hilasvuori E., Akujärvi A., Fritze H., Karhu K., Laiho R., P. Mäkiranta, Oinonen M. et al.* Temperature sensitivity of decomposition in a peat profile // *Soil Biol. Biochem.* 2013. V. 67. P. 47–54.
35. *Hugelius G., Loisel J., Chadburn S., Yu Z.* Large stocks of peatland carbon and nitrogen are vulnerable to permafrost thaw // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2020. V. 117(34). P. 20438–20446.
36. *IPS 2008.* Peatlands and Climate Change. International Peat Society, Finland.
37. *IUCN 2021.* Issues Brief November 2021. Peatlands and Climate change. International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland.
38. *Jia Y., Kuzyakov Y., Wang G., Tan W., Zhu B., Feng X.* Temperature sensitivity of decomposition of soil organic matter fractions increases with their turnover time // *Land Degradation Development*. 2020. V. 31. P. 632–645. <https://doi.org/10.1002/ldr.3477>
39. *Johnston A.S.A., Sibly R.M.* The influence of soil communities on the temperature sensitivity of soil respiration // *Nature Ecology Evolution*. 2018. V. 2. P. 1597–1602.
40. *Karhu K., Auffret M D., Dungait J.A., Hopkins D.W., Prosser J.I., Singh B.K., Subke J.-A. et al.* Temperature sensitivity of soil respiration rates enhanced by microbial community response // 2014. *Nature*. V. 513. P. 81–84. <https://doi.org/10.1038/nature13604>
41. *Kirschbaum M.U.F.* The temperature dependence of organic matter decomposition—still a topic of debate // *Soil Biol. Biochem.* 2006. V. 38. P. 2510–2518.
42. *Kirschbaum M.U.F.* The temperature dependence of soil organic matter decomposition and the effect of global warming on soil organic C storage // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 753–760.
43. *Koven C.D., Hugelius G., Lawrence D.M., Wieder W.R.* Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates // *Nature Climate Change*. 2017. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE3421>
44. *Laub M., Ali R.S., Demyan M.S., Nkwain Y.F., Poll C., Hög P., Poyda A. et al.* Modelling temperature sensitivity of soil organic matter decomposition: Splitting the pools // *Soil Biol. Biochem.* 2021. V. 153. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108108>
45. *Li J., Pei J., Pendall E., Fang C., Nie M.* Spatial heterogeneity of temperature sensitivity of soil respiration: A global analysis of field observations // *Soil Biol. Biochem.* 2020. V. 141. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107675>
46. *Liu Y., He N., Zhu J., Xu L., Yu G., Niu S., Sun X. et al.* Regional variation in the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in China's forests and grasslands // *Global Change Biology*. 2017. V. 23. P. 3393–3402. <https://doi.org/10.1111/gcb.13613>
47. *Lloyd J., Taylor J.A.* On the temperature dependence of soil respiration // *Functional Ecology*. 1994. V. 8. P. 315–323.
48. *Meyer N., Welp G., Amelung W.* The Temperature Sensitivity (Q_{10}) of Soil Respiration: Controlling Factors and Spatial Prediction at Regional Scale Based on Environmental Soil Classes // *Global Biogeochemical Cycles*. 2018. V. 32. P. 306–323. <https://doi.org/10.1002/2017GB005644>
49. *Mundim K.C., Baraldi S., Machado H.G., Vieira F.M.C.* Temperature coefficient (Q_{10}) and its applications in biological systems: Beyond the Arrhenius theory // *Ecological Modelling*. 2020. V. 431. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109127>
50. *Numa K.B., Robinson J.M., Arcus V.L., Schipper L.A.* Separating the temperature response of soil respiration derived from soil organic matter and added labile carbon compounds // *Geoderma*. 2021. V. 400. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115128>
51. *Peng S., Piao S., Wang T., Sun J., Shen Z.* Temperature sensitivity of soil respiration in different ecosystems in China // *Soil Biol. Biochem.* 2009. V. 41. P. 1008–1014.
52. *Qin S., Chen L., Fang K., Zhang Q., Wang J., Liu F., Yu J., Yang Y.* Temperature sensitivity of SOM decomposition governed by aggregate protection and microbial communities // *Sci. Adv.* 2019. V. 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau121>

53. Rantanen M., Karpechko A.Y., Lipponen A., Nordling K., Hyvärinen O., Ruosteenoja K., Vihma T., Laaksonen A. The Arctic has warmed nearly four times faster than the Globe since 1979 // *Commun. Earth Environ.* 2022. V. 3(168).
54. Ren S., Ding Z., Yan Z., Cao Y., Li J., Wang Y., Liu D. *et al.* Higher Temperature Sensitivity of Soil C Release to Atmosphere from Northern Permafrost Soils as Indicated by a Meta-Analysis // *Global Biogeochemical Cycles*. 2020. V. 34.
<https://doi.org/10.1029/2020GB006688>
55. Rey A., Petsikos C., Jarvis P.G., Grace J. Effect of temperature and moisture on rates of carbon mineralization in a Mediterranean oak forest soil under controlled and field conditions // *Eur. J. Soil Sci.* 2005. V. 56. P. 589–599.
56. Ribeiro K., Pacheco F.S., Ferreira J.W., Rodrigues de Sousa-Neto E., Hastie A., Krieger Filho G.C., Alvala P.C. *et al.* Tropical peatlands and their contribution to the global carbon cycle and climate change // *Global Change Biology*. 2021. V. 27(3). P. 489–505.
57. Sirin A., Medvedeva M., Korotkov V., Itkin V., Minayeva T., Ilyasov., Suvorov G., Joosten H. Addressing Peatland Rewetting in Russian Federation Climate Reporting // *Land* 2021. V. 10.
<https://doi.org/10.3390/land10111200>
58. Smith V.R. Moisture, carbon and inorganic nutrient controls of soil respiration at a sub-Antarctic Island // *Soil Biol. Biochem.* 2005. V. 37. P. 81–91.
59. Song Y., Liu C., Song C., Wang X., Ma X., Gao J., Gao S., Wang L. Linking soil organic carbon mineralization with soil microbial and substrate properties under warming in permafrost peatlands of Northeastern China // *Catena*. 2021. V. 203.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105348>
60. Swails E.E., Ardon M., Krauss K.W., Peralta A.L., Emanuel R.E., Helton A.M., Morse J.L. *et al.* Response of soil respiration to changes in soil temperature and water table level in drained and restored peatlands of the south-eastern United States // *Carbon Balance and Management*. 2022. V. 17. P. 18.
<https://doi.org/10.1186/s13021-022-00219-5>
61. Tuomi M., Vanhala P., Karhu K., Fritze H., Liski J. Heterotrophic soil respiration—comparison of different models describing its temperature dependence // *Ecological Modelling*. 2008. V. 211. P. 182–190.
62. UNEP 2022. Global Peatlands Assessment – The State of the World’s Peatlands: Evidence for action toward the conservation, restoration, and sustainable management of peatlands. Main Report. Global Peatlands Initiative. United Nations Environment Programme, Nairobi.
63. von Lützow M., Kögel-Knabner I. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition – what do we know? // *Biology and Fertility of Soils*. 2009. V. 46. P. 1–15.
64. Wang G., Zhou Y., Xu X., Ruan H., Wang J. Temperature Sensitivity of Soil Organic Carbon Mineralization along an Elevation Gradient in the Wuyi Mountains, China // *PLoS ONE*. 2013. V. 8(1).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053914>
65. Wang Q., Zhao X., Chen L., Yang Q., Chen S., Zhang W. Global synthesis of temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition: Latitudinal patterns and mechanisms // *Functional Ecology*. 2019. V. 33. P. 514–523.
66. Wang X., Piao S., Ciais P., Janssens I.A., Reichstein M., Peng S., Wang T. Are ecological gradients in seasonal Q_{10} of soil respiration explained by climate or by vegetation seasonality? // *Soil Biol. Biochem.* 2010. V. 42. P. 1728–1734.
67. Wu D., Liu S., Wu X., Yang X., Xu T., Xu Z., Shi H. Diagnosing the Temperature Sensitivity of Ecosystem Respiration in Northern High-Latitude Regions // *J. Geophys. Res.: Biogeosciences*. 2021. V. 126.
<https://doi.org/10.1029/2020JG005998>
68. Wu Q., Ye R., Bridgman S.D., Jin Q. Limitations of the Q_{10} Coefficient for Quantifying Temperature Sensitivity of Anaerobic Organic Matter Decomposition: A Modelling Based Assessment // *J. Geophys. Res.: Biogeosciences*. 2021. V. 126.
<https://doi.org/10.1029/2021JG006264>
69. Xiang W., Freeman C. Annual variation of temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in North peatlands: implications for thermal responses of carbon cycling to global warming // *Environ. Geology*. 2009. V. 58. P. 499–508.
70. Yang C., Liu N., Zhang Y. Effects of aggregates size and glucose addition on soil organic carbon mineralization and Q_{10} values under wide temperature change conditions // *Eur. J. Soil Biol.* 2017. V. 80. P. 77–84.
71. Yang S., Wu H., Wang Z., Semenov M.V., Ye J., Yin L., Wang X. *et al.* Linkages between the temperature sensitivity of soil respiration and microbial life strategy are dependent on sampling season // *Soil Biol. Biochem.* 2022. V. 172.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108758>
72. Yu Z., Loisel J., Brosseau D.P., Beilman D.W., Hunt S.J. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum // *Geophys. Res. Lett.* 2010. V. 37(13). P. 4071–4085.
<https://doi.org/10.1029/2010GL043584>

Temperature Sensitivity of Peatland Soils Respiration Across Different Terrestrial Ecosystems

M. O. Tarkhov^{1, *}, G. V. Matyshak¹, I. M. Ryzhova¹,
O. Yu. Goncharova¹, S. V. Chuvanov^{1, 2}, and M. V. Timofeeva^{1, 2}

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

²*Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia*

**e-mail: tarkhov.mo@gmail.com*

In laboratory we applied Sequential (S) and Equal-time (ET) methods to assess the temperature sensitivity of peatland soils respiration across different terrestrial ecosystems: southern tundra, northern taiga, and coniferous-broadleaf forests. Q_{10} values varied widely (1.3–4.8) and in case of ET method decreased from northern to temperate latitudes. In the “cold” range (5–15°C), Q_{10} increased from the southern tundra (3.5) to the northern taiga (4.8) and then sharply decreased for the coniferous-broadleaf forests (2.5). Meanwhile, “warm” range (15–25°C) showed a clear decline of Q_{10} from northern to temperate latitudes: southern tundra (2.6) > northern taiga (1.6) > coniferous-broadleaf forest (1.3). Application of S method resulted in low variability of Q_{10} values. Our results demonstrate higher temperature sensitivity of peatland soils respiration in northern latitudes comparably to temperate ones. Q_{10} values obtained can be useful for calibration of regional carbon cycle datasets that consider the contribution of peatland soils.

Keywords: peat, carbon balance, climate change, Q_{10} , CO₂

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕРЕНИЙ ДЫХАНИЯ ПОЧВЫ ДЛЯ РАСЧЕТОВ НЕТТО-БАЛАНСА УГЛЕРОДА В ЭКОСИСТЕМАХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЧЕРНОЗЕМЬЯ

© 2024 г. Д. В. Карелин^а, А. Н. Золотухин^б, О. В. Рыжков^с,
В. Н. Лунин^а, Д. Г. Замоладчиков^д, О. Э. Суховеева^{а, *}

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

^бКурский федеральный аграрный научный центр, ул. Карла Маркса, 70Б, Курск, 305021 Россия

^сЦентрально-Черноземный заповедник им. В.В. Алехина, Курская область, Курский район,
пос. Заповедный, 305528 Россия

^дЦентр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,
ул. Профсоюзная, 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия

*e-mail: olgasukhoveeva@gmail.com

Поступила в редакцию 19.03.2024 г.

После доработки 05.05.2024 г.

Принята к публикации 06.05.2024 г.

Проанализированы многолетние 2017–2023 гг. наблюдения за эмиссией CO₂ из почвы в Центральном Черноземье, Курская область, которые проводили с помощью инфракрасных газоанализаторов методом закрытых камер. Полученные оценки дыхания почвы за год в антропогенных и природных экосистемах, формирующих современный лесостепной агроландшафт европейской части России, варьируют от 651 ± 88 (неудобряемый огород) и 895 ± 91 (многолетние пашни) до 1040 ± 55 г С(CO₂)/(м² год) в луговых степях и широколиственных лесах, а также 1549 ± 215 г С(CO₂)/(м² год) на 2–8-летней залежи. Доля микробного дыхания в местных почвах за вегетационный сезон составила 55.5% в широколиственных лесах, 72.4% в луговой степи и 77.6% на залежи. Рассчитанные по разнице между чистой первичной продукцией (по модели СВМ–CFS3 и данным таксации) и гетеротрофным дыханием (дыхание почвы и эмиссия CO₂ от крупного древесного дебриса) оценки экосистемного нетто-баланса трех участков широколиственного леса варьируют от +130 г С/(м² год), соответствующего поглощению углерода из атмосферы, до –112 г С/(м² год), соответствующего его источнику. В последнем случае нетто-источник связан с накоплением значительных запасов крупного древесного дебриса в результате гибели деревьев от ксилофагов. На пашнях аналогично рассчитанные по чистой первичной продукции и гетеротрофному дыханию показатели нетто-баланса углерода меняются от +186 до –144 г С/(м² год). При этом подавляющий вклад в межгодовые вариации гетеротрофного дыхания на различных полях вносит вид возделываемой в данное время культуры (87.9%). Сделан вывод о применимости рассматриваемого подхода при оценках нетто-баланса С, как в природных, так и в антропогенных экосистемах, однако наибольшую степень неопределенности вносят оценки доли микробного дыхания.

Ключевые слова: европейская территория России, эмиссия диоксида углерода, чистая первичная продукция, углеродный баланс, Naplic Chernozem

DOI: 10.31857/S0032180X24100073, **EDN:** JXIGVZ

ВВЕДЕНИЕ

Мониторинг дыхания почвы (эмиссии CO₂ из почвы) является наиболее распространенным направлением изучения углеродного баланса наземных экосистем, что связано с пятью основными причинами [23]: (1) почва – это наиболее важный и

автономный компонент любой наземной экосистемы, где, как правило, сосредоточен основной запас ее биогенных элементов; (2) эмиссия CO₂ из почвы – самая значительная часть общего экосистемного дыхания (почти 80% на суше и 50% глобально), активно включенная в глобальную систему обратных положительных связей между изменениями

климата и биосферой [33]; (3) дыхание почвы (ДП) часто используется для сравнительных наблюдений за функциональным состоянием различных наземных экосистем, в частности, это удобный индикатор нарушений их нормального функционального состояния под действием различных природных и антропогенных факторов; (4) данные по ДП активно используются для проверки блоковых и имитационных моделей углеродного баланса, а также для расчетов нетто-баланса углерода по разности между чистой первичной продукцией и гетеротрофным дыханием [4]; (5) это наиболее просто оцениваемый *in situ* показатель углеродного баланса.

В рамках действующей национальной программы мониторинга потоков парниковых газов и резервуаров углерода в наземных экосистемах России (Важнейший инновационный проект государственного значения, 2022–2024 г., <https://ritm-c.ru/>) проведена инвентаризация многолетних данных по эмиссии CO_2 из почвы, полученных в ходе мониторинга на полигоне “Курская Биосферная станция” Института географии РАН (КБС ИГ РАН). Таких длительных рядов наблюдений за ДП в черноземной зоне ЕТР получено крайне мало.

Цель работы — анализ многолетних полевых наблюдений для сравнения дыхания почв различных по истории землепользования участков, а также для использования полученных величин при расчетах углеродного нетто-баланса изучаемых экосистем.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследований. Исследования проводили на территории КБС ИГ РАН и в ее окрестностях ($51^{\circ}32'16.642''$ N, $36^{\circ}5'27.276''$ E, рис. S1). Географически район относится к биому широколиственных лесов и лесостепей, который длительное время активно используется для выращивания сельхозпродукции. Доминируют пахотные агроландшафты, природные экосистемы сохранились малыми ареалами, преимущественно на территории граничащего с КБС ИГ РАН Центрально-черноземного заповедника им. В.В. Алехина. Среди них преобладают средневозрастные клено-дубняки с примесью ясеней, диких плодовых, вязов, а также перисто-ковыльная степь с участием диких плодовых. Рельеф возвышенный, глубокорасчлененный, на водоразделах — полого-склоновый. Литологический фон очень однороден [12]. Территория полигона ровная, плоская, овражно-балочная сеть выражена слабо. Климат умеренно континентальный. Согласно последней климатической норме (1991–2020), среднегодовая температура составляет $7.2 \pm 1.0^{\circ}\text{C}$, годовая сумма осадков 631 ± 103 мм, из них 190 мм выпадает в летний период. Продолжительность

вегетационного периода 185–190 сут. Среднемесячная температура воздуха в январе $-5.9 \pm 2.9^{\circ}\text{C}$, в июле $+20.3 \pm 1.9^{\circ}\text{C}$. Снежный покров с конца ноября по март, неоднородный, мощностью до 40–50 см (расчеты на основе данных ВНИИГМИ–МЦД по станции 34009 Курск; <http://meteo.ru/>).

В целом исследовательский полигон КБС ИГ РАН и прилегающая к нему территория (около 45 км²) представляют собой агроландшафт с преобладанием многолетних пашен (58% площади), с участием охраняемых островных участков широколиственных лесов (16%) и луговых степей (14%), с балками, заросшими естественной лесостепной растительностью (2.5%), селитебными территориями (8%) и дорогами (0.3%).

Максимальный возраст лесов — 125 лет (дубовые леса). Среднеожидаемый возраст широколиственных лесов — 50–80 лет; средняя сомкнутость 0.8, полнота 25 м²/га, средний запас 250 м³/га, максимальная высота верхнего яруса 22 м, средняя — 11 м. В древостое преобладают дуб черешчатый (*Quercus robur*) и клен остролистный (*Acer platanoides*), также участвуют ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior*), вяз шершавый (*Ulmus glabra*); интродуценты — клен ясенелистный (*Acer negundo* L.) и ясень пенсильванский (*Fraxinus pennsylvanica*). В подросте и подлеске преобладают клены, ясень, черемуха, бересклет, жимолость. Травостой редкий (мертвопокровные леса), значителен слой подстилки из листьев дуба и клена (мощностью до 8 см), мохово-лишайниковый покров отсутствует. Леса мало нарушены, встречаются локальные зоогенные нарушения, рубки ухода прошлых лет. Значительная часть средневозрастных лесов в охранной зоне Центрально-черноземного заповедника находится на разных стадиях восстановления после распахивания или рубок. Участки с интродуцированным ясенем пенсильванским находятся на заключительной стадии гибели древостоя в результате инвазии ясеновой изумрудной узкотелой златки (*Agrilus planipennis*).

Луговые и лесостепные фитоценозы представлены перисто-ковыльной степью по залежи более 70 лет, проективное покрытие сосудистых 90% (с ветошью 95%), средняя высота травостоя 35 см, общее число видов сосудистых 48, среди доминантов: ковыль перистый (*Stipa pennata* L.; более 50%), земляника зеленая (*Fragaria viridis* (Duchesne) Weston), райграс высокий (*Arrhenatherum elatius* (L.) J. Presl et C. Presl), горошек тонколистный (*Vicia tenuifolia* Roth). Древесно-кустарниковая растительность (высота 1–3 м) представлена отдельными экземплярами груши лесной *Pyrus pyraeaster* Burgsd., шиповником *Rosa subcanina* (Christ) Dalla Torre et Sarnth. и яблоней домашней *Malus domestica* Borkh.

На редко встречающихся молодых залежах (2–8 лет) представлена бурьянистая рудеральная полидоминантная растительность, проективное покрытие 92–94%, высота травостоя 50 см. Среди 47 видов сосудистых здесь преобладают ясенелистный клен, пырей ползучий (*Elytrigia repens* (L.) Nevski), бодяк щетинистый (*Cirsium setosum* (Willd.) Besser), райгас высокий, полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris* L.), чертополох колючий (*Carduus acanthoides* L.), клевер средний (*Trifolium medium* L.) и др.

На полигоне и прилежащих территориях преобладают старовозрастные (более 150 лет) пашни, которые за длительный период использования значительно сократили запас углерода. Основными выращиваемыми культурами являются озимая пшеница, подсолнечник, соя, кукуруза и ячмень.

В природных экосистемах преобладают черноземы типичные, миграционно-мицелярные, зоотурбированные, тяжелосуглинистые (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic); на пашнях – агро-черноземы агропереуплотненные зоотурбированные тяжелосуглинистые (Haplic Chernozem (Aric, Densic, Loamic, Pachic). В днищах балок и ложбинах встречаются стратоземы и агростратоземы переуплотненные (Fluvic Phaeozem (Densic, Humic, Loamic) over Haplic Luvisol (Humic, Loamic)). Покровные лёссовидные суглинки подстилаются на глубине 2.8–3.5 м пылеватым средним суглинком. Материнские породы карбонатные, незасоленные.

Объекты исследования представляют собой 10 биотопов, на которых проводятся постоянные наблюдения за ДП, объединенных в пять основных типов биогеоценозов:

- 1) удобряемые многолетние пашни, общий период распашки которых составляет 150–200 лет (4 участка: КБС-2, КБС-4, КБС-5, КБС-6);
- 2) неудобряемый огород постоянного использования (1 участок: КБС-0);
- 3) лугово-степные сообщества (1 участок: 75-летняя луговая степь);
- 4) 2–8-летняя залежь (1 участок: КБС-1);
- 5) средне- и старовозрастные широколиственные леса (3 участка: 125, 75, 80 лет) с различными преобладающими древесными породами (дуб черешчатый, клен остролистный, ясень обыкновенный и пенсильванский).

Объекты располагаются в Курском и Медвенском районах Курской области на территории КБС ИГ РАН, в пределах Центрально-черноземного заповедника и на прилегающих землях сельхозназначения (рис. S1).

За 7-летний период наблюдений на четырех исследуемых участках пашен сменялись соя (7 случаев), подсолнечник (7), озимая пшеница (6), кукуруза (3), и ячмень (3), которые в этой зоне являются

наиболее характерными культурами для массового выращивания.

Методы. Эмиссию CO_2 из почвы измеряли в полевых условиях портативными инфракрасными газоанализаторами на основе датчиков AZ 77535 (Тайвань, Китай), модифицированных для полевых измерений (патент RU 174321 U1), а также высокоточными анализаторами LiCor-8100A (США) и Picarro G4301 (США) методом закрытых статических камер. Использовали непрозрачные для фотосинтетически активной радиации ПВХ-цилиндры высотой 10–20 см и площадью 90 cm^2 , которые устанавливали на поверхность почвы без наземной растительности, на глубину не более 2–3 см. Во время измерений цилиндры герметично закрывали крышкой со встроенным вентилятором, постоянно соединенной воздуховодами с газоанализатором. Обычная экспозиция при разовых измерениях составляла 3 мин. В зимний период, при небольших скоростях эмиссии экспозиция камер могла быть увеличена до 5–6 мин. Кроме того, в зимний период использовали широкие пластиковые горизонтальные воротники, поддерживающие камеры и позволяющие фиксировать их на поверхности снега. В каждом из биотопов измерения проводили в 10 точках вдоль линейных трансект, где основания камер вкапывали на постоянной основе через каждые 10 м. На пашнях, где закрепление оснований камер на постоянной основе невозможно из-за периодической обработки полей, установку производили за сутки перед каждой серией измерений. Одновременно с измерением концентрации CO_2 в камерах за время экспозиции оценивали температуру воздуха, температуру почвы на глубинах 5 и 10 см (HI 98509, Hanna Instruments, США), объемную влажность почвы в слое 0–7 см (SM 150 Kit, Delta-T, Великобритания). Измерения на полигоне проводятся с 2017 г. круглогодично с периодичностью 10–15 сут в вегетационный сезон (март–ноябрь) и ежемесячно в зимний период (декабрь–февраль). С мая 2017 по декабрь 2023 гг. общий массив составил 7746 единичных измерений.

Среднегодовой уровень дыхания почвы в исследуемых экосистемах оценивали несколькими способами: 1) усреднением всех имеющихся за год экспериментальных данных и умножением полученной средней величины ($\text{г С}/(\text{м}^2 \text{ч})$) на 24 ч и на продолжительность года в сутках, 2) усреднением всех данных по календарным сезонам года с последующим умножением полученных средних на 24 ч и продолжительность сезона в сутках, 3) методом трапеции по всем имеющимся экспериментальным данным. Такие оценки были получены для всех лет наблюдений, по ним рассчитывали среднемноголетние уровни ДП для отдельных экосистем, 4) с помощью ранее параметризованной на тех же экосистемах модели дыхания почвы Райха–Хашимото [15].

Долю микробного (гетеротрофного) дыхания от общей эмиссии CO_2 из почв оценивали на специальных пробных площадках в пяти биотопах, где проводится мониторинг ДП: кленово-дубовом лесу, старовозрастном дубовом лесу, ясеневом лесу, климаксной луговой степи и на молодой залежи. Использовали метод механического удаления корней. В слое почвы 0–20 см искусственно удаляли корни через послойное (по 5 см) просеивание почвы ситами с ячейкой 1 мм, затем просеянные слои возвращали обратно в том же порядке и уплотняли до исходного сложения почвы. ПВХ-основания полностью вкапывали на глубину 20 см на постоянной основе. В каждом биотопе подготавливали от 3 до 5 точек (повторностей). Экспериментальные точки подбирали по наибольшей схожести уровня общей эмиссии CO_2 друг с другом и со средним уровнем дыхания на соответствующей линии мониторинга. После завершения подготовительной части вкопанные основания оставляли в почве, регулярные измерения начинали через 1 мес. В качестве оценки уровня общего ДП использовали основания, установленные в тех же биотопах, для мониторинга эмиссии CO_2 из почвы, поскольку пробные площадки по оценке микробного дыхания в каждом биотопе располагались в непосредственной близости от линий мониторинга. Долю микробного дыхания оценивали как отношение средней величины эмиссии из оснований, где были удалены корни, к средней величине общего дыхания почвы в данном биотопе. Подготовленные точки предназначены для постоянных измерений в течение года и ряда лет. Сезонные измерения, служившие основой оценок доли микробного ДП, проводили 8–10 июля, 8–10 августа, 5–7 сентября и 5–7 октября 2023 г. К сожалению, применение этого метода на пашнях невозможно из-за периодического воздействия сельскохозяйственной техники.

Чистая первичная продукция агроценозов. Оценивали общие (включая живые и отмершие части) запасы надземной и подземной фитомассы трех культур (ячмень, озимая пшеница, соя) после полного развития генеративных органов, принимая их за оценку чистой первичной продукции (ЧПП). Такой подход обоснован тем, что оцениваемые культуры являются однолетними, прижизненный опад в ходе роста у них почти отсутствует. Отбор зерновых культур (пшеница, ячмень) проводили в фазу восковой–полной спелости; сою отбирали дважды – в фазу цветения, когда листья достигают максимального размера, но бобов еще нет, и в фазу спелости, когда бобы полностью развиты, а листья уже опали. Отбирали смешанную пробу фитомассы на диагональной трансекте в 10 точках через каждые 10 м, совокупное количество отбираемых с одного поля растений составляло 30–70 шт. в зависимости от культуры и густоты посева. Растения выкапывали с корнями из пахотного слоя

почвы (0–20 см). Одновременно в полевых условиях (в каждой из 10 точек) измеряли ширину междурядий и количество растений в рядке на 1 м. В дальнейшем эти значения использовали для расчета густоты стояния – числа растений на гектар. В лаборатории измеряли высоту каждого растения, общую кустистость (общее число побегов) и продуктивную кустистость (число продуктивных побегов) для последующего расчета биологической урожайности. Каждое растение разделяли на шесть фракций: корни, стерня, стебли, листья (дополнительно для сои выделялась фракция черешков), мякина (у сои – створки бобов), зерно. Для озимой пшеницы высота стерни составляла 14 см; для сои и ячменя – 8 см. Каждый образец высушивали в течение 8 ч при 105°C и взвешивали. Для каждого конкретного поля и года рассчитывали ожидаемую урожайность, массу корней и стерни, оставляемых после уборки, в пересчете на гектар. В пробах всех фракций и культур методом сухого сжигания с помощью элементного CHNS-анализатора Vario Isotope Select (Elementar, Германия) определяли содержание углерода. Полученные значения использовали для расчета запасов углерода на единицу площади для данной культуры.

Показатели С-баланса лесных экосистем. Для оценки нетто-баланса С и ЧПП выбрали широко известную в мире имитационную блоковую модель Канадского лесного сектора в ее последней версии CBM–CFS3 (<https://natural-resources.canada.ca/climate-change/climate-change-impacts-forests/carbon-accounting/carbon-budget-model/13107>). С 2005 г. модель находится в свободном доступе и представляет систему моделирования на местном или ландшафтном уровнях, используемую для составления ежегодных международных отчетов о балансе углерода в лесах Канады. Модель является центральным компонентом канадского национального мониторинга углеродного баланса лесов. В России она неоднократно проходила адаптацию и апробирование на данных Государственного учета лесов и получила положительную оценку [5]. Модель успешно применяли для расчета бюджета лесных хозяйств при расчете С-баланса территории Львовского района Курской области [9]. В нашей стране для составления Национального кадастра парниковых газов с 2010 г. применяется модель РОБУЛ [6]. Она использует архивные данные периодических государственных учетов лесного фонда (до 2006 г.) и Государственного лесного реестра (после 2006 г.). CBM–CFS3 в этом отношении более разработана и информативна. Она может использоваться без ограничений по минимальной площади выделов, учитывает почвенную специфику, изменения климата, и деструктивные воздействия на древостой (рубки и пожары); рассчитывает все основные пулы углерода: надземную и подземную биомассу, подстилку, мертвую древесину и

запас почвенного органического углерода, а также наиболее важные экосистемные потоки углерода (чистую первичную продукцию и нетто-баланс).

Модель применяли к трем вариантам широколиственных лесных насаждений, входящих в систему мониторинга: старовозрастному дубовому лесу, кленово-дубовому лесу и ясеневому лесу, где в 2023 г. были заложены пробные площадки размером 50×50 м. В качестве входных переменных использовали данные по таксации древостоя, почвенным характеристикам, а также местные погодные условия, соответствующие 2023 г. (среднегодовая температура воздуха $+7.6^\circ\text{C}$, сумма осадков 692 мм). Модель в качестве входной информации требует оценить площади насаждений по преобладающим породам и возрастным классам. Для этого по каждой возрастной группе, относящейся к данной породе древостоя, рассчитывали суммы площадей сечений стволов, а затем подсчитывали их удельный вес в процентах от общей суммы площадей сечений стволов всех деревьев. По полученным значениям оценивали доли площадного присутствия каждой возрастной группы по породам для каждой пробной площади. Эти расчетные оценки приведены в табл. S1. Таблицы хода роста древесных пород брали из монографии [18].

Скорость эмиссии CO_2 от крупного древесного дебриса (КДО) оценивали по учетам их запасов на тех же пробных площадях, где проводили таксацию, а также по характерным для изучаемых лесообразующих пород константам скорости разложения древесины за год [25]. КДО учитывали методом линейных трансект [31] в модификации Грабовского и Замолотчикова [3] и программной интерпретации В.И. Грабовского. По две трансекты длиной 50 м закладывали перпендикулярно друг другу на каждой из пробных площадей. При учете фиксировали все пересекавшие трансекту фрагменты древесных остатков диаметром 2 см и более. У каждого фрагмента измеряли общую длину, диаметры основания и вершины, определяли породу и стадию разложения согласно пятибальной шкале Тарасова [17]. Запасы сухостоя оценивали в ходе таксации. Для стадий разложения определяли содержание углерода в древесине лесообразующих пород через отбор проб с помощью сквозного сверления.

Статистическую обработку данных и расчеты проводили с помощью пакетов Microsoft Excel, PAST V. 3.17 (Oyvind Hammer, <https://past.en.lo4d.com/windows>) и PRIMER V. 7 (PRIMER—E Ltd). Для оценки вклада пространственных и временных факторов применяли метод непараметрического множественного дисперсионного анализа на матрицах сходства—различия (distance-based non-parametric multivariate analysis of variance, PERMANOVA [19]). Сравнение средних проводили по непараметрическому критерию Манна—Уитни.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сезонная и многолетняя динамика эмиссии CO_2 из почвы. На рис. S2 приведена многолетняя динамика скорости эмиссии CO_2 из почв исследуемых экосистем (биотопов). По сравнению с вегетационным сезоном (апрель—октябрь: 83.7% всех данных), данных по холодному (снежному) периоду получено существенно меньше (ноябрь—март: 16.3%), что связано с труднодоступностью участков измерений в этот сезон и другими логистическими ограничениями. Однако в этот период уровень дыхания в среднем в 4.3 раза меньше ($0.147 \pm 0.0037 > 0.034 \pm 0.0037$ г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$, различие значимо $P < 0.001$), что делает вклад зимнего периода в ДП наименьшим в году. Заметим, что в отдельных случаях возможно временное превышение уровня зимнего ДП над среднелетним (кленово-дубовый лес, 24 декабря 2023 г.), что было связано с кратковременным зимним потеплением.

Среднемноголетнее значение ДП по всем измерениям за 7 лет по 10 биотопам составило 0.135 ± 0.0017 г $\text{C} (\text{CO}_2)/(\text{м}^2 \text{ ч})$ ($n = 7746$), что соответствует потоку 3.24 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ сут})$. Однако пересчет по среднесезонным (календарные: зима, весна, лето, осень) величинам ДП для отдельных биотопов дает величину 2.39 ± 0.19 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ сут})$ (873 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ год})$), что является более реалистичной оценкой. Общий диапазон изменчивости значений скорости эмиссии составил от -0.017 до $+2.309$ г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$, при высокой вариабельности ($\text{CV} = 112.8\%$). Как показывает попарное сравнение средних, наибольшие отличия от других биотопов демонстрируют неудобряемый огород и молодая залежь (2—8 лет). В первом случае эмиссия из почвы минимальна (0.094 ± 0.007 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$) среди исследуемых биотопов, во втором — максимальна (0.223 ± 0.016 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$). На многолетних пашнях (0.103 — 0.153 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$) и в квазиклиматических сообществах, таких как степи (0.142) и широколиственные леса (0.116 — 0.145 г $\text{C}/(\text{м}^2 \text{ ч})$), средние величины ДП являются промежуточными между этими значениями, при этом среднегодовая скорость эмиссии в природных экосистемах значимо не отличается от эмиссии на пашнях, несмотря на то, что, согласно проведенным оценкам, в слое почвы 0—100 см на пашнях, в среднем, содержится 237.9 т $\text{C}/\text{га}$, тогда как в луговой степи и лесах 307.5 т $\text{C}/\text{га}$.

Как следует из результатов, представленных в табл. 1, оценки годового ДП, выполненные разными способами, существенно отличаются. В данном случае наиболее адекватной следует считать оценку по среднесезонным величинам потоков CO_2 . В табл. 1 также включена независимая расчетная оценка по модели Райха—Хашимото, которая ранее была параметризована для ряда исследуемых экосистем [15]. В этой модели для оценки

Таблица 1. Среднемноголетние и годовые значения эмиссии CO₂ из почв исследуемых биотопов Курской биосферной станции ИГ РАН (2017–2023 гг.)

Способы оценки эмиссии	Биотоп (опытный участок)									
	огород (КБС-0)	залежь, 2–8 лет (КБС-1)	пашня (КБС-2)	пашня (КБС-4)	пашня (КБС-5)	пашня (КБС-6)	луговая степь, 75 лет	ясеневый лес, 75 лет	кленово-дубовый лес, 80 лет	дубовый лес, 125 лет
(1) Эмиссия CO ₂ , г C/(м ² ч), в среднем по экспериментальным точкам (n = 60–95)	0.094 ± 0.007	0.223 ± 0.016	0.104 ± 0.008	0.142 ± 0.013	0.153 ± 0.015	0.103 ± 0.014	0.142 ± 0.01	0.116 ± 0.009	0.145 ± 0.013	0.119 ± 0.009
(2) Эмиссия CO ₂ , г C/(м ² ч), по средним сезонным значениям (зима, весна, лето, осень) (n = 28)	0.068 ± 0.02	0.168 ± 0.054	0.082 ± 0.031	0.109 ± 0.034	0.110 ± 0.043	0.093 ± 0.028	0.100 ± 0.04	0.097 ± 0.024	0.137 ± 0.03	0.108 ± 0.024
(3) Эмиссия CO ₂ , г C/(м ² ч), метод трапезии за 2022–2023 гг. (n = 60–95)	0.065 ± 0.004	0.154 ± 0.007	0.099 ± 0.013	0.094 ± 0.003	0.103 ± 0.0005	0.087 ± 0.007	0.098 ± 0.003	0.098 ± 0.013	0.138 ± 0.004	0.141 ± 0.006
Оценка годовой эмиссии, г C/(м ² год), по (1)	823	1954	911	1244	1340	902	1244	1016	1270	1042
Оценка годовой эмиссии, г C/(м ² год), по (2)	594	1475	716	959	969	816	875	848	1197	948
Оценка годовой эмиссии, г C/(м ² год), по (3)	534 ± 72	1221 ± 256	812 ± 174	728 ± 147	914 ± 22	722 ± 82	838 ± 73	793 ± 162	1138 ± 7	996 ± 144
(4) Оценка годовой эмиссии, г C/(м ² год), по модели Райха–Хашимото за 2019–2023 гг. (n = 5) *	–	–	597.5 ± 1.8	895.2 ± 12.4	–	710.6 ± 12.4	962.5 ± 7.3	804.8 ± 6.8	1067.4 ± 7.8	901.8 ± 7.1
Среднее арифметическое оценок годового дыхания почвы по (1)–(4)	651 ± 88	1550 ± 215	759 ± 77	956 ± 107	1075 ± 134	788 ± 45	980 ± 92	865 ± 52	1168 ± 43	972 ± 30

* Прочерк в ячейках означает, что по данным экосистемам накоплено недостаточно полевых наблюдений для параметризации модели. Общее количество использованных в расчетах полевых измерений в отдельных биотопах варьирует от 700 до 960. Приведены средние и их стандартные ошибки, а также размеры выборок (n). Обозначения опытных участков и биотопов соответствуют рис. S2.

ДП используются среднемесячные температуры и суммы осадков за месяц, и она способна адекватно оценивать именно суммарную эмиссию за год.

Если использовать усредненные оценки ДП, полученные разными способами и взвесить их по занимаемым экосистемами площадям на территории полигона, получим итоговую оценку 898 г С/(м² год), которую можно рекомендовать для более широкого применения в ландшафтных исследованиях черноземной зоны ЕТР.

Существует возможность сравнить уровни ДП на исследованных участках с информацией из мировой базы данных (A Global Database of Soil Respiration Data, Version 5.0; https://daac.ornl.gov/SOILS/guides/SRDB_V5.html). По результатам ее анализа из общего объема более 12 тыс. записей, релевантными (поиск по ключевым словам: “chernozem”, “black soil”, “Mollisol”, с исключением горных локаций, районов с отрицательной среднегодовой температурой воздуха, гидроморфных биотопов и данных за неполный год) оказались лишь 110. Средняя оценка годового ДП по отфильтрованным таким образом данным составила 924 ± 108 г С/(м² год), что значимо не отличается от средней оценки по исследованным участкам ($P > 0.05$).

Доля микробного (гетеротрофного) дыхания от общего потока эмиссии CO₂ из почвы. Микробное дыхание почвы (МД) наряду с дыханием корней растений является главной составляющей почвенной эмиссии CO₂ [26]. Одной из важных областей применения показателя МД служит его использование для оценки нетто-баланса CO₂ (чистого экосистемного потока, ЧП) в наземных экосистемах согласно балансовому уравнению:

$$\text{ЧП} = \text{ЧПП} - \text{МД}.$$

Хотя существуют рекомендуемые наиболее достоверительные коэффициенты участия микробного дыхания, составляющие 0.5 (нижняя оценка) или 0.67 (верхняя) от дыхания почвы [10], МД зависит от климата, сезона, типа почвы, характера растительного покрова, варианта землепользования и может меняться в широких пределах. Так, для умеренной климатической зоны оно варьирует от 2 до 90%, в среднем — 55% [22], или глобально от 29 до 96%, в среднем — 62% [32]. В отдельных экосистемах временные вариации этого показателя существенно меньше [8], но для мониторинга основных показателей С-баланса важно иметь постоянные точки наблюдений за сезонной и многолетней динамикой доли МД в каждом значимом варианте местных экосистем. Полученные результаты показывают, что вклад микробного дыхания за вегетационный сезон существенно варьирует между отдельными биотопами и даже вариантами широколиственных лесов (средние приведены в порядке

убывания): молодая залежь (77.6%), ясеневый лес (75%), луговая степь ($72.4 \pm 3.7\%$), старовозрастный дубовый лес ($58 \pm 9.2\%$), кленово-дубовый лес ($33.5 \pm 2.8\%$).

Средняя величина по всем биотопам равна $57 \pm 5\%$, что близко к глобальной оценке — 60% [20, 32]. Однако сезонная изменчивость этого показателя для отдельно взятых экосистем невелика: коэффициент вариации менялся в пределах 11.4–31.8%. Поэтому, например, различия между луговой степью и дубовым лесом, несмотря на небольшое количество проведенных внутрисезонных измерений, оказались значимы ($P < 0.01$).

Поскольку подобные данные для рассматриваемого района исследований ранее были получены другими исследователями, это позволяет сравнить оценку рассматриваемой величины с литературными источниками. В частности, такие данные [16] были получены в результате редкого полевого применения хорошо известного метода субстрат-индуцированного дыхания (СИД). Автор метода Н.С. Паников, описание см. [2, 8]. По данным [16] в среднем за вегетационный сезон вклад МД черноземной почвы степи, луга и широколиственного леса составил 52, 63 и 79% соответственно. Другие исследователи указывают, что доля МД при механическом удалении корней составляет 72% в луговых [21] и 69% в степных [14] сообществах. Вклад МД в эмиссию CO₂ из разных типов почв (Cambisol, Phaeozems, Albic Luvisols), определяемый методом СИД в полевых условиях, составляет в среднем 64 [21] и 60% [2]. В большинстве случаев доля МД в эмиссии CO₂ из почв травяных экосистем в среднем больше, чем его доля в эмиссии из почв древесных экосистем [14, 22, 32], что соответствует настоящим данным.

На пашнях, где отсутствуют собственные данные по вкладу МД, для расчетов анализировали имеющиеся литературные оценки. Однако релевантных данных оказалось крайне мало. Под различными культурами (кукуруза, яровой ячмень, озимая пшеница) на серых почвах вклад МД варьировал от 52 до 86% [13]. Однако в этих оценках не учитывался вклад междурядий, где при обычной системе посадки отсутствуют растения, а данные были получены в экспериментах, а не в полевых условиях. По пахотным черноземам таких данных в литературе найти не удалось. Для лесостепной подзоны усредненный показатель вклада МД за год составляет 67% [13], для степей России 55% [11]. Для почвенных аналогов — “black soils”, “Mollisols” — в северо-восточном Китае [29] на пашнях с различными системами обработки почвы и ротацией кукуруза—соя этот показатель варьировал от 54 до 65%. Анализ мировой базы данных по ДП не предоставил сведений по вкладу микробного дыхания в рассматриваемых экосистемах. Из-за отсутствия релевантных данных при оценках

нетто-баланса углерода на исследуемых пахотных экосистемах в дальнейших расчетах использовали два экспертных коэффициента вклада МД (50% и 67% — по нижней и верхней оценке, соответственно).

Расчет нетто-баланса углерода избранных экосистем полигона КБС. Наличие полевых оценок общего ДП и доли в нем МД позволяет использовать эти данные для расчета нетто-баланса углерода в тех экосистемах, для которых имеется возможность оценить скорость чистой первичной продукции. В настоящем случае это удалось выполнить для пашен и лесных экосистем.

Нетто-баланс С на пашнях. Несмотря на то, что модельные оценки ДП на всех исследуемых участках пашен имеются за каждый год наблюдений, полевые оценки ЧПП выполняли только для отдельных культур севооборота, поэтому рассчитать нетто-баланс по этим показателям удалось для восьми случаев (табл. 2).

Наибольшую степень неопределенности при таком способе расчета вносит показатель доли МД. Как показывают результаты, согласно его нижней оценке (0.5), ЧПП во всех случаях, кроме одного (ячмень, КБС-6, 2021) наблюдается выраженный сток углерода. По верхней оценке, напротив, все участки кроме двух оказались его источниками. Средние по двум оценкам свидетельствуют, что посевы озимой пшеницы и сои в основном служат экосистемными стоками, тогда как ячмень с большей вероятностью является источником углерода за год.

Для проверки влияния на годовое дыхание почвы *высеваемой культуры и особенностей самого пахотного участка* по всем имеющимся оценкам годового дыхания почвы был проведен двухфакторный непараметрический дисперсионный анализ (PERMANOVA). Обычный двухфакторный

дисперсионный анализ в данном случае не подходит, так как в общем массиве наблюдений (сочетания 5 видов культур и 4 полей за 2017–2023 гг.) не хватает нужного количества комбинаций рассматриваемых факторов. Дисперсионный анализ PERMANOVA, проводимый на основе дистанций/сходства, это допускает, кроме того, этот вид анализа работает не с 21 вариантом, а с $21 \times 20/2 = 210$ значениями различий ДП и позволяет оценить вклады факторов в общую дисперсию количественно. Как показывают результаты (табл. S2), вид высеваемой в конкретный год культуры является существенно более важным фактором (его вклад в дисперсию ДП составляет 87.9%), чем особенности самого участка пашни или их взаимодействие, вклад которых в общую дисперсию оказался незначительным. Это говорит о том, что на фоне высокого сходства почв на рассматриваемых участках пашен (агрочернозем миграционно-мицелярный), а также общих для всех участков погодных условий, предшествующая история их использования не имеет значения по сравнению с видом культуры, выращиваемой на данном участке в конкретный год.

Интересно сравнить полученные оценки нетто-баланса пашен с литературными данными. Наиболее корректными для сравнения в данном случае служат прямые инструментальные оценки нетто-баланса углерода с помощью метода микровихревых пульсаций для тех же культур. В частности, в работе [28] представлены такие оценки для озимой пшеницы $+273 \pm 22$ г С/(м² год). Для агроландшафта с преобладанием ярового ячменя [30] моделирование на основе ДЗЗ и метода микровихревых пульсаций дало оценку стока 31 г С/(м² год). В работе [27] приведены сравнительные данные собственных и опубликованных наблюдений других авторов с помощью этого метода по нетто-балансу углерода наиболее распространенных в Европе посевных культур. Данные по озимой

Таблица 2. Оценки углеродного обмена на участках пашен под различными культурами в отдельные годы наблюдений, г С/(м² год)

Показатель	Озимая пшеница			Ячмень		Соя		
Обозначение участка, оцениваемый год	КБС-6, 2019	КБС-4, 2022	КБС-2, 2023	КБС-5, 2020	КБС-6, 2021	КБС-2, 2019	КБС-2, 2021	КБС-4, 2023
ЧПП	665.6	618.1	646.8	440.7	401.8	560.4	325.5	548.8
ДП	1063.5	935.6	943.8	860.5	932.4	882.1	626	620.2
ЧП (по доле МД 0.5)	133.8	150.3	174.9	10.5	–64.4	119.4	12.5	238.7
ЧП (по доле МД 0.67)	–47	–8.8	14.5	–135.8	–223	–30.6	–94	133.3
Средний ЧП	43.4	70.8	94.7	–62.7	–143.7	44.4	–40.8	186

Примечание. В столбцах приведены показатели углеродного обмена только для тех лет и участков пашен, по которым имелись необходимые полевые данные. Обозначения приведены в тексте. Положительные значения ЧП обозначают нетто-сток углерода из атмосферы (выделено зеленым), отрицательные — его источник в атмосферу (выделено красным).

пшенице находятся в диапазоне устойчивого стока 183–369 г С/(м² год), но по себе наблюдается вариация от стока 85 до источника — 48 г С/(м² год). Подчеркнем, что поля различных монокультур могут принципиально отличаться по характеру нетто-баланса. Причем они не обязательно являются стоком углерода. В частности, поля подсолнечника, как правило, являются устойчивыми, хотя и небольшими источниками углерода; в отдельные годы это происходит и на полях кукурузы или картофеля [27].

Особенности С-баланса различных культур связаны с соотношением характерных скоростей их продукции и дыхания, а также с особенностями технологии выращивания. Если баланс данной культуры, согласно этим показателям, близок к нулевому, то любые изменения погодных условий могут перевести поля, на которых они выращиваются, в сток или источник углерода для атмосферы, в том числе за год в целом. Яровой ячмень является самой короткостебельной и скороспелой культурой среди всех возделываемых в России и характеризуется наиболее низкой биологической продуктивностью. Поэтому нетто-баланс посевов ячменя может принимать значения С-источника. Из сравнения данных мировой литературы и результатов, приведенных в табл. 2, следует, что использованная нижняя граница вклада микробного дыхания (0.5) на пашнях, по-видимому, лучше соответствует прямым оценкам С-баланса агроэкосистем.

Нетто-баланс С в широколиственных лесах КБС ИГ РАН оценивали по той же расчетной схеме, что для пашен, т.е. по разнице между ЧПП и гетеротрофным дыханием, кроме того, в этом случае имела возможность получить оценку нетто-баланса с помощью модели CBM-CFS3. В результате для трех типов широколиственного леса по модели CBM-CFS3 был рассчитан нетто-поток углерода для текущих погодных условий. Все экосистемы оказались стоками углерода близкой величины. Наибольшей скоростью секвестрации характеризовался лес с доминированием ясеня (это и наиболее продуктивная среди моделируемых экосистема), где С-сток составил 140 г С/(м² год), на втором месте кленово-дубовый лес (119), и на последнем месте оказался старовозрастный дубовый лес (106 г С/(м² год)). В последнем случае наиболее низкий сток выглядит непротиворечиво, поскольку для старовозрастных лесов характерно общее снижение нетто-продуктивности [1]. Тем не менее, полученные значения следует считать достаточно близкими.

Однако при моделировании нетто-баланса С точнее и надежнее использовать не интегральную, а раздельную, независимую оценку его основных компонентов [7], в частности, это можно сделать по разнице ЧПП и гетеротрофного дыхания. Согласно модели CBM-CFS3, оценки ЧПП в трех лесных

экосистемах близки: выше всего ЧПП в ясеневом лесу (633 г С/(м² год)), несколько меньше — в кленово-дубовом (607) и наименьшая — в старовозрастном дубовом лесу (573 г С/(м² год)). Эти величины можно сравнить с независимыми оценками ЧПП по натурным данным других исследователей. Согласно сводке Базилевич [1], аналогичные варианты лесов в подзоне лесостепи европейской части России в 1970-х характеризовались ЧПП около 500 г С/(м² год); там же отмечалось, что перестойные дубовые леса значительно менее продуктивны, по сравнению с 80-летними дубняками, а ясеневые леса более продуктивны, чем дубовые или дубово-кленовые. В целом это отвечает полученным результатам.

Теперь для расчета ЧП из полученной величины ЧПП следует вычесть затраты на гетеротрофное дыхание, которые могут быть независимо рассчитаны по имеющимся данным. В случае лесных экосистем это два основных расходных потока: микробное дыхание в почве и эмиссия от древесного валежа и сухостоя за год (рис. 1).

Для старовозрастного дубняка независимая балансовая оценка ЧП по ЧПП и гетеротрофному дыханию оказалась равной стоку 95 г С/(м² год), что близко к оценке этого показателя по модели CBM-CFS3 (106 г С/(м² год)). При этом вклад эмиссии от валежа и сухостоя здесь оказался очень мал (4.5% от дыхания почвы), что связано с низкой скоростью разложения дуба и относительно небольшими здесь запасами КДО. В кленово-дубовом лесу аналогичная оценка ЧП оказалась стоком углерода величиной 130 г С/(м² год), что несколько превышает оценку ЧП по модели CBM-CFS3 (119 г С/(м² год), но в целом ей соответствует. В этом случае вклад эмиссии от древесного дебриса оказался таким же, как в дубовом лесу (4.5% от дыхания почвы). При этом больший CO₂-сток в этом типе леса по сравнению со старовозрастным дубняком обязан сочетанию здесь большей первичной продукции и меньшего вклада МД. В ясеневом лесу различие ЧП, рассчитанное двумя способами, оказалось принципиальным — участок леса оказался заметным источником С для атмосферы, равным —112 г С/(м² год), тогда как оценка ЧП по CBM-CFS3 составляет выраженный сток +140 г С/(м² год). В основном этот источник определяется существенным вкладом от разложения дебриса, составляющим здесь 16.5% от потока из почвы, что почти в 3 раза превосходит вклад этого показателя по сравнению с двумя другими лесными экосистемами. Несмотря на большую продукцию в этом типе леса, здесь отмечается и наибольший поток CO₂ из почвы с микробным дыханием.

Проведенная раздельная оценка ЧП по трем его составляющим выглядит более реалистичной по сравнению с его прямой оценкой по CBM-CFS3. В ясеневом лесу, который продемонстрировал

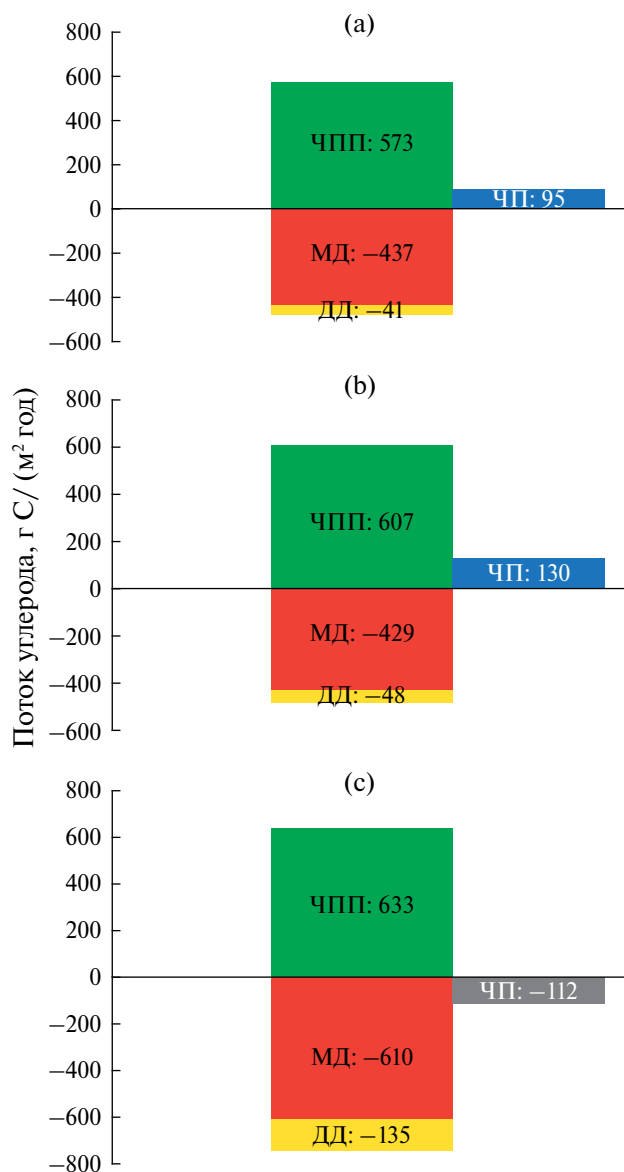


Рис. 1. Расчет экосистемного нетто-потока (ЧП) в трех типах леса по чистой первичной продукции (ЧПП), микробному дыханию в почве (МД) и дыханию валежа и сухостоя (ДД). Положительные значения обозначают поглощение С экосистемой из атмосферы, отрицательные — источник С в атмосферу. (а) — старовозрастный дубовый лес, (б) — кленово-дубовый лес, (с) — ясеневый лес.

наибольшие различия по сравниваемым способам расчета, были зафиксированы вдвое большие запасы валежа и сухостоя (25.14–26.46 т С/га) по сравнению с другими типами леса (кленово-дубовый 12.5–14.2, старовозрастный дубняк 12.1–12.7 т С/га). Кроме того, скорость разложения древесины ясеня заметно больше, чем дуба [25].

Как показала таксация, на участке леса с доминированием интродуцента — ясеня пенсильванско-

го произошла массовая гибель древостоя, вызванная инвазией ясеневой изумрудной узкотелой златки, что является главной причиной отмечаемых высоких запасов валежа и сухостоя. Кроме того, последнее объясняет и больший для этого насаждения уровень эмиссии CO_2 из почвы, что выявлено в таежных лесах при гибели древостоя в результате воздействия короеда-типографа [24].

Сравнение полученных величин ЧП участков леса с другими лесными экосистемами нецелесообразно, так как этот показатель сильно варьирует, как на многолетнем интервале, так и в пределах небольших лесных насаждений. Однако сравнить полученные оценки с общей оценкой С-баланса для лесных насаждений Курской области в целом допустимо. Такую оценку удалось выполнить с помощью модели РОБУЛ по данным Государственного лесного реестра за 2020 г. Нетто-сток в широколиственные леса Курской области составил для возраста древостоя 61–80 лет 132 г С/(м² год), а для возраста 81–120 лет — 147 г С/(м² год). В этом случае не проявилась тенденция к уменьшению стока углерода в более старых лесах, что связано со случайными процессами, однако сами величины вполне соответствуют рассмотренным выше оценкам.

Важное заключение, которое следует из анализа оценок ЧП лесных экосистем — лесной покров обладает присущей ему выраженной пространственной мозаичностью бюджета С. К аналогичным выводам для тундровых экосистем пришли авторы [7]. Это связано со структурой С-бюджета любой экосистемы без серьезных нарушений, где приходная часть близка по абсолютной величине к расходной. Поэтому нетто-баланс легко (хотя и обратимо) может менять знак со стока на источник углерода, например, при изменении температуры или гибели древостоя от различных причин [24].

ВЫВОДЫ

1. Многолетние оценки ДП за год могут быть успешно использованы для прогноза нетто-баланса углерода, как в природных, так и антропогенных экосистемах, для которых существуют надежные данные по скорости ЧПП и вкладу гетеротрофной составляющей ДП.

2. При расчетах ЧП в лесных экосистемах важен учет эмиссионной составляющей от разложения КДО, который может выступать самостоятельным фактором, определяющим нетто-баланс углерода при гибели древостоя от различных причин.

3. На пашнях с однолетними сельскохозяйственными культурами, общим типом почвы и длительным использованием, годовое ДП почти ультимативно определяется видом возделываемой в данный год культуры, что подразумевает как ее

биологические особенности, так и характерную технологию возделывания и не зависит от предшествующей истории смены культур на данном участке.

4. Наибольшую степень неопределенности в полученные значения ЧП в случае пашен вносят оценки микробного дыхания почвы за год. Для оценок ЧП в широколиственных сообществах при применяемом подходе существует недоучет эмиссии со стороны наиболее мелкого дебриса (диаметр менее 1 см), а также вклада в ЧП со стороны кустарникового яруса.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают глубокую признательность к.б.н. В.И. Грабовскому за помощь в расчетах углеродного баланса по модели CBM-CFS3 и предоставление программы для расчета запасов углерода в составе КДО, а также д.б.н. А.И. Азовскому за помощь в статистической обработке данных. Часть аналитической работы была выполнена в рамках государственного задания FMWS-2024-0010 Института географии РАН.

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 бюджета углерода в лесах и других наземных экологических системах” (рег. № 123030300031-6).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу <https://doi.org/10.31857/S0032180X24100073>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Базилевич Н.И.* Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.
2. *Евдокимов И.В., Ларионова А.А., Шмит М., Лопес де Гереню В.О., Бан М.* Определение вклада дыхания корней растений в эмиссию CO₂ из почвы методом субстрат-индуцированного дыхания // Почвоведение. 2010. № 3. С. 349–355.
3. *Грабовский В.И., Замолодчиков Д.Г.* Методы оценки запасов валежа по данным учетов на трансектах // Лесоведение. 2012. № 2. С. 66–73.
4. *Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н.* Почва как главный источник углекислоты и резервуар органического углерода на территории России // Вестник РАН. 2006. Т. 76. № 1. С. 14–29.
5. *Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Коровин Г.Н.* Управление бюджетом углерода лесов Дальнего Востока России: прогнозный анализ по модели CBM-CFS // Лесная таксация и лесоустройство. 2009. Т. 1. № 41. С. 98–103.
6. *Замолодчиков Д.Г., Грабовский В.И., Коровин Г.Н., Гитарский М.Л., Блинов В.Г., Дмитриев В.В., Курц В.А.* Бюджет углерода управляемых лесов Российской Федерации в 1990–2050 гг.: ретроспективная оценка и прогноз // Метеорология и гидрология. 2013. № 10. С. 73–92.
7. *Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г.* Углеродный обмен в криогенных экосистемах. М.: Наука, 2008. 344 с.
8. *Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Каганов В.В., Почикалов А.В., Гитарский М.Л.* Микробная и корневая составляющие дыхания дерново-подзолистых почв южной тайги // Лесоведение. 2017. № 3. С. 183–195.
<https://doi.org/10.1134/S199542551707006X>
9. *Карелин Д.В., Суховеева О.Э., Глаголев М.В., Добрянский А.С., Сабреков А.Ф., Замотаев И.В.* Годовой бюджет углеродсодержащих биогенных парниковых газов при смешанном землепользовании: Львовский район как модельный объект центрального Черноземья // Почвоведение. 2023. № 8. С. 911–924.
10. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мякшина Т.Н., Сапронов Д.В., Савин И.Ю., Шорохова Е.В.* Баланс углерода в лесных экосистемах южного Подмосковья в условиях усиления засухливости климата // Лесоведение. 2016. № 5. С. 332–345.
11. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Жиенгалиев А.Т., Кудеяров В.Н.* Углеродный бюджет степных экосистем России // Доклады академии наук, 2019. Т. 485. № 6. С. 732–735.
12. *Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваяева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
13. *Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России.* М.: Наука, 2007. 315 с.
14. *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.
15. Суховеева О.Э., Карелин Д.В. Оценка дыхания почв с помощью модели Райха–Хашимото: параметризация и прогноз // Известия РАН. Сер. Географическая. 2022. Т. 86. № 4. С. 519–527.
16. Сушко С.В., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Кудряков В.Н. Эмиссия CO₂, микробная биомасса и базальное дыхание чернозема при различном землепользовании // Почвоведение. 2019. № 9. С. 1081–1091.
17. Тарасов М.Е. Роль крупного древесного детрита в балансе углерода лесных экосистем Ленинградской области. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 2000. 21 с.
18. Швиденко А., Щепашенко Д., Нильссон С., Булуй Ю. Таблицы и модели хода роста и продуктивности насаждений основных лесобразующих пород Северной Евразии (нормативно-справочные материалы). М.: Федеральное агентство лесного хозяйства, 2008. 886 с.
19. Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E Ltd, 2008. 214 pp.
20. Bond-Lamberty B., Chuankuan Wang, Stith T. Gower. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? // Global Change Biology. V. 10. 2004. P. 1756–1766. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x>
21. Gavrichkova O. Drivers of soil respiration of root and microbial origin in grasslands. Università degli studi della Tuscia–Viterbo, 2009. 166 p.
22. Hanson P.J., Edwards N.T., Garten C.T., Andrews J.A. Separating root and soil microbial to soil respiration: A review of methods and observations // Biogeochemistry. 2000. V. 48. P. 115–146.
23. Karelin D., Goryachkin S., Zazovskaya E., Shishkov V., Pochikalov A., Dolgikh A., Sirin A. et al. Greenhouse gas emission from the cold soils of Eurasia in natural settings and under human impact: Controls on spatial variability // Geoderma Regional. 2020. V. 22. P. e00290. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00290>
24. Karelin D.V., Zamolodchikov D.G., Shilkin A.V., Popov S.Yu., Kumanyayev A.S., Lopes de Gerenyu V.O., Tel'nova N.O., Gitarskiy M.L. The effect of tree mortality on CO₂ fluxes in an old-growth spruce forest // Eur. J. Forest Res. 2021. V. 140. P. 287–305. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01330-3>
25. Khanina L., Bobrovsky M., Smirnov V., Romanov M. Wood decomposition, carbon, nitrogen, and pH values in logs of 8 tree species 14 and 15 years after a catastrophic windthrow in a mesic broad-leaved forest in the East European plain // Forest Ecology and Management. 2023. V. 545. P. 121275.
26. Luo Y., Zhou X. Soil respiration and the environment. Burlington: Academic Press, 2006. 316 p.
27. Pierre B., Ceschia E., Dedieu G. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France // Agricultural and Forest Meteorology 149 (2009) 1628–1645.
28. Schmidt M., Reichenau T.G., Fiener P., Schneider K. The carbon budget of a winter wheat field: An eddy covariance analysis of seasonal and inter-annual variability // Agricultural and Forest Meteorology. 2012. V. 165. P. 114–126.
29. Shuxia J., Zhang X., Chen X., McLaughlin N.B., Zhang S., Wei S., Sun B., Lian A. Long-term conservation tillage influences the soil microbial community and its contribution to soil CO₂ emissions in a Molisol in Northeast China // J. Soils Sediments. 2016. V. 16(1). P. 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1158-7>
30. Soegaard H., Jensen N., Boegh E., Hasager C., Schelde K., Thomsen A. Carbon dioxide exchange over agricultural landscape using eddy correlation and footprint modelling // Agricultural and Forest Meteorology. 2003. V. 114. P. 153–173.
31. Ståhl G., Ringvall A., Fridman J. Assessment of coarse woody debris – a methodological overview // Ecol. Bul. 2001. V. 49. P. 57–71.
32. Subke J.A., Inglima I., Cotrufo M.F. Trends and methodological impacts in soil CO₂ efflux partitioning: A meta-analytical review // Global Change Biology. 2006. V. 12. P. 921–943. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01117.x>
33. Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A.G., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region // Glob. Biogeochem. Cycles. 2009. <https://doi.org/10.1029/2008GB003327>

The use of Long-Term Observations of Soil Respiration for Calculations of Net Carbon Balance in Chernozem Zone

D. V. Karelin¹, A. N. Zolotukhin², O. V. Ryzhkov³,
V. N. Lunin¹, D. G. Zamolodchikov⁴, and O. E. Sukhoveeva^{1, *}

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

²*Kursk Federal Agrarian Scientific Center, Kursk, 305021 Russia*

³*Central Black Earth Biosphere Reserve, Zapovedny, Kursk region, 305528 Russia*

⁴*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 117997 Russia*

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

Long-term (2017–2023) year-round observations of soil CO₂ efflux (soil respiration, SR) in the area of typical Chernozems distribution (Kursk region, Medvensky district, Kursk Biosphere Station of the Institute of Geography RAS) were carried out using a unified technique based on field measurements with IRGA. Annual estimates of SR were calculated in the most representative local anthropogenic and natural ecosystems that form the forest–steppe agro–landscape in Chernozem zone of European Russia (permanently used arable land, non–fertilized vegetable garden, 2–8 yr fallow, meadow steppe, and broadleaved forests). According to estimates averaged by various models and calculation schemes, SR in the study area varies from 650.6 ± 88.2 (non–fertilized vegetable garden) to 1550 ± 215 (2–8 yr abandoned land) g C–CO₂ m^{–2} yr^{–1}, amounting to 895 ± 91 on permanently used arable land and 1040 ± 55 g C–CO₂ m^{–2} yr^{–1} in natural ecosystems. The share of microbial (heterotrophic) respiration (MR) in local soils averaged 55.5% (broadleaf forests), 77.6% (abandoned land), and 72.4% (meadow steppe) during the growing season. The ecosystem net carbon balance of the three broadleaf forest sites, calculated by the difference between net primary production (NPP estimated by CBM–CFS3 model and taxation data) and heterotrophic respiration (SR and CO₂ losses from decomposition of coarse woody debris, CWD) vary from atmospheric carbon uptake $+130$ g C–CO₂ m^{–2} yr^{–1} to its source -112 g C–CO₂ m^{–2} yr^{–1}. In the latter case, the net carbon source is due to the accumulation of significant stocks of CWD as a result of tree mortality from xylophages. On arable lands, similarly, calculated by NPP and MR net carbon balance, according to the expert assessment of MR share, vary from $+186$ to -143.7 g C–CO₂ m^{–2} yr^{–1}, with almost ultimate contribution of the crop type grown in a given year to inter–annual variations of SR (87.9%). It is concluded that the above approach is applicable to estimates of the net C balance in rather different ecosystems, however, the greatest uncertainty is introduced by estimates of the soil MR share.

Keywords: European territory of Russia, carbon dioxide emission, net primary production, carbon balance, Haplic Chernozem

РОЛЬ ГРИБОВ И БАКТЕРИЙ В МИНЕРАЛИЗАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА В ПОЧВЕ БЕРЕЗНЯКА-КИСЛИЧНИКА ПОДЗОНЫ ЮЖНОЙ ТАЙГИ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

© 2024 г. С. М. Разгулин^{а, *}, Л. В. Воронин^б

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

^бЯрославский государственный педагогический университет им. К.Д. Ушинского,
ул. Республиканская, 108/1, Ярославль, 150000 Россия

*e-mail: root@ilan.ras.ru

Поступила в редакцию 13.03.2024 г.

После доработки 20.05.2024 г.

Принята к публикации 21.05.2024 г.

На протяжении двух лет определяли вклад грибов (микромикетов и дрожжей) и бактерий в процесс нетто-аммонификации в дерново-палеопodzolistой почве под березняком-кисличником (Ярославская область) с использованием ингибиторного анализа. В микобиоте сапротрофных грибов преобладали представители родов *Penicillium* Link (46–99%) и *Trichoderma* Pers. (3–40%). Установлено, что температура и влажность почвы способны регулировать сезонные изменения общей численности грибов и дрожжей в почве березняка. Зависимости между сезонными изменениями содержания в почве органических углерода и азота и общей численностью грибов и дрожжей носили знакопеременный характер. Ингибиторный анализ показал близкий вклад грибов и бактерий в минерализацию соединений азота в почве березняка, с незначительным преобладанием грибов в первый год исследования и небольшим доминированием бактерий во второй. Азот микробной биомассы составлял от 0.8 до 3.9% общего азота почвы.

Ключевые слова: нетто-аммонификация, микобиота, сапротрофные грибы, селективные ингибиторы

DOI: 10.31857/S0032180X24100088, **EDN:** JXHGF

ВВЕДЕНИЕ

Дефицит азота сдерживает продуктивность лесов бореальной зоны. Вместе с тем высокое поступление азота из атмосферы в 1980–1990 гг. привело значительные площади лесов Западной Европы и Северной Америки в негативное состояние азотного насыщения. С 2000-х гг. поступление азота из атмосферы стало снижаться, но во многих регионах остается высоким [32]. По данным глобального анализа в последнее десятилетие отмечается снижение содержания азота в листьях растений по сравнению с 1980 гг. Это связывают с ограничением доступного азота почвы при росте потребности растений в азоте, обусловленной потеплением климата и увеличением содержания диоксида углерода в атмосфере, что свидетельствует о наличии черт олиготрофии в наземных экосистемах планеты [31].

Главным процессом азотного цикла, снабжающим лесные фитоценозы доступным азотом,

служит минерализация соединений азота в почве микроорганизмами, но эти исследования выполнены в основном за рубежом [16]. В России, с ее бесконечным разнообразием лесных почв и колоссальной площадью насаждений, нетто-минерализация соединений азота, измеренная в условиях *in situ*, представлена единичными работами [16] и изучена недостаточно. В минерализации азота ведущую роль играет аммонификация, эквивалент gross-минерализации [19]. В кислых почвах южной тайги нетто-аммонификация составляет от 80 до 99% нетто-минерализации азота [16].

Грибы и бактерии являются основными группами микроорганизмов деструкторов органического вещества почвы, обеспечивающих функционирование биогеохимических циклов, включающих и круговорот азота. В лесных почвах сапротрофные грибы выделяют широкий спектр внеклеточных ферментов, они являются основными

деструкторами лигнина, а также целлюлозы и гемицеллюлозы [26, 39, 46].

Почвенные бактерии также способствуют расщеплению фенольных соединений, включая лигнин, хотя и с меньшей эффективностью, чем у грибов. Недавно обнаружено, что гены, кодирующие ферменты целлюлазы, присутствуют в 24% всех секвенированных бактериальных геномов лесной подстилки. Кроме того, геномы некоторых бактерий, выделенных из лесных почв, кодируют белки, участвующие в разложении биомассы мертвых растений, что стимулирует эффективность ее гидролиза. Бактерии, продуцирующие хитинолитические ферменты, более эффективно перерабатывают полисахариды и меланин отмирающего мицелия грибов, чем сами грибы. Роль бактерий, ассоциированных с микоризами, изменяется от помощников микориз до микофагов. Вероятно, бактерии играют более важную роль в трансформации органической массы, чем предполагалось ранее [37].

Определение численности и биомассы грибов и бактерий в почве представляет собой сложную и окончательно не решенную методическую задачу [46]. Исследования, выполненные различными методами, показали устойчивое доминирование грибов в верхних горизонтах почв [2, 5, 12, 21]. В бореальных и умеренных лесах грибная биомасса (горизонт 0–30 см), измеренная по содержанию фосфолипидов жирных кислот, составляла 1234 и 226 мг С/кг, а бактериальная – 258 и 53 мг С/кг соответственно, с соотношением грибы : бактерии, равным 5 : 1 [33]. Использование метода каскадной фильтрации выявило близкое соотношение этих групп микроорганизмов в верхних горизонтах почвы, однако в нижних частях профиля со значительным превышением доминировали бактерии [14].

В бореальных лесах сапротрофная микобиота подстилки продуцирует широкий набор ферментов (фосфатазу, сульфатазу, аминопептидазу, ацетил-глюкозаминидазу, глюкозидазу, целлюбиогидралазу, ксилозидазу, пероксидазу и фенолоксидазу), разлагающих органическое вещество почвы с уровнем активности, сравнимым с активностью эктомикориз [44], локализованных в более глубоких горизонтах почвы [25, 36]. Высокая эффективность в разложении гемицеллюлозы, целлюлозы и хитина отмечена у дрожжей, которые также активно используют продукты разложения другими микроорганизмами [39].

Известны работы по определению отдельно-го вклада грибов и бактерий в процессы дыхания и образования газообразных оксидов азота в почве [2, 4, 18, 22, 24, 26, 29, 47]. Аналогичных исследований нетто-минерализации азота в лесных почвах значительно меньше [28, 35].

Целью работы является определения роли грибов и бактерий в процессе минерализации азота, а также исследования взаимосвязи численности сапротрофных грибов с сезонной динамикой нетто-минерализации соединений азота в почве березняка.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в высокопродуктивном березняке-кисличнике, с составом древостоя 8Б1Ос1Е, 65 лет, I класса бонитета (Рыбинский район Ярославской области) в 2022–2023 гг. Преобладает береза поникшая (*Betula pendula*) и осина обыкновенная (*Populus tremula*). В подросте ель европейская (*Picea abies*) в количестве 1500 экз./га. В подлеске преобладают клен остролистный (*Acer platanoides*), волчье лыко (*Daphne mezereum*), жимолость обыкновенная (*Lonicera xylosteum*). В напочвенном покрове присутствуют щитовник мужской (*Dryopteris filix-mas*), кислица (*Oxalis acetosella*), сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria*), сочевичник весенний (*Lathyrus vernus*), аконит (*Aconitum napellus*).

Почва дерново-палевоподзолистая, легкосуглинистая (Albic Luvisol, WRB). Подстилка маломощная 0.5–1 см, представленная рыхлыми, почти разложившимися остатками опада. Хорошо выражен гумусовый горизонт мощностью до 10 см, с темноокрашенной верхней частью и сероватой нижней. Верхняя часть насыщена корнями. Структура мелкозернистая рассыпчатая. Нижняя часть с пластинчато-мелкозернистой структурой из пылеватого легкого суглинка, пронизана корнями во всех направлениях. Ниже залегает элювиальная часть профиля палевого и буроватого цвета. Следов оглеения нет. На глубине 60–70 см подстилается кирпично-красным моренным суглинком с включениями карбоната кальция.

В почве березняка раз в месяц с мая по октябрь отбирали образцы горизонта (А0–А1, 0–6 см), гумусового (А1, 6–11 см) и элювиального (А2, 11–21 см) горизонтов, формируя среднюю пробу из пяти разрезов для каждого горизонта. Разрезы находились между деревьями, на расстоянии 3–5 м друг от друга, с фиксированным местоположением. Из проб удаляли крупные (более 1 мм в диаметре) корни. На ситах с диаметром отверстий 5 и 3 мм сепарировали пробы из горизонта А0–А1, а пробы из гумусового и элювиального горизонтов пропускали через ячею 2 мм. Все пробы помещали в открытые полиэтиленовые пакеты и хранили 1 сут при комнатной температуре.

Для определения вклада грибов и бактерий в процесс минерализации азота использовали селективные ингибиторы из группы аминогликозидных антибиотиков, подавляющих синтез белка. Циклогексимид подавляет синтез белков у эукариотных

организмов с 80S рибосомами, включая микроскопические грибы с 80S и 70S рибосомами. Стрептомицин блокирует синтез белка у прокариот с 70S рибосомами [35]. При определении концентрации антибиотиков учитывали результаты исследования [26], в которых наибольшее ингибирование субстрат-индуцированного дыхания лесной подстилки ($C_{орг}$ 43%) обеспечивалось 50 мг циклогексимида и стрептомицина на 1 г пробы. В почву березняка (горизонт А0–А1, $C_{орг}$ 8%) вносили циклогексимид (9 мг/г) и стрептомицин (18 мг/г). В горизонты А1 и А2, с меньшим содержанием органического углерода, добавляли 3.8 и 2 мг/г циклогексимида и 7.5 и 5 мг/г стрептомицина соответственно. Использовали 2 и 6%-ные водные растворы циклогексимида и стрептомицина. В других исследованиях дозы внесения антибиотиков варьировали от 0.06–5 до 30–60 мг/г [2, 4, 18, 26, 35]. Эксперимент проводили для каждого из трех горизонтов, он включал следующие варианты:

- 1) контроль с добавлением бидистиллированной воды;
- 2) вариант с добавлением циклогексимида;
- 3) вариант с добавлением стрептомицина.

Навески подстилки и пробы из горизонтов А0–А1, А1 (4 г сухого веса) и А2 (6 г сухого веса) помещали в алюминиевые боксы и инкубировали 25–29 сут в лаборатории при комнатной температуре. Все исследования выполняли в 4-кратной повторности для каждого горизонта. Влажность в процессе инкубации контролировали весовым методом, при необходимости добавляя воду каждые 3–4 сут.

Пробы почвы экстрагировали 100 мл 2%-ным раствором хлорида калия в течение 1 сут, центрифугировали и фильтровали. Аммоний в фильтрате определяли методом изотермической дистилляции аммиака в щелочной среде. Нетто-аммонификацию рассчитывали как разность содержания обменного аммония между окончанием и началом экспозиции. В контрольном варианте каждого горизонта определяли содержание нитратов в водной вытяжке методом восстановления нитратов до нитритов на омедненном кадмии и последующем их определении с реактивом Грисса [16].

В течение вегетации 2 раза за каждый срок измеряли эмиссию CO_2 в контрольном варианте каждого горизонта, помещая 4 бокса с почвой в баллон из пластика емкостью 1 л с герметичной резиновой пробкой. Пробы воздуха отбирали шприцем из баллона через 1 ч в вакуумированные флаконы в трехкратной повторности. Содержание CO_2 измеряли на газоанализаторе с поглотителем Реберга, титруя избыток гидрата окиси бария соляной кислотой. В качестве газа-носителя использовали аргон [1].

В пробах почвы определяли содержание $C_{орг}$ методом потери при прокаливании и $N_{орг}$ по

Кьельдалю, в 5- и 2-кратной повторности соответственно и рН водно-почвенной суспензии в соотношении почва : вода 1 : 2.5.

В верхних горизонтах измеряли содержания азота микробной биомассы методом фумигации [38]. Использовали почву, пропущенную через соответствующие сита, как указывалось выше. В крышку алюминиевого бокса, у которого дно было заменено проволочным ситом с ячейей 1 мм, помещали навеску почвы, равную 4 г сухого веса, и вносили 0.4 мл хлороформа [48]. Крышки помещали в эксикатор, на дне которого находился стакан с 50 мл хлороформа. Вакуумным насосом откачивали воздух до кипения хлороформа в течение 1–2 мин, закрывали кран и оставляли на 1 сут. Фумигированные пробы экстрагировали 50 мл 0.05 М раствора K_2SO_4 на ротаторе в течение 0.5 ч, с последующим центрифугированием и фильтрованием [9]. Также экстрагировали нефумигированные пробы. Во всех вытяжках определяли $N_{орг}$ методом Кьельдаля [1]. Азот микробной биомассы рассчитывали как разность в содержании элемента между фумигированными и нефумигированными пробами, с использованием коэффициента 0.49 для гумусовых горизонтов почв лиственных лесов [38]. Все измерения выполняли в 3-кратной повторности. Результаты химических анализов рассчитаны на вес сухой почвы.

На глубине 2, 7 и 15 см ртутным термометром измеряли температуру почвы.

Определение численности почвенных грибов производили методом почвенных разведений Ваксмана и глубинного посева почвенной суспензии на агаризованную питательную среду Чапека [10], с добавлением антибиотиков, в трех повторностях. Засеянные водно-почвенной суспензией чашки Петри периодически просматривали, начиная с третьих суток. Окончательный учет проводили через 10 сут. При этом учитывали общее число колоний, условно допуская, что каждая колония образовалась из диаспоры (одной споры или небольшого фрагмента гифы). Рассчитывали численность диаспор, или колониеобразующих единиц (**КОЕ**), на 1 г воздушно-сухой почвы. Идентификацию грибов проводили до уровня рода [7].

Данные о химическом составе почвы представлены в виде средних, а содержание азота микробной биомассы, численность грибов и дрожжей представлены в виде среднего и его ошибки (табл. 1, 2). Сумму аммонифицированного азота за вегетацию рассчитывали по накоплению азота за отдельные сроки только с 5%-ном уровнем значимости. Статистические расчеты выполняли с использованием таблиц Excel.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сезонная динамика общей численности грибов. Общая численность грибов в почве березняка выражается близкими величинами в двух верхних горизонтах и на порядок меньшими в элювиальной части профиля. В 2022 г. в верхнем горизонте наибольшие значения КОЕ совпадают с максимумом температуры почвы в августе, а наименьшие получены при минимальной температуре почвы в октябре (табл.1). Влажность почвы отрицательно коррелировала с сезонными изменениями общей численности грибов, $r = -0.84$ при $p = 0.1$. Уровень регуляции значений

КОЕ совместным влиянием температуры и увлажнения почвы был высоким, с $R = 0.97$ при $p = 0.1$. В горизонте А1 значения КОЕ были близки с мая по сентябрь и снижались в октябре. В элювиальной толще общая численность микромицетов была наибольшей в августе, при максимальной температуре почвы. Сезонная динамика общей численности грибов отрицательно коррелировала с влажностью почвы с $r = -0.66$ при $p = 0.22$. За вегетацию общая численность грибов коррелировала между горизонтами (А0–А1)–А1, А1–А2 и (А0–А1)–А2 с $r = 0.64$, 0.78 и 0.90 при $p = 0.27$ и 0.12 соответственно.

Таблица 1. Сезонная динамика физико-химических и биологических параметров, общей численности мицелиальных грибов и дрожжей в почве березняка в 2022 г.

Горизонт	Параметр	23.V	29.VII	8.VIII	12.IX	3.X
А0–А1	Температура, °С	5.0	14.5	17.1	10.5	10.0
	Влажность, %	31	37	29	23	42
	C _{орг} , %	5.9	7.7	9.6	8.9	10.3
	N _{орг} , %	0.25	0.38	0.42	0.43	0.23
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	29 ± 3	32 ± 1.7	64 ± 19	56 ± 4	12 ± 3
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	Не обн.		32 ± 1.4	26 ± 2	39 ± 1.5
А1	Температура, °С	4.5	12.8	15.8	9.4	9.4
	Влажность, %	25	33	16	15	27
	C _{орг} , %	3.1	5.7	4.3	3.7	4.6
	N _{орг} , %	0.14	0.23	0.20	0.16	0.12
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	46 ± 3.6	39 ± 4.5	44 ± 7	39 ± 0.7	22 ± 3.5
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	Не обн.		8 ± 2	5 ± 0.7	273 ± 92
А2	Температура, °С	4.8	12.5	15.4	9.6	9.4
	Влажность, %	21	22	9	12	18
	C _{орг} , %	1.6	2.3	2.0	1.6	2.5
	N _{орг} , %	0.03	0.1	0.11	0.04	0.05
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	3.9 ± 0.3	3.5 ± 0.5	6.8 ± 0.5	4.2 ± 0.6	1.5 ± 0.3
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	Не обн.		0.4 ± 0.17	0.7 ± 0.17	18 ± 5
А0–А1	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	3.0	4.7	4.5	3.0	2.2
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.16	0.04	0.03	0.015	0.08
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	4.1	5.8	5.2	5.6	7.4
А1	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	1.7	3.7	2.8	1.7	1.5
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.13	0.17	0.03	0.1	0.13
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	5.7	7.1	4.9	5.3	5.6
А2	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	0.6	1.2	0.9	0.9	0.7
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.1	0.08	0.04	0.06	0.07
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	4.2	2.3	3.6	2.3	3.3

Начиная с августа, в почве появляются дрожжи. Возможно, их присутствие в октябре обуславливает уменьшение численности мицелиальных грибов, особенно в горизонтах A1 и A2, где численность дрожжей была на порядок больше количества грибов. Сезонные изменения численности дрожжей в этих горизонтах были синхронны с $r = 0.99$ при $p = 0.01$.

В 2023 г. в верхнем горизонте почвы значения КОЕ грибов были высоки в мае, минимальны в июне, достигали максимума в августе и снижались в остальные периоды, коррелируя с совокупным влиянием температуры и увлажнения с $R = 0.88$ при $p = 0.21$ (табл.2). В горизонте A1 и элювиальной толще общая численность грибов максимальна в августе и уменьшалась в сентябре и октябре, коррелируя с температурой почвы с $r = 0.79$ и 0.87 при $p = 0.08$ и 0.05 соответственно. Дрожжи присутствовали весь сезон. В горизонтах A1 и A2 их численность регулировалась влажностью почвы, с $r = 0.99$ при $p = 0.01$. В горизонте A2 сезонные изменения КОЕ дрожжей и микромицетов коррелировали с $r = -0.75$ при $p = 0.17$. Сезонная динамика количества дрожжей во всех горизонтах была синхронна, с $r = 0.93-0.98$ при $p = 0.01-0.05$. За оба года исследований сезонные изменения численности грибов и дрожжей в почве березняка коррелировали отрицательно, что может указывать на конкурентные отношения этих групп.

За оба года исследований сезонные изменения общей численности грибов в верхней части профиля и содержание $C_{орг}$ и $N_{орг}$ в почве коррелировали отрицательно с $r = -0.7...-0.91$ при $p = 0.05-0.07$. В 2023 г. отмечена отрицательная корреляция с величиной pH, $r = -0.85$ при $p = 0.07$. В 2022 г. сезонные изменения КОЕ грибов в горизонтах A1 и A2, эффективно регулировались совместным содержанием $C_{орг}$ и $N_{орг}$ в почве, $r = 0.94$ при $p = 0.1$. В сезонных изменениях КОЕ элювиальной толщи отмечена отрицательная корреляция с содержанием нитратов, $r = -0.93$ при $p = 0.05$. Во всех горизонтах численность дрожжей отрицательно коррелировала с содержанием нитратов, значения r уменьшались вниз по профилю, составляя в горизонтах A0–A1, A1 и A2 соответственно -0.80 , -0.62 и -0.20 . Отрицательная корреляция может указывать на интенсивную ассимиляцию органических соединений и нитратов грибами [3]. В 2023 г. сезонная динамика численности дрожжей в горизонте A1 эффективно регулировалась совместным действием $C_{орг}$ и $N_{орг}$ почвы, $r = 0.97$ при $p = 0.04$.

Сезонная динамика численности грибов в лесных почвах изучена крайне недостаточно и представлена единичными работами с малым числом измерений за период исследования [21]. В верхнем горизонте почвы залежи южно-таежной подзоны (Московская область) в течение года максимальная биомасса микромицетов была отмечена в июле и октябре, а бактерий в августе. Сезонные

изменения биомассы в более глубоких горизонтах были сглажены. Во все сроки в составе биомассы доминировали грибы (до 93%) [12]. В лесах умеренной зоны вариabельность численности микроорганизмов в почве в течение года оценивается в 1.5 раза. Факторами, определяющими сезонную динамику сообществ микроорганизмов, кроме изменения температуры и влажности почвы, являются содержание углерода и азота, а также экссудация легкодоступных органических соединений корнями растений [23].

Разнообразие почвенных сапротрофов довольно бедное. Доминировали анаморфные грибы родов *Penicillium* Link и *Trichoderma* Pers, составляющие соответственно до 90 и 40% всей микобиоты почвы (табл. 3, 4), что характерно для почв южной [19] и средней тайги [22] европейской части России и отмечалось ранее для района исследования [6]. В подстилках елового леса на камбисолях в Чехии преобладали представители родов *Mucor* и *Trichoderma* [34]. Грибы рода *Penicillium* являются основными сапротрофами-гидролитиками в подстилке и гумусовом горизонте, и взаимодействуют с минеральной частью почвы в более глубоких горизонтах [11]. Значительно меньше доля рода *Trichoderma*, быстрорастущих гидролитиков с богатым диапазоном ферментов, подстилочных сапротрофов [8, 34], населяющих и гумусовый горизонт [43]. Виды родов *Penicillium* и *Trichoderma* предпочитают аммонийную (восстановленную) форму азота при разложении ими гумусовых веществ [17], что объясняет их широкое распространение в кислых почвах бореальных лесов, с преобладанием аммонификации и подавлением нитрификации в цикле азота. В меньшем количестве встречались представители родов *Aureobasidium* (1–30%), *Aspergillus* (1–17%), *Cladosporium* (1–14%), *Mucor* (1.5–8%). Стерильный мицелий составлял 1–12% общей численности грибов. За оба года исследования гидротермические условия были близки, но в 2022 г. микобиота в почве березняка в мае и июне срока была более разнообразна, чем в 2023 г. Кроме того, в этот год в 2–4 раза чаще встречались представители рода *Mucor*.

Выявленные нами грибы — космополиты. Они составляли значительную долю и при исследовании минерализации азота в почвах Тибетского плато, где указывали их распределение по классам: Sordariomycetes (у нас *Trichoderma*, *Fusarium*), Eurotiomycetes (*Penicillium*, *Aspergillus*, *Phialophora*), Dothideomycetes (*Gladosporium*) [49].

В лесах Центральной Европы видовое разнообразие сапротрофных грибов в значительной степени определяется таксационными характеристиками насаждения (породным составом, числом стволов на единицу площади и др.). Также прослеживается положительная связь с pH почвы и содержанием фосфора [42].

Таблица 2. Сезонная динамика физико-химических и биологических параметров, общей численности мицелиальных грибов и дрожжей в почве березняка в 2023 г.

Горизонт	Параметр	23.V	27.VI	2.VIII	5.IX	4.X
A0–A1	Температура, °C	14.7	16.7	19.1	15.8	12.0
	Влажность, %	31	27	29	29	29
	C _{орг} , %	6.9	7.6	6.1	8.8	8.1
	N _{орг} , %	0.39	0.50	0.30	0.45	0.37
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	49 ± 8.5	13 ± 0.9	75 ± 5	23 ± 3.5	30 ± 3
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	23 ± 8	61 ± 2	13 ± 2	1.3 ± 1.3	0.6 ± 1
A1	Температура, °C	10.4	13.5	15.5	13.8	11.5
	Влажность, %	30	44	23	24	23
	C _{орг} , %	3.7	5.9	3.6	5.3	4.0
	N _{орг} , %	0.20	0.33	0.19	0.26	0.20
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	15 ± 3.0	22 ± 3.0	37 ± 6	18 ± 2.0	21 ± 4.0
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	68 ± 2	169 ± 25	3 ± 1.7	6 ± 3	0.3 ± 0.6
A2	Температура, °C	9.0	12.1	15.3	14.2	11.6
	Влажность, %	18	16	19	18	14
	C _{орг} , %	1.8	2.2	1.6	2.8	1.6
	N _{орг} , %	0.057	0.066	0.06	0.10	0.058
	Грибы, 10 ³ КОЕ/г	0.9 ± 0.2	0.8 ± 0.2	5.3 ± 0.2	36 ± 0.9	2.0 ± 0.2
	Дрожжи, 10 ³ КОЕ/г	8 ± 4	12 ± 2	0.6 ± 1	0.2 ± 0.3	0.03 ± 0.03
A0–A1	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	6.9	7.6	6.1	8.8	8.1
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.029	0.03	0.015	0.017	0.004
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	3.2	4.1	9.7	10.2	11.3
	Азот микробной биомассы, мг N/100 г	3.5 ± 0.4	14.7 ± 1.3	5.5 ± 0.7	3.2 ± 0.5	4.3 ± 0.6
	pH	4.8	5.8	4.2	4.8	5.5
A1	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	3.9	3.2	2.3	2.2	1.6
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.048	0.031	0.045	0.15	0.056
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	2.4	2.7	4.3	5.1	1.3
	Азот микробной биомассы, мг N/100 г	1.9 ± 0.3	12.8 ± 0.2	1.8 ± 0.3	2.2 ± 0.3	1.3 ± 0.2
A2	pH	5.2	4.6	5.0	5.2	4.9
	NH ₄ ⁺ , мг N/100 г	1.8	0.8	1.0	1.0	0.7
	NO ₃ ⁻ , мг N/100 г	0.11	0.035	0.04	0.048	0.0017
	C–CO ₂ , мг C/(100 г ч)	1.7	2.4	4.0	4.1	3.0
	pH	5.4	4.3	4.9	4.8	5.5

Таблица 3. Сезонная динамика родового состава грибов в почве березняка в 2022 г., % от общей численности грибов

Горизонт	23.V	29.VI	8.VIII	12.IX	3.X
A0–A1	<i>Penicillium</i> 71, Стерильный, мицелий 12, <i>Phialophora</i> 7, <i>Aspergillus</i> 4, <i>Trichoderma</i> 3, <i>Cladosporium</i> 3	<i>Penicillium</i> 83, <i>Aspergillus</i> 7, <i>Fusarium</i> 5, <i>Trichoderma</i> 2, Стерильный, мицелий 2, <i>Mucor</i> 1	<i>Penicillium</i> 88, <i>Mucor</i> 7, <i>Aureobasidium</i> 5	<i>Penicillium</i> 86, <i>Mucor</i> 8, <i>Aspergillus</i> 4, Стерильный, мицелий 1, <i>Geotrichia</i> 0.5, <i>Trichoderma</i> 0.5	<i>Penicillium</i> 46, <i>Trichoderma</i> 40, <i>Cladosporium</i> 14
A1	<i>Penicillium</i> 94, <i>Trichoderma</i> 2, Стерильный мицелий 1, <i>Rhizopus</i> 1.5, <i>Mucor</i> 1.5	<i>Penicillium</i> 89, <i>Aspergillus</i> 4, Стерильный мицелий 4, <i>Cladosporium</i> 3	<i>Penicillium</i> 87, <i>Trichoderma</i> 10, <i>Phialophora</i> 2, <i>Aspergillus</i> 1	<i>Penicillium</i> 87, <i>Mucor</i> 9, <i>Aspergillus</i> 2, <i>Trichoderma</i> 2	<i>Penicillium</i> 61, <i>Aureobasidium</i> 30, <i>Aspergillus</i> 6, Стерильный, мицелий 3
A2	<i>Penicillium</i> 70, <i>Cladosporium</i> 11, <i>Trichoderma</i> 10, Стерильный мицелий 9	<i>Penicillium</i> 72, <i>Aspergillus</i> 17, Стерильный мицелий 5, <i>Trichoderma</i> 3, <i>Fusarium</i> 3	<i>Penicillium</i> 89, <i>Trichoderma</i> 6, <i>Aspergillus</i> 2.5, <i>Phialophora</i> 2.5	<i>Penicillium</i> 92, <i>Aureobasidium</i> 4, <i>Mucor</i> 3, <i>Trichoderma</i> 1	<i>Penicillium</i> 74, <i>Aspergillus</i> 13, Стерильный мицелий 8, <i>Cladosporium</i> 3, <i>Aureobasidium</i> 2

Таблица 4. Сезонная динамика родового состава грибов в почве березняка в 2023 г., % от общей численности грибов

Горизонт	23.V	27.VI	2.VIII	5.IX	4.X
A0–A1	<i>Penicillium</i> 91, <i>Trichoderma</i> 5, <i>Mucor</i> 3.4, <i>Alternaria</i> 0.6	<i>Penicillium</i> 86, <i>Mucor</i> 12, <i>Cladosporium</i> 2	<i>Penicillium</i> 96, <i>Mucor</i> 3, <i>Trichoderma</i> 4	<i>Penicillium</i> 87, <i>Mucor</i> 11, Стерильный, мицелий 2	<i>Penicillium</i> 88, <i>Mucor</i> 4.4, <i>Trichoderma</i> 4.4, Стерильный ми- целий 2, <i>Aureobasidium</i> 1.2
A1	<i>Penicillium</i> 81, <i>Mucor</i> 10, <i>Trichoderma</i> 9,	<i>Penicillium</i> 91, <i>Trichoderma</i> 4.5, Стерильный, мицелий 3, <i>Cladosporium</i> 1.5	<i>Penicillium</i> 87, <i>Trichoderma</i> 8, <i>Mucor</i> 3, <i>Aspergillus</i> 2	<i>Penicillium</i> 82, <i>Mucor</i> 13, <i>Aspergillus</i> 5	<i>Penicillium</i> 86, <i>Trichoderma</i> 6, <i>Mucor</i> 3, <i>Emericellopsis</i> 3, Стерильный мицелий 2
A2	<i>Penicillium</i> 65, <i>Trichoderma</i> 28, <i>Aureobasidium</i> 7	<i>Penicillium</i> 92, <i>Mucor</i> 8	<i>Penicillium</i> 96, <i>Mucor</i> 3, <i>Trichoderma</i> 1	<i>Penicillium</i> 95, <i>Mucor</i> 4, Стерильный мицелий 1	<i>Penicillium</i> 78, <i>Mucor</i> 12, <i>Aureobasidium</i> 5, <i>Aspergillus</i> 3, Стерильный мицелий 2

Сезонная динамика аммонификации и ее связи с экологическими параметрами. Количество минерализованного азота в почвенном профиле в контрольных вариантах закономерно уменьшается сверху вниз (табл. 5, 6). В 2022 г. сезонные изменения процесса отрицательно коррелировали с содержанием $C_{орг}$ и $N_{орг}$ в верхнем горизонте, $r = -0.62$

при $p = 0.13$. В элювиальной толще процесс эффективно регулировался совместным действием этих элементов, $r = 0.94$ при $p = 0.11$. В горизонтах A1 и A2 изменения аммонификации в сезоне коррелировали с содержанием нитратов, $r = 0.79$ при $p = 0.13$ и аммония, $r = -0.71$ при $p = 0.17$ соответственно. В двух верхних горизонтах обозначена

связь аммонификации и эмиссии CO_2 с $r = 0.60$ при $p = 0.15$. Сезонная динамика аммонификации коррелировала между горизонтами (A0–A1)–A1, A1–A2 и (A0–A1)–A2, $r = 0.93$, -0.82 и -0.63 при $p = 0.05$, 0.1 и 0.25 соответственно. В 2023 г. сезонные изменения аммонификации в горизонте A1 положительно коррелировали с содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{N}_{\text{орг}}$ почвы, $r = 0.73$ и 0.86 при $p = 0.08$ и отрицательно с величиной pH, $r = -0.84$ при $p = 0.13$. В горизонте A2 была обозначена отрицательная корреляция процесса с pH почвы, с $r = -0.62$ при $p = 0.25$ и отмечена связь аммонификации и дыхания, с $r = 0.74$ и $p = 0.15$.

В сезонной динамике азота микробной биомассы ($\text{N}_{\text{микро}}$) в верхних горизонтах почвы отмечены хорошо выраженные максимумы в июне, совпадающие с максимумами аммонификации и снижение в остальные сроки. В горизонте A0–A1 значения этого параметра коррелировали с влажностью почвы с $r = -0.82$ и $p = 0.1$, а также с аммонификацией $r = 0.59$, $p = 0.22$ и численностью дрожжей

$r = 0.92$, $p = 0.05$. В горизонте A1 сезонные изменения $\text{N}_{\text{микро}}$ коррелировали с влажностью почвы ($r = 0.95$, $p = 0.04$), содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{N}_{\text{орг}}$, $r = 0.78$ и 0.90 при $p = 0.1$, 0.06 , аммонификацией $r = 0.87$, $p = 0.1$, величиной pH, $r = -0.80$, $p = 0.12$, и численностью дрожжей с $r = 0.93$ при $p = 0.05$. Азот микробной биомассы составлял от 0.8 до 3.9% общего азота почвы.

В большинстве случаев не обнаружено зависимости между сезонными изменениями общей численности грибов и аммонификацией, лишь в 2023 г. в горизонте A2 была обозначена взаимосвязь между ними, с $r = 0.65$ и $p = 0.20$. Сезонная динамика аммонификации между горизонтами (A0–A1)–A1, A1–A2 и (A0–A1)–A2 была синхронна, $r = 0.88$, 0.81 и 0.62 при $p = 0.1$, 0.12 и 0.25 соответственно.

Отсутствие зависимости между сезонными изменениями нетто-минерализации азота и численностью микромицетов могло быть связано с неполным выявлением экологических групп грибов и отсутствием данных по бактериальной микрофлоре.

Таблица 5. Сезонная динамика накопления аммония в горизонтах почвы березняка в 2022 г., мг N/100 г

Горизонт	26.V–21.VI	5.VII–1.VIII	9.VIII–5.IX	13.IX–10.X	5.X–24.X	Всего
A0–A1, контроль	5.0 ± 0.3	7.1 ± 0.3	3.7 ± 0.6	1.9 ± 0.1	5.3 ± 0.2	23.0 ± 0.8
A0–A1, циклогексимид	7.4 ± 0.7	11.4 ± 0.4	4.7 ± 0.8	7.0 ± 0.4	14.8 ± 0.7	45.0 ± 2
A0–A1, стрептомицин	10.4 ± 0.5	13.3 ± 0.7	10.7 ± 0.5	5.6 ± 0.4	10.4 ± 0.5	50 ± 1
A1, контроль	4.5 ± 0.2	5.6 ± 0.4	1.5 ± 0.3	1.0 ± 0.2	3.1 ± 0.2	16.0 ± 0.6
A1, циклогексимид	2.9 ± 0.1	8.2 ± 0.5	2.2 ± 0.4	2.0 ± 0.2	6.2 ± 0.4	21 ± 0.8
A1, стрептомицин	4.1 ± 0.3	7.9 ± 0.5	4.8 ± 0.3	3.6 ± 0.3	5.3 ± 0.2	26.0 ± 0.7
A2, контроль	1.1 ± 0.1	1.2 ± 0.1	2.5 ± 0.1	2.9 ± 0.1	3.0 ± 0.1	11.0 ± 0.4
A2, циклогексимид	0.4 ± 0.1	1.2 ± 0.06	1.2 ± 0.1	4.2 ± 0.3	3.7 ± 0.2	11.0 ± 0.4
A2, стрептомицин	1.5 ± 0.2	2.8 ± 0.2	1.8 ± 0.1	4.1 ± 0.2	3.1 ± 0.1	13.0 ± 0.4

Таблица 6. Сезонная динамика накопления аммония в горизонтах почвы березняка в 2023 г., мг N/100 г

Горизонт	23.V–15.VI	27.VI–21.VII	2.VIII–26.VIII	5.IX–9.IX	4.X–22.X	Всего
A0–A1, контроль	1.7 ± 0.3	7.6 ± 0.4	5.6 ± 0.5	5.9 ± 0.3	-0.3 ± 0.2	20 ± 0.8
A0–A1, циклогексимид	11.4 ± 0.3	15.8 ± 0.8	22.6 ± 1.0	21.2 ± 0.8	10.1 ± 0.4	81 ± 3.6
A0–A1, стрептомицин	2.6 ± 0.8	18.1 ± 0.5	20.2 ± 1.0	16.7 ± 0.3	6.9 ± 0.5	64 ± 1.0
A1, контроль	0.7 ± 0.2	7.6 ± 0.3	3.6 ± 0.2	3.8 ± 0.2	1 ± 0.14	16 ± 0.5
A1, циклогексимид	4.7 ± 0.1	11.7 ± 0.2	9.4 ± 0.2	8.3 ± 0.2	4.9 ± 0.1	39 ± 0.4
A1, стрептомицин	4.4 ± 0.1	14.4 ± 0.3	8.1 ± 0.3	6.7 ± 0.2	3.1 ± 0.1	37 ± 0.5
A2, контроль	0.4 ± 0.1	1.4 ± 0.1	2.2 ± 0.1	1.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	5 ± 0.2
A2, циклогексимид	2.9 ± 0.2	2.3 ± 0.1	5.9 ± 0.2	4.4 ± 0.2	2.4 ± 0.1	18 ± 0.4
A2, стрептомицин	1.5 ± 0.1	6.0 ± 0.2	4.3 ± 0.1	2.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1	15 ± 0.3

В лесу из пихты (*Abies fargesii* var. *faxoniana*, КНР, Тибет) учет относительного присутствия 8 экологических групп грибов, температуры почвы и пероксидазной активности объяснял 85% ($p = 0.18$) сезонных изменений нетто-аммонификации в горизонте почвы 0–10 см, измеренной в условиях “*in situ*”. Количество эктомикоризных грибов изменялось от 18% в мае до 48–55% в июле и ноябре [49].

В исследовании широколиственного леса на острове Хоккайдо (Япония), нетто-минерализация азота измеренная в горизонте почвы 0–10 см в лабораторных условиях с мая по сентябрь не коррелировала с изменением общего числа бактериальных, архейных и грибковых генов. Однако численность *Proteobacteria* и *Bacteroidetes*, занимающих общую нишу, положительно и значимо ($r = 0.396$ при $p = 0.05$) коррелировали с нетто-минерализацией азота [41].

Всего в почвенном профиле за период исследования было аммонифицировано 50 и 42 мг N/100 г в 2022 и 2023 гг. Нитрификация составляла 0.38 и 1.8 мг N/100 г или 0.76 и 4% азота аммонификации.

Среднесезонная активность аммонификации снижалась с глубиной почвенного профиля, составляя в горизонтах A0–A1, A1 и A2 0.19 ± 0.006 , 0.12 ± 0.005 и 0.08 ± 0.003 мг N/(100 г сут) в 2022 г. и 0.17 ± 0.007 , 0.14 ± 0.004 и 0.04 ± 0.001 мг N/(100 г сут) в 2023 г. соответственно. В 2022 г. среднесезонное содержание $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}$ равнялось 8.5 и 0.34%, 4.3 и 0.17%, 2 и 0.066% в горизонтах A0–A1, A1, A2 соответственно. И в этих же горизонтах в 2023 г. составляло 7.5 и 0.4%, 4.5 и 0.23% и 2 и 0.068% также соответственно.

При выражении активности аммонификации на 1 г $C_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}$ получаем эффективность процесса, которая возрастает от верхних горизонтов к нижним, составляя в верхней, средней и нижней части профиля в 2022 г. 0.022 ± 0.001 , 0.028 ± 0.001 , 0.04 ± 0.0015 мг N/(г C сут) и 0.56 ± 0.02 , 0.70 ± 0.03 и 1.21 ± 0.04 мг N/(г N сут). В 2023 г. значения этих параметров были равны 0.022 ± 0.001 , 0.031 ± 0.001 , 0.02 ± 0.002 мг N/(г C сут) и 0.42 ± 0.02 , 0.61 ± 0.02 , 0.59 ± 0.02 мг N/(г N сут). Также увеличивалась доля минерализованного азота от органического азота почвы, составляя в тех же горизонтах 6.7, 9.4 и 16.6% в 2022 г. и 4.9, 7.2 и 7.3% в 2023 г. Эти результаты свидетельствуют об увеличении эффективности микроорганизмов, участвующих в цикле азота в нижних горизонтах почвенного профиля.

Результаты ингибиторного анализа. В 2022 г. в контроле горизонта A0–A1 максимум накопления аммония был отмечен в июле, в варианте с циклогексимидом – в июле и октябре, а со стрептомицином – в июле. Сезонная динамика процесса коррелировала в вариантах контроля и стрептомицина, $r = 0.87$ при $p = 0.01$. Грибы преобладали

над бактериями по вкладу в минерализованный азот (отношение вариантов стрептомицин/циклогексимид > 1) в первые три срока измерений. В горизонте A1 максимум процесса наблюдался во всех вариантах эксперимента в июле. Сезонная динамика накопления аммония коррелировала между вариантами контроля и циклогексимидом, $r = 0.75$ при $p = 0.14$. Вклад грибов был выше вклада бактерий в мае–июне, августе–сентябре и сентябре–октябре. В контроле элювиальной толщи наибольшее накопление аммония было в октябре, а в вариантах с циклогексимидом и стрептомицином в последние два срока измерений. Процесс коррелировал между вариантами с антибиотиками, $r = 0.94$ при $p = 0.02$. Грибы доминировали над бактериями первые три срока измерений.

В 2023 г. в контроле верхнего горизонта максимум накопления аммония наблюдался в июне, а в вариантах с циклогексимидом и стрептомицином в августе и сентябре. Сезонные изменения процесса коррелировали между вариантами контроля и вариантами с антибиотиками $r = 0.75$ при $p = 0.14$. В горизонте A1 максимумы накопления азота во всех вариантах опыта приходились на июнь, что обеспечило высокую синхронность сезонной динамики аммонификации во всех вариантах эксперимента, $r = 0.94–0.96$ при $p = 0.04$. В элювиальной толще максимум аммонификации был отмечен в августе, а в вариантах с циклогексимидом и стрептомицином в августе и июне. Сезонная динамика процесса коррелировала между вариантом контроля и вариантами с антибиотиками $r = 0.74–0.77$ при $p = 0.12$. Во всех горизонтах грибы преобладали над бактериями только в июне.

В почвенном профиле березняка среднее отношение суммы минерализованного азота в варианте со стрептомицином к варианту с циклогексимидом во всех горизонтах составляло 1.15 в 2022 г., что указывает на незначительное преобладание грибов и 0.85 в 2023 г., что может свидетельствовать о небольшом преобладании бактерий.

За оба года исследования количество минерализованного азота в контроле верхних горизонтах почвы было близким, но в 2023 г. продуктивность процесса в вариантах с антибиотиками была значительно выше, чем в 2022 г. Это может свидетельствовать о различной реакции микрофлоры на антибиотики за вегетацию разных лет.

Выделяя внеклеточные ферменты, микроорганизмы обеспечивают распад сложных полифенол-белковых комплексов органического вещества почвы на N-содержащие мономеры, такие как нуклеиновые кислоты, аминокислоты или аминоксахара. Эти относительно небольшие органические молекулы N могут быть поглощены и непосредственно включены в биомассу микроорганизмов, или дезаминированы под действием

внутриклеточных ферментов с образованием NH_4^+ . Полученный NH_4^+ затем может быть включен в биосинтез микроорганизмов или высвобождается из клетки, что приводит к аммонификации. Обладая экстракцеллюлярными ферментами, с высокой протеиназной и протеолитической активностью, в этом процессе участвуют и грибы [11], включая доминирующих в лесных почвах представителей родов *Penicillium* и *Trichoderma* [13].

Во всех вариантах эксперимента внесение ингибиторов до 4 раз увеличивало аммонификацию по сравнению с контролем, что отмечалось и ранее [28, 45]. Возможно, это связано с устранением конкурентной группы микроорганизмов и возникшим преимуществом в ресурсах. Наиболее реалистичным объяснением считается утилизация оставшимися в живых микроорганизмами низкомолекулярных органических соединений, высвобождаемых из клеток, убитых антибиотиками [35].

Полагают, что после добавления антибиотиков ранее существовавшие внеклеточные и внутриклеточные ферменты оставались активными даже при остановке биосинтеза микробного белка. Аммоний поступал в почву, и измерения показывали усиление аммонификации [28].

В условиях 10 сут инкубации лесной почвы (Италия) получено незначительное превышение вклада бактерий над грибами в процесс аммонификации [35]. Исследования двух лесов псевдотсуги Мензиса (*Pseudotsuga menziesii*) (штат Орегон, США) с различным плодородием почв показало, что относительная биомасса грибов снижается с увеличением плодородия почвы и доступности азота, а вклад бактерий возрастает. Однако селективное ингибирование нетто-аммонификации подстилки на участке с плодородной почвой в один год исследования показало преобладание бактерий, а на второй год грибов. На участке с низким плодородием минерализация азота в первый год исследования была близка к 0, а на второй год был получен близкий вклад групп микроорганизмов в этот процесс. Исследования были выполнены в мае, 1 раз в год [28].

На основе данных протеомного анализа углеводно-активных ферментов, было сделано предположение, что в цикле C и N в почве хвойного леса (Германия) участвуют преимущественно бактерии, и в меньшей степени грибы [44].

Таким образом, полученные данные отчасти показали соответствие результатов более ранних работ выводам авторов о близком вкладе грибов и бактерий в процесс аммонификации в органических горизонтах и усилению аммонификации при внесении ингибиторов.

К ограничениям ингибиторного анализа относят недостаточную селективность (не исключают действие циклогексимида на бактерии). Ингиби-

торы способны образовывать прочные комплексы с органическим веществом почвы, что снижает их эффективность. Длительные периоды пребывания биоцидного соединения в почве приводят к изменению микробного сообщества и позволяют развиваться побочным эффектам [35]. Остается неизвестным и уровень ингибирования микроорганизмов в почве. В настоящей работе 27 июня 2023 г. в пробы почвы березняка был введен циклогексимид в указанных дозах, и через 25 сут определено число КОЕ грибов и дрожжей в вариантах с антибиотиком и контролем. Оказалось, что в горизонте A0–A1 КОЕ грибов уменьшилось в 1.45 раза, при неизменной численности дрожжей. В горизонте A1 численность грибов и дрожжей уменьшилась в 3.3 и 3.8 раза. В элювиальной толще КОЕ грибов и дрожжей возросло в 2.4 и 2 раза.

В то же время процессы разложения органического вещества почвы определяются не только взаимодействием грибов и бактерий, но и всей почвенной биотой, включая и беспозвоночных животных. Полагают, что малочисленная почвенная фауна может усиливать роль грибов, а многочисленная — бактерий [46], что в настоящем исследовании не учитывалось.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В составе микобиоты почвы березняка преобладают представители родов *Penicillium*, *Trichoderma*, *Mucor*, *Aspergillus*, *Aureobasidium*. Сезонные изменения общей численности грибов, достигающие 2–6 раз отмечены во всех горизонтах почвенного профиля

Гидротермические параметры почвы способны регулировать сезонные изменения общей численности грибов и дрожжей в горизонтах почвы под березняком.

В верхней части профиля зависимости между сезонными изменениями содержания в почве $\text{C}_{\text{орг}}$, $\text{N}_{\text{орг}}$ и общей численностью грибов имели отрицательный знак. В отдельные годы численность дрожжей отрицательно коррелировала с содержанием нитратов, причем уровень корреляции снижался с глубиной почвенного профиля.

Взаимосвязи между сезонной динамикой аммонификации и содержанием в почвенных горизонтах органических форм углерода и азота и минеральными формами азота были как положительными, так и отрицательными. В почвенном профиле не обнаружено устойчивой зависимости между численностью грибов и активностью аммонификации.

Сезонные изменения азота микробной биомассы положительно коррелировали с влажностью почвы, содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$, $\text{N}_{\text{орг}}$, аммонификацией и численностью дрожжей.

Эффективность минерализации соединений азота и количество минерализованного азота как часть общего азота почвы возрастала от верхних горизонтов профиля к нижним.

Ингибиторный анализ показал близкий вклад грибов и бактерий в минерализацию соединений азота в почве березняка, с незначительным преобладанием грибов в первый год исследования и небольшим доминированием бактерий во второй.

Ингибиторы увеличивают активность аммонификации во всех горизонтах почвы под березняком по сравнению с контролем.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания в области фундаментальных научных исследований.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 270 с.
2. *Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Стольников Е.В., Степанов А.Л., Кудеяров В.Н.* Особенности определения нетто-продуцирования N_2O почвами. // Почвоведение. 2015. № 6. С. 702–714. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15060027>
3. *Беккер З.Э.* Физиология и биохимия грибов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 230 с.
4. *Богородская А.В., Шишкин А.С.* Динамика микробной биомассы, ее структура и функциональная активность в почвах при лесовозобновлении на вырубках пихтарников Енисейского края // Почвоведение. 2020. № 1. С. 119–130. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20010050>
5. *Добровольская Т.Г., Звягинцев Д.Г., Чернов И.Ю., Головченко А.В., Зенова Г.М., Лысак Л.В., Манучарова Н.А., Марфенина О.Е., Полянская Л.М., Степанов А.Л., Умаров М.М.* Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15090038>
6. *Еникеева М.Г.* Влияние мелкой мелиорации на микрофлору почв в подзоне южной тайги // Лесоводственные исследования в подзоне южной тайги. М.: Наука, 1977. 146 с.
7. *Литвинов М.А.* Определитель микроскопических почвенных грибов. Л.: Наука, 1967. 303 с.
8. *Лугаускас А.Ю., Микельскене А.И., Шляужене Д.Ю.* Каталог микромицетов –биодеструкторов полимерных материалов. М.: Наука, 1987. 341 с.
9. *Макаров М.И., Малышева Т.И., Маслов М.Н., Кузнецова Е.Ю., Меняйло О.В.* Углерод и азот микробной биомассы в почвах южной тайги при определении разными методами // Почвоведение. 2016. № 6. С. 733–744. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16060058>
10. Методы экспериментальной микологии. Киев: Наукова думка, 1982. 550 с.
11. *Мирчинк Т.Г.* Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 219 с.
12. *Никитин Д.А., Чернова Т.И., Железова А.Д., Тхакахова А.К., Никитина С.А., Семенов М.В., Ксенофонтова Н.А., Кутковая О.В.* Сезонная динамика биомассы микроорганизмов в дерново-подзолистой почве // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1356–1364. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19110078>
13. *Павлюкова Е.Б., Белозерский М.А., Дунаевский Я.Е.* Внеклеточные протеолитические ферменты мицелиальных грибов. Обзор // Биохимия. 1998. Т. 63. С. 1059–1089.
14. *Полянская Л.М., Юмаков Д.Д., Тюгай З.Н., Степанов А.Л.* Соотношение грибов и бактерий в темногоhumусовой лесной почве // Почвоведение. 2020. № 9. С. 1094–1099. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20090129>
15. *Разгулин С.М.* Полевой метод измерения минерализации азота в лесных почвах // Почвоведение. 2009. № 11. С. 1341–1344.
16. *Разгулин С.М.* Цикл азота в экосистемах южной тайги Европейской России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2022. 161 с.
17. *Свиридова О.В., Воробьев Н.И., Кочетков В.В.* Разложение микромицетами гумусовых веществ дерново-подзолистой почвы // Тез. докл. III съезда Докучаевского общества почвоведов (11–15 июля 2000 г., Суздаль). М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаев, 2000. Кн. 2. С. 50–51.
18. *Семенов М.В., Стольников Е.В., Ананьева Н.Д., Иващенко К.В.* Структура микробного сообщества почвы катены правобережья р. Оки // Известия РАН. Сер. Биологическая. 2013. № 3. С. 299–308. <https://doi.org/10.7868/S0002332913030089>
19. *Семенов В.М.* Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве // Агрохимия. 2020. № 6. С. 94–112. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060101>
20. *Семенова Т.Л., Кураков А.В.* Микроскопические грибы: разнообразие и распространение в экосистемах южной тайги Центрального лесного

- государственного заповедника. Грибные сообщества лесных экосистем. М.: Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. Т. 4. 143 с.
21. Хабибуллина Ф.М., Кузнецова Е.Т. Характеристика почвенной микобиоты во вторичных лиственных лесах подзоны средней тайги (Республика Коми) // Известия Самарского научного центра РАН. 2014. Т. 16. № 1. С. 891–895.
 22. Хабибуллина Ф.М., Кузнецова Е.Г., Васенева И.З. Микромицеты подзолистых и подзолистых и болотно-подзолистых почв в подзоне средней тайги на северо-востоке Европейской части России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1228–1234. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14100049>
 23. Чернов Т.И., Железова А.Д. Динамика микробных сообществ почвы в различных диапазонах времени (обзор) // Почвоведение. 2020. № 5. С. 590–600. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20050044>
 24. Bailey V.L., Smith J.L., Bolton H. Novel antibiotics as inhibitors for the selective respiratory inhibition method of measuring fungal:bacterial ratios in soil // Biol. Fertil. Soils. 2003. V. 38. P. 154–160. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0620-7>
 25. Baskaran P., Hyvönen R., Berglund S., Clemmensen K., Ågren G., Björn D., Lindahl B., Manzoni S. Modelling the influence of ectomycorrhizal decomposition on plant nutrition and soil carbon sequestration in boreal forest ecosystems // New Phytologist. 2017. V. 213. P. 1452–1465. <https://doi.org/10.1111/nph.14213>
 26. Blagodatskaya E., Dannenmann M., Gashe R., Butterbach-Bahl K. Microclimate and forest management alter fungal-to-bacterial ratio and N₂O-emission during rewetting in the forest floor and mineral soil of mountainous beech forests // Biogeochemistry. 2010. V. 97. P. 55–70. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9310-3>
 27. de Boer W., Folman L.B., Summerbell R.C., Boddy L. Living in a fungal world: impact of fungi on soil bacterial niche development // FEMS Microbiol. Rev. 2005. 29. P. 795–781. <https://doi.org/10.1016/j.femsre.2004.11.005>
 28. Boyle S.A., Yarwood R.R., Bottomley soil nitrogen cycling under Douglas fir and red alder at two sites in Oregon // Soil Biol. Biochem. 2008. V. 40. P. 443–451. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.09.007>
 29. Castaldi S., Smith K. Effects of cycloheximide on N₂O and NO₃⁻ production in a Bacterial and fungal contributions to forest and an agricultural soil // Biol. Fertility Soils. 1998. V. 27. P. 27–34. <https://doi.org/10.1007/s003740050395>
 30. Chigineva N.I., Aleksandrova A.V., Marhan S., Kandel' er E., Tiunov A.V. The importance of mycelial connection at the soil–litter interface for nutrient translocation, enzyme activity and litter decomposition // Appl. Soil Ecol. 2011. V. 51. P. 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.08.009>
 31. Craine M.J., Andrew J., Elmore A.E., Wang L., Arambar J., Bauters M., Boeckx P., Crowley B.E., Dawes M.A., Delzon S., Fajardo A. et al. Isotopic evidence for oligotrophication of terrestrial ecosystems // Nature Ecology Evolution. 2018. V. 2. P. 1735–1744. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0633-3>
 32. Gilliam F.S., Douglas A., Burns D.A., Charles T., Driscoll C.T., Frey S.D., Lovett G.M., Watmough S.A. Decreased atmospheric nitrogen deposition in eastern North America: Predicted responses of forest ecosystems // Environ. Poll. 2019. V. 244. P. 560–574. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.135>
 33. He L., Rodrigues J. L., Soudzilovskaia N., Barcelo M., Olsson P.A., Song C., Tedersoo L., Yuan F., Yuan F., Lipson D.A., Xu X. Global biogeography of fungal and bacterial biomass carbon in topsoil // Soil. 2020. V. 151. P. 108024. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108024>
 34. Hysek J., Brožová J. The role of some saprophytic micromycetes and the fungus *Micromucor ramannianus* var. *ramannianus* in forest soils // Czech Mycology. 2001. V. 53(2). P. 161–171.
 35. Landi L., Badalucco L., Pomare F. and Nanniperi P. Effectiveness of antibiotics to distinguish the contributions of fungi and bacteria to net nitrogen mineralization, nitrification and respiration // Soil Biol. Biochem. 1993. V. 25. P. 1771–1778.
 36. Lindahl B., Tunlid A. Ectomycorrhizal fungi – potential organic matter decomposers, yet not saprotrophs // New Phytologist. 2015. V. 205. P. 1443–1447. <https://doi.org/10.1111/nph.13201>
 37. Llado S., Lopež-Monedejar R., Baldrian P. Forest Soil Bacteria: Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change // Microbiol. Molecular Biol. Rev. 2017. V. 81(2). e00063–16. <https://doi.org/10.1128/mmb.00063-16>
 38. Martikainen P.J., Palojärvi A. Evaluation of the fumigation-extraction method for the determination of microbial C and N in a range of forest soils // Soil Biol. Biochem. 1990. V. 22. P. 797–802.
 39. Mašínová T., Yurkov A., Baldrian P. Forest soil yeasts: Decomposition potential and the utilization of carbon sources // Fungal Ecology. 2018. V. 34. P. 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.03.005>
 40. Morrison E.W., Frey S.D., Sadowsky J.J., van Diepen L.N.A., Thomas W.K., Pringle A. Chronic nitrogen additions fundamentally restructure the soil fungal community in a temperate forest // Fungal Ecology. 2016. V. 23. P. 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.05.011>
 41. Nakayama M., Imamura S., Tatsumi C., Taniguchi T., Tateno R. Microbial functions and soil nitrogen mineralisation processes in the soil of a cool temperate forest in northern Japan // Biogeochemistry. 2021. V. 155. P. 359–379. <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00830-7>

42. Odriozola I., Navrátilová D., Tláskalová P., Klinerová T., Červenková Z., P. Kohout P., Větrovský T., Čížková P., Starý M., Baldrian P. Predictors of soil Fungal biomass and community composition in temperate mountainous forests in Central Europe // Soil Biol. Biochem. 2021. V. 161. P. 108366.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108366>
43. Petrovič M., Briški F., Kaštelan-Macan M. Biosorption and biodegradation of humic substances by *Trichoderma viride* // Prehrambeno-Tehnology Biotechnology Rev. 1993. V. 31. P. 145–149.
44. Phillips L., Ward V., Jones M. Ectomycorrhizal fungi contribute to soil organic matter cycling in sub-boreal forests // The ISME J. 2014. V. 8. P. 699–713.
<https://doi.org/10.1038/ismej.2013.195>
45. Starke R., Mondéjar R., Human Z., Navrátilová D., Štursová M., Větrovský T., Olson H., Orton D., Callister S., Lipton M. et al., Niche differentiation of bacteria and fungi in carbon and nitrogen cycling of different habitats in a temperate coniferous forest: A metaproteomic approach // Soil Biol. Biochem. 2021. V. 155. 108170.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108170>
46. Strickland M.S., Rousk J. Review Considering fungal:bacterial dominance in soils Methods, controls, and ecosystem implications // Soil Biol. Biochem. 2010. V. 42. P. 1385–1395.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.007>
47. West A., Sparling G. Improvements to the selective respiratory inhibition technique to measure eukaryote:prokaryom ratios in soils // J. Microbiol. Methods. 1986. V. 5. P. 125–138.
48. Witt C., John L., Gaunt J., Galicia C.C., Ottow J., Neue H-U. A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon and nitrogen in flooded rice soils // Biol. Fertil. Soils. 2000. V. 30. P. 510–519.
<https://doi.org/10.1007/s003740050030>
49. Zhang M., Liu S., Xiangwen Cao X., Chen M., Chen J., Xu G. and Shi Z. The effects of ectomycorrhizal and saprotrophic fungi on soil nitrogen mineralization differ from those of arbuscular and ericoid mycorrhizal fungi on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau // Frontiers in Plant Science. 2023. P. 1–13.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1069730>

Role of Fungi and Bacteria in Mineralization of Compounds Nitrogen in the Soil of the Bereznyaka-Kislichnika Subzone Southern Taiga of European Russia

C. M. Razgulin^{1, *}, and L. V. Voronin²

¹Institute of Forestry, Russian Academy of Sciences, Uspenskoye, Moscow oblast, 143030 Russia

²Ushinsky Yaroslavl State Pedagogical University, Yaroslavl, 150000 Russia

*e-mail: root@ilan.ras.ru

Over the course of two years, the contribution of fungi and bacteria to the process of net ammonification in soddy-pale podzolic soil under a birch sorrel forest (Yaroslavl region, Russia) was determined using inhibitors. The mycobiota of saprotrophic fungi was dominated by representatives of the genera *Penicillium* Link (46–99%) and *Trichoderma* Pers. (3–40%). It was established that temperature and soil moisture are able to regulate seasonal changes in the total number of fungi and yeasts in the soil of a birch forest, and the relationships between seasonal changes in the content of C_{org}, N_{org} in the soil and the total number of fungi and yeasts were of an alternating nature. Inhibitory analysis showed a close contribution of fungi and bacteria to the mineralization of nitrogen compounds in the soil of the birch forest, with a slight predominance of fungi in the first year of the study and a slight dominance of bacteria in the second. Inhibitors increase ammonification activity in all soil horizons under a birch forest compared to the control. Microbial biomass nitrogen accounted for 0.8 to 3.9% of total soil nitrogen.

Keywords: net ammonification, mycobiota, saprotrophic fungi, selective inhibitors

РЕСПИРАТОРНАЯ АКТИВНОСТЬ МИКРОБНОЙ БИОМАССЫ В ОСНОВНЫХ ТИПАХ ГОРНЫХ ПОЧВ ВДОЛЬ ВЫСОТНОГО ГРАДИЕНТА ЦЕНТРАЛЬНОГО КАВКАЗА

© 2024 г. Р. Х. Темботов^{a, b, *} (<http://orcid.org/0000-0002-2342-4653>)

^aИнститут экологии горных территорий им. А.К. Темботова РАН, ул. И. Арманд, 37а, Нальчик, 360051 Россия

^bБиологический факультет, Санкт-Петербургский государственный университет,
Университетская наб., 7/9, Санкт-Петербург, 199034 Россия

*e-mail: tembotov.rustam@mail.ru, r.tembotov@spbu.ru

Поступила в редакцию 18.03.2024 г.

После доработки 17.05.2024 г.

Принята к публикации 17.05.2024 г.

Представлены результаты исследований, направленных на оценку изменчивости показателей респираторной активности почвенной микробиоты (скорость базального и субстрат индуцированного дыхания), а также содержания углерода органического вещества и микробной биомассы в почвах, сформировавшихся и функционирующих в естественных (малоповрежденных) биогеоценозах, вдоль высотного градиента от предгорных до высокогорных районов Центрального Кавказа (500–3500 м над ур. м., эльбрусский вариант поясности, Кабардино-Балкария). Показано, что при возрастании абсолютной высоты, от горных черноземов к горно-луговым субальпийским почвам, значения всех изученных параметров в поверхностных горизонтах (0–10 и 0–20 см, в зависимости от типа почв) значимо увеличиваются, а на максимальной высоте — в горно-луговых альпийских почвах существенно уменьшаются. Установлено, как меняются рассматриваемые параметры в почвах различных типов, расположенных в пределах одного высотного пояса. Выявлено, что сравниваемые пары типов почв статистически значимо различаются по большинству изученных показателей ($t > 2.5$; $p < 0.02$). Полученные данные свидетельствуют, что влияние высотного градиента в значительной степени преломляется дополнительными факторами. Для выявления степени влияния основных факторов, характеризующих рельеф (высота над ур. м., аспект, уклон) и климат (19 биоклиматических характеристик) на формирование изученных параметров, проведен мультирегрессионный анализ. Он показал, что средний совокупный вклад всех 22 факторов в варьирование изученных показателей составляет: в горных черноземах 40%, в горно-луговых черноземовидных почвах 66%, в горных лугово-степных субальпийских почвах 31%, в горно-луговых субальпийских 67%, в горно-луговых альпийских почвах 67%. Таким образом, как для почв, расположенных вдоль высотного градиента, так и функционирующих в пределах одного высотного пояса, влияние рассмотренных факторов может существенно отличаться, а рельеф и климат играют важную, но не единственную роль при формировании свойств горных почв Центрального Кавказа.

Ключевые слова: микробиологические характеристики почв, органический углерод, влияние факторов, рельеф, климат, Luvic Chernozems (Pachic), Mollic Leptosols (Eutric), Leptic Umbrisols

DOI: 10.31857/S0032180X24100093, **EDN:** JXGEKI

ВВЕДЕНИЕ

Почвенное дыхание (эмиссия CO₂ почвой, почвенный газообмен) является одним из основных глобальных циклов углерода в биосфере [24, 29]. Интенсивность выделения почвой углекислоты может служить инструментом для анализа активности

почвенных микробоценозов и позволяет охарактеризовать эту важнейшую сторону биологического круговорота [2, 17].

Микробное продуцирование CO₂ почвой, определенное в лабораторных, искусственно созданных оптимальных условиях, следует рассматривать как потенциальную респираторную активность

почвенной микробной биомассы. Полученные показатели скорости так называемого базального (фонового, БД) и субстрат-индуцированного дыхания (СИД) являются индикаторами физиологической активности гетеротрофных микроорганизмов и несут новую информацию при исследовании эколого-функциональных связей почвенного дыхания различных почв с факторами среды. Показатель скорости СИД используют для определения содержания в почве углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), количественного параметра, характеризующего состояние и физиологическую активность почвенных микробоценозов [3, 47, 49, 52, 53].

Актуальность такого рода исследований подтверждается целым рядом работ, посвященных рассмотрению вопросов, связанных с состоянием почвенной микробиоты в условиях горных экосистем, многообразие и специфика процессов почвообразования, в которых определяется высотным градиентом и сложным рельефом. Так, исследование биологических механизмов накопления углерода и азота микробной биомассы в почвах горных экосистем по всему Земному шару проведено в аспекте прогнозирования экологических последствий глобального потепления в различных климатических поясах [51].

Пространственную изменчивость содержания $C_{\text{мик}}$ и взаимосвязь этого показателя с эдафическими, растительными и климатическими факторами изучали для высокогорных почв Цинхай-Тибетского нагорья [59].

В результате работ, проведенных в Австрийских и Итальянских Альпах, получены данные о биохимической и микробиологической активности, составе и структуре микробных сообществ в зависимости от высотного градиента, влияния экспозиции склонов, характера растительных сообществ, содержании органического углерода, кислотности почвы и других факторов [48, 58, 61].

Не менее интересны результаты исследования горных почв Кавказа, природные условия которого сопоставимы с Альпами [1]. Работы авторов, ведущих свои исследования на Западном [23, 36, 54, 56] и Восточном Кавказе [7, 31], свидетельствуют, что изучение физиологической активности почвенной микробной биомассы в горных почвах позволяет проследить закономерности функционирования микробных сообществ, как в контексте изменений климата, так и в зависимости от особенностей растительного сообщества и комплекса эдафических и топографических факторов.

Для почв Центрального Кавказа, где условия почвообразования значительно отличаются от Западного и Восточного Кавказа [9], этот аспект пока малоизучен. Благодаря ряду работ, посвященных горным почвам, собран обширный материал, описывающий особенности структуры почвенного

покрова, морфогенетические и физико-химические свойства почв центральной части Кавказа [11, 20, 25, 28, 44]. Для характеристики биологических аспектов почвенных свойств Центрального Кавказа авторы [10, 13, 50] с 2018 г. проводят систематические исследования почвенного покрова предгорных и горных территорий Центрального Кавказа (в границах Кабардино-Балкарии). Представленные материалы являются частью цикла научных исследований, направленных на изучение биологической активности почв горных территорий Кавказа.

Цель работы — установить и проанализировать изменчивость показателей респираторной активности почвенной микробиоты (скорость БД, СИД) и содержания углерода органического вещества и микробной биомассы ($C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$) в различных типах горных почв, расположенных вдоль высотного градиента от предгорных до высокогорных районов Центрального Кавказа (500–3500 м над ур. м., эльбрусский вариант поясности, Кабардино-Балкария).

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Разностороннее изучение природы гор Кавказа показало, что в различных областях данного региона расположены территории, отличающиеся структурой высотной поясности. Различные варианты поясности формируются в зависимости от положения горной системы, близости ее к крупным источникам влаги, направления господствующих воздушных течений и орографических особенностей хребтов и их отрогов. Для каждого варианта поясности сложился определенный порядок чередования высотных поясов, их гипсометрические пределы, а также состав и ритм жизни, как целых природных комплексов, так и отдельных биогеоценозов и их компонентов [37, 40].

В соответствии с типизацией, разработанной автором [37, 39, 40], район исследования охватывает территорию Центрального Кавказа (в пределах Кабардино-Балкарии), расположенную в границах эльбрусского варианта поясности (рис. 1). Северная граница эльбрусского варианта поясности проходит по линии Тебердино-Даутского водораздела — западный край Ставропольской возвышенности, а юго-восточная — по линии Дыхтау—Каракая—нижнее течение р. Баксан.

Высотно-поясная структура эльбрусского варианта поясности обусловлена сухим и умеренно континентальным климатом, который формируется благодаря свободной циркуляции атмосферного воздуха из Прикаспия в высокогорье и обратно, что является причиной отсутствия сплошного пояса лесов и способствует широкому распространению степных и луговых биогеоценозов. Вследствие чего, от границы степной зоны (140–400 м над ур. м.) начинается пояс луговых степей, занимающий

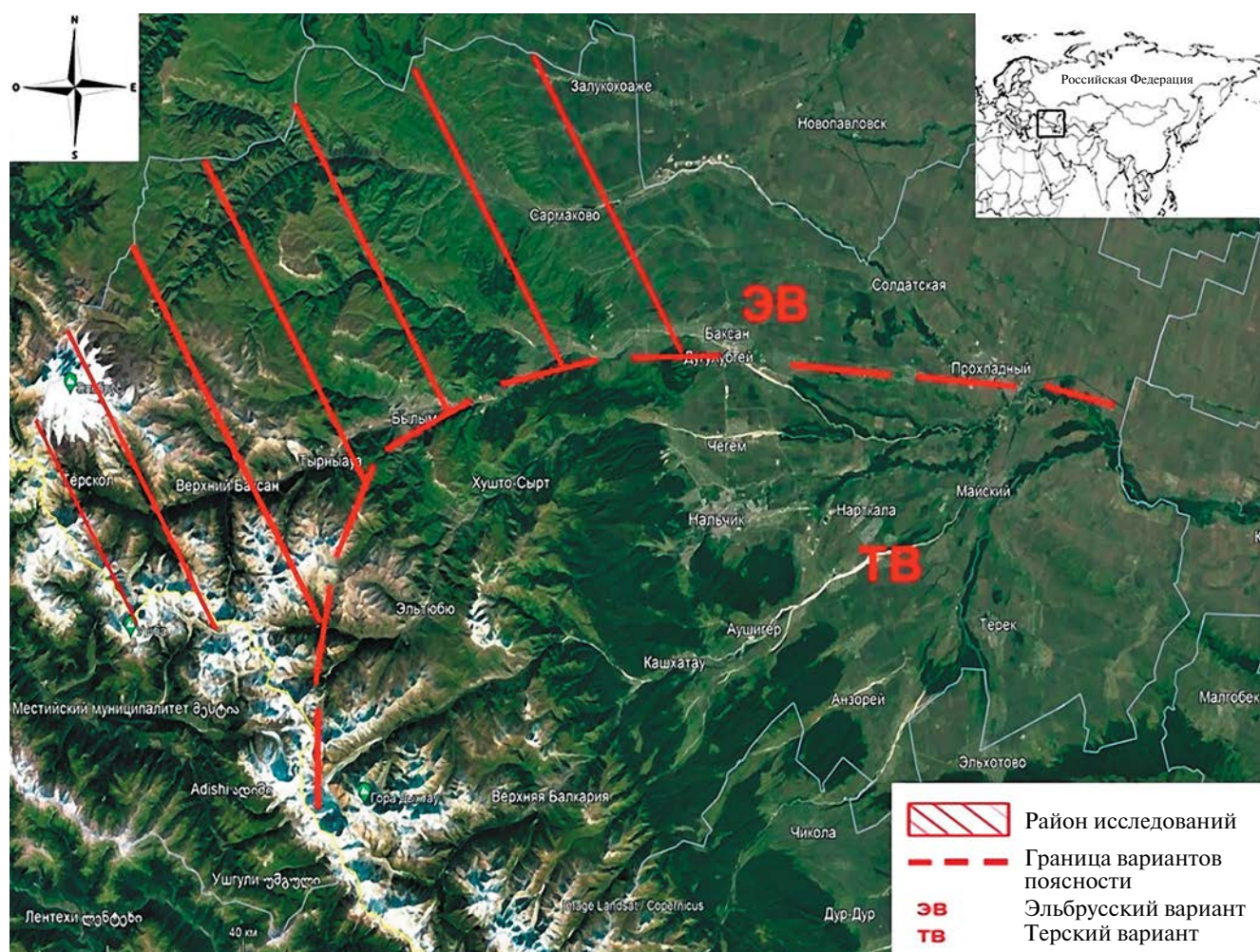


Рис. 1. Район исследования и граница эльбурского варианта поясности (Центральный Кавказ, в пределах Кабардино-Балкарии).

предгорную полосу (от 400–500 до 700–800 м над ур. м.) и остепненных лугов, занимающий среднегорье (от 600–700 до 1500 м над ур. м.). Далее следуют субальпийский пояс, который доминирует в эльбурском варианте над всеми другими поясами, занимая большую территорию Скалистого, Бокового и Главного хребтов (в пределах от 1400–1500 до 2700 м над ур. м.) и альпийский пояс, расположенный на Главном и частично Боковом хребтах (от 2300 до 3500 м над ур. м.).

Объект исследования — основные типы горных почв, наиболее характерные для каждого из перечисленных высотных поясов, сформированных и функционирующих в естественных (малоповрежденных) биогеоценозах.

Горные черноземы и горно-луговые черноземовидные почвы распространены в поясе луговых степей и остепненных лугов. Луговые степи приурочены к повышенным элементам рельефа и похожи по общему облику, составу растительности и

продуктивности травяных сообществ на остепненные луга, но отличаются от последних по набору растений-доминантов и структуре почвенного покрова [42].

Горные черноземы (обыкновенные, типичные, выщелоченные) по мировой классификационной почвенной системе [62] относятся к Luvic Chernozems (Pachic). Они залегают на платообразных возвышенностях, обладают полноразвитым профилем ($A_d-A-B-BC-C$), и мощностью часто более 150 см. На склонах различной экспозиции горные черноземы обычно имеют менее мощный, по сравнению с равнинными черноземами профиль (60–70 см). Почвообразующими породами для них являются продукты выветривания карбонатных плотных осадочных пород [8, 32]. Своеобразие горных черноземов и их отличие от равнинных аналогов обуславливают специфические черты горного почвообразования — литогенность, скелетность, подверженность эрозионным процессам, горизонтальная

миграция почвенных растворов, элювиальность профиля, нередко резкий переход гумусового горизонта — к нижележащим [8].

Горно-луговые черноземовидные почвы (типичные, выщелоченные) по мировой классификационной почвенной системе [62] относятся к Mollic Leptosols (Eutric). Эти почвы расположены на склонах различной крутизны на границе между поясом луговых степей и субальпийским поясом, а также в комплексах с горными черноземами. В ареале распространения горных черноземов они чаще всего занимают отрицательные формы рельефа и функционируют в более влажных условиях промывного и периодически промывного водного режима. Глубокое воздействие на процессы почвообразования описываемых почв, оказывает карбонатность материнских пород: элювио-делювий известняков и известковистых песчаников [18, 21, 32, 38]. Строение профиля горно-луговых черноземовидных почв сходно с горными черноземами ($A_d-A-B-BC-C$), но мощность профиля меньше (30–60 см), а каменистость выше, чем у горных черноземов.

Горные лугово-степные субальпийские почвы выделяются в качестве самостоятельного типа в соответствии с классификацией [22]. В мировой классификационной почвенной системе [62] они рассматриваются как Mollic Leptosols (Eutric). Эти почвы встречаются на ксероморфных участках, среди горно-луговых почв, под остепненными лугами [26]. Почвообразующей породой для них служит некарбонатный элювио-делювий коренных пород. Почвенный профиль ($Ad-A-B-(BC$ нередко отсутствует)— C) мощностью от 20–25 до 40–50 см, обычно хорошо задернован, слабо дифференцирован на горизонты.

Горно-луговые субальпийские почвы наиболее распространены под луговыми сообществами субальпийского пояса. В мировой классификационной почвенной системе [62] они рассматриваются как Leptic Umbrisols. Почвообразующие породы представлены слабонасыщенными силлитными продуктами выветривания некарбонатных плотных осадочных и массивно-кристаллических пород [32, 44]. Профиль ($A_d-A-B-C$) слабо дифференцирован, переходы между горизонтами постепенные, выделяется дерновый горизонт мощностью 5–12 см.

Горно-луговые альпийские почвы исследовали под луговыми сообществами альпийского пояса (2760–3034 м над ур. м.). В мировой классификационной почвенной системе [62] рассматриваются как Leptic Umbrisols. Почвы занимают верхние части хребтов и склоны различной экспозиции. Почвообразующими породами для них являются продукты выветривания плотных осадочных пород (элювио-делювий глинистых и кристаллических сланцев [32]). Горные породы нередко выходят на

дневную поверхность и занимают от 10 до 50% площади контура. Почвенный профиль ($A_d-A-B-C$) слабо дифференцирован, переходы между горизонтами постепенные. Хорошо развит дерновый горизонт мощностью от 3–5 до 7–10 см.

Так как характер почвенного и растительного покровов в горах Кавказа подчинен общему закону вертикальной зональности, фоновым климатическим условием является абсолютная высота местности над уровнем моря. Наиболее характерные для каждого пояса климатические показатели, а также преобладающие типы почв и растительные сообщества приведены в табл. 1.

Полевые исследования горных почв проводили в период 2018–2023 гг. Морфогенетические исследования и отбор почвенных образцов осуществляли ежегодно в первой декаде июля (чтобы избежать сезонной динамики) по общепринятым в экологии и почвоведении методам [15]. Всего заложили 130 мониторинговых площадок площадью 400 м², при этом выбирали естественные (минимально поврежденные) биогеоценозы, расположенные на пологих элементах рельефа, с типичными для каждого высотного пояса и типа (подтипа) почвы растительными сообществами.

Смешанные образцы почвы отбирали на каждой мониторинговой площадке методом “конверта”. Отбор проводили из верхних горизонтов на глубину 0–20 и 0–10 см (в зависимости от мощности и строения почвенного профиля). Количество почвенных проб, характеризующих каждый почвенный тип (подтип), составляло от 10 до 52 образцов, в зависимости от ареалов распространения почвенных разностей, наличия малоповрежденных биогеоценозов, особенностей рельефа, доступности местоположения и др.

При полевых исследованиях использовали картографические материалы [27]. Высоту над уровнем моря и географические координаты определяли с помощью навигатора GPSMAP 60 CEX: высотные пределы точек отбора проб составляют 505–3034 м над ур. м.

Лабораторно-аналитические исследования почвенных образцов выполняли в 3–6-кратной повторности. Содержание $C_{орг}$ (%) в почве определяли по методу Тюрина в модификации Никитина, pH водной (1 : 2.5) и солевой суспензии (KCl 0.1 М) — потенциометрически, плотность почв — весовым методом [19]. Скорость БД и СИД, характеризующих фоновую и потенциальную дыхательную активности почвенной микробной биомассы, определяли в соответствии с методическими разработками Ананьевой [2]. Содержание $C_{мик}$ почвы вычисляли по формуле:

$$C_{мик} \text{ (мкг С/г почвы)} = \text{СИД (мкл CO}_2\text{/(г почвы ч)) } 40.04 + 0.37 \text{ [45].}$$

Таблица 1. Почвы, растительные сообщества, среднегодовая температура воздуха и количество осадков (ОС) в районе исследования Центрального Кавказа

Почвы	Растительные сообщества	$T, ^\circ\text{C}$ ОС, мм/год
Пояс луговых степей от 400–500 до 700–800 м над ур. м.		
Горные черноземы Luvic Chernozems (Pachic)	Луговые степи: разнотравно-ковыльные; типчаковые; типчаково-полынные; низкоосоково-полынные	$10.5\text{--}13.3$ 580–600
Пояс остепненных лугов от 600–700 до 1500 м над ур.м.		
Горно-луговые черноземовидные Mollic Leptosols (Eutric)	Остепненные луга, горные луговые степи: разнотравно-бородачевые, разнотравно-костровые с <i>Bromuscommutatus</i> ; луговоовсянищевые	$7.9\text{--}9.2$ 700–800
Субальпийский пояс от 1400–1500 до 2700 м над ур. м.		
Горные лугово-степные субальпийские Mollic Leptosols (Eutric)	Остепненные субальпийские луга: разнотравно-пестро-овсянищевые; разнотравно-пестрокоштровые	$3.3\text{--}5.9$ 309-520
Горно-луговые субальпийские Leptic Umbrisols	Мезофитные субальпийские луга: разнотравно-пестро-овсянищевые; разнотравно-пестрокоштровые; разнотравно-вейниковые; разнотравно-полевичевые	$2.2\text{--}3.3$ 800–900
Альпийский пояс от 2300 до 3500 м над ур.м.		
Горно-луговые альпийские Leptic Umbrisols	Альпийские луга: плотнодернинные разнотравные; разнотравно-злаковые; разнотравно-осоковые	$0\text{--}3.0$ 1000–1500

Примечание. Климатические показатели приведены по данным [5, 14, 34, 64].

Долю углерода микробной биомассы (%) в общем органическом углероде почвы рассчитали, как отношение $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$.

Для анализа зависимости микробиологических показателей от рельефных и климатических характеристик использовали данные дистанционного зондирования. Топографическую информацию получили на основе цифровых моделей рельефа SRTM – международной миссии по сбору и накоплению данных о рельефе [63]. Учитывали следующие переменные, характеризующие основные особенности рельефа: высоту над ур. м.; аспект – угол по часовой стрелке с севера на горизонтальную проекцию вектора внешней нормали в данной точке (влияет на водный баланс почв, распределение и изобилие видов растений [60]); уклон – угол между касательной и горизонтальной плоскостями в данной точке (влияет на скорость стока, интенсивность процессов денудации, содержание влаги в почве, растительный покров [57]).

Для анализа влияния климатических факторов на территории исследования использовали данные глобальной базы WorldClim – 19 биоклиматических характеристик (BioClim), отражающих годовые тренды среднегодовой температуры и годового количества осадков, сезонность (годовой диапазон температур и распределение осадков), экстремальные или ограничивающие факторы (температуры

самого холодного и самого теплого месяцев, количество осадков в наиболее влажных и засушливых кварталах года) [41, 55].

Пошаговый мультирегрессионный анализ позволяет оценить степень влияния каждого фактора на все исследуемые показатели [33]. Анализировали вклад 22 факторов в описание варьирования содержания $C_{\text{орг}}$ и микробных показателей (скорость БД, СИД, содержание $C_{\text{мик}}$) в горных почвах исследуемых территорий.

Статистическую обработку полученных данных осуществляли в программе Statistica 12.0. Достоверность различия изученных почвенных характеристик сравниваемых участков оценивали с помощью *t*-критерия Стьюдента при уровне значимости $p \leq 0.05$. Полученные данные представлены в виде среднего $\pm$ ошибка среднего.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В результате проведенных исследований получены данные, характеризующие средние значения изученных показателей в пяти основных типах почв, сменяющих друг друга при чередовании высотных поясов от 500 до 3500 м над ур. м. (табл. 2).

Для изучения влияния высотного градиента на особенности проявления респираторной активности почвенной микробной биомассы (скорость БД

Таблица 2. Базальное дыхание (БД), субстрат-индуцированное дыхание (СИД), содержание органического углерода, углерода микробной биомассы и отношение углерода микробной биомассы к органическому углероду в горных почвах, эльбрусский вариант поясности, Центральный Кавказ (среднее $\pm$ ошибка среднего)

Почвы	БД, мкг $\text{CO}_2\text{--C}/(\text{г ч})$	СИД, мкг $\text{CO}_2\text{--C}/(\text{г ч})$	$\text{C}_{\text{орг}}, \%$	$\text{C}_{\text{мик}},$ мкг $\text{C}/\text{г почв}$	$\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}, \%$
Горные черноземы (0–20 см) ($n = 52$)	16.5 ± 1.1	91 ± 5	5.2 ± 0.2	2019 ± 108	4.1 ± 0.2
Горно-луговые черноземовидные (0–20 см) ($n = 32$)	21.5 ± 1.9	161 ± 14	9.7 ± 0.7	3565 ± 309	3.9 ± 0.2
Горные лугово-степные субальпийские (0–10 см) ($n = 10$)	12.2 ± 0.8	68 ± 10	6.4 ± 0.9	1999 ± 408	3.0 ± 0.4
Горно-луговые субальпийские (0–10 см) ($n = 26$)	21.9 ± 1.9	127 ± 13	9.2 ± 0.5	2816 ± 282	3.2 ± 0.3
Горно-луговые альпийские (0–10 см) ($n = 10$)	12.3 ± 1.3	72 ± 14	6.8 ± 0.9	1583 ± 300	2.5 ± 0.5

Примечание. Шкала $\text{C}_{\text{мик}} < 200$ – очень низкое; 201–500 – низкое; 501–1000 – среднее; > 1000 – высокое [2].

и СИД), а также содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ и $\text{C}_{\text{мик}}$ сравнили усредненные данные, характеризующие микробноценозы в верхних горизонтах трех типов почв, обладающих в рассматриваемых высотных поясах эльбрусского варианта поясности Центрального Кавказа: горные черноземы, горно-луговые субальпийские, горно-луговые альпийские почвы.

Горные черноземы Центрального Кавказа обладают всеми свойствами, необходимыми для формирования активного и многочисленного сообщества почвенных микроорганизмов. Данные, характеризующие верхние горизонты горных черноземов, свидетельствуют, что при типичном для них высоком содержании $\text{C}_{\text{орг}}$, фоновая респираторная активность почвенных микроорганизмов (БД) находится в границах оптимальных значений. Величина скорости СИД указывает на высокий потенциал микробного сообщества, а содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ соответствует градации очень высокое [3].

Следует отметить и максимальное в ряду исследуемых почв отношение $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$, значение которого свидетельствует о способности почвенной микробиоты к трансформации всех поступающих в почву органических остатков. Для горных степей и остепненных лугов, где распространены описываемые почвы, характерно равновесие процессов прироста, накопления и минерализации как надземной, так и подземной фитомассы [42], что так же, как и приведенные микробные показатели, свидетельствует о сбалансированности процессов образования и микробной деструкции органических остатков.

Сравнение данных, характеризующих горные черноземы и горно-луговые субальпийские почвы, показало, что все параметры микробной активности в почвах субальпийского пояса существенно

возрастают ($t > 2.7$; $p < 0.008$). Скорость БД и СИД, а также содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ в горно-луговых субальпийских почвах, по сравнению с горными черноземами, больше на 25%. Уменьшение соотношения $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$ в горно-луговых субальпийских почвах происходит, вероятно, вследствие того, что содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ увеличивается в этих почвах по сравнению с горными черноземами даже в большей степени, чем микробные показатели (более чем на 40%).

Таким образом, в наиболее теплый период года (июль), при достаточном количестве тепла, влаги и обилии растительных остатков микробиологическая активность в горно-луговых субальпийских почвах максимальна в ряду трех описываемых типов (подтипов) почв: горных черноземах, горно-луговых субальпийских, горно-луговых альпийских.

Далее, с ростом высоты и распространением горно-луговых альпийских почв, наблюдаются и существенные изменения респираторной активности почвенной микробной биомассы. При сравнении данных, характеризующих верхние горизонты горно-луговых субальпийских и альпийских почв, наблюдали достоверное снижение всех контролируемых показателей. Значимо (на 26%, $t = 2.4$; $p = 0.022$) сокращается содержание $\text{C}_{\text{орг}}$, резко (более чем на 40%, $t > 2.5$; $p < 0.02$) уменьшаются показатели скорости БД и СИД, содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ и отношение $\text{C}_{\text{мик}}/\text{C}_{\text{орг}}$. Несмотря на уменьшение, содержание $\text{C}_{\text{мик}}$ остается в пределах градации очень высокое, что указывает на сохранение потенциала микробного сообщества и в условиях высокогорья.

Таким образом, вдоль высотного градиента наблюдается существенное повышение содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ и описываемых микробных показателей при сравнении горных черноземов (в среднем на

высоте 700–800 м над ур. м.) с горно-луговыми субальпийскими почвами (около 2000 м над ур. м.), а затем резкое снижение всех рассматриваемых параметров при сопоставлении последних с горно-луговыми альпийскими почвами (около 3000 м над ур. м.) (рис. 2).

Мультирегрессионный анализ выявил, что существенное влияние совокупности основных факторов, характеризующих **рельеф** (высота над ур. м.; аспект; уклон), на формирование микробных показателей (БД, СИД, $C_{\text{мик}}$) наблюдается только в почвах альпийского пояса (рис. 3). Для преобладающих в этом поясе горно-луговых альпийских почв вклад указанных факторов составляет в среднем 66%. Высокая корреляция ($r = 0.83$, по шкале Чеддока [30]) обнаружена между показателями: скорость БД и уклон местности. Между содержанием $C_{\text{мик}}$ и факторами, описывающими влияние рельефа, выявлена заметная корреляционная связь ($r = 0.62–0.75$).

Для горных черноземов и горно-луговых субальпийских почв влияние совокупности характеристик рельефа составляет всего 6 и 17% соответственно, а значимых корреляционных связей между факторами рельефа и микробными показателями не обнаружено.

Совокупность **климатических факторов** имеет различное влияние на изученные показатели в сравниваемых типах (подтипах) почв (рис. 4). В горных черноземах они существенно влияют на содержания $C_{\text{орг}}$ (вклад 51%), при этом заметная корреляция ($r = 0.55–0.62$) отмечена для 6 климатических параметров, которые характеризуют сезонность осадков, средние температуры и количество осадков в наиболее сухие и холодные периоды.

Для микробных показателей (БД, СИД, $C_{\text{мик}}$) в горных черноземах вклад климатических факторов существенно ниже и составляет в среднем 25%, а заметная корреляция ($r = 0.51–0.55$) установлена

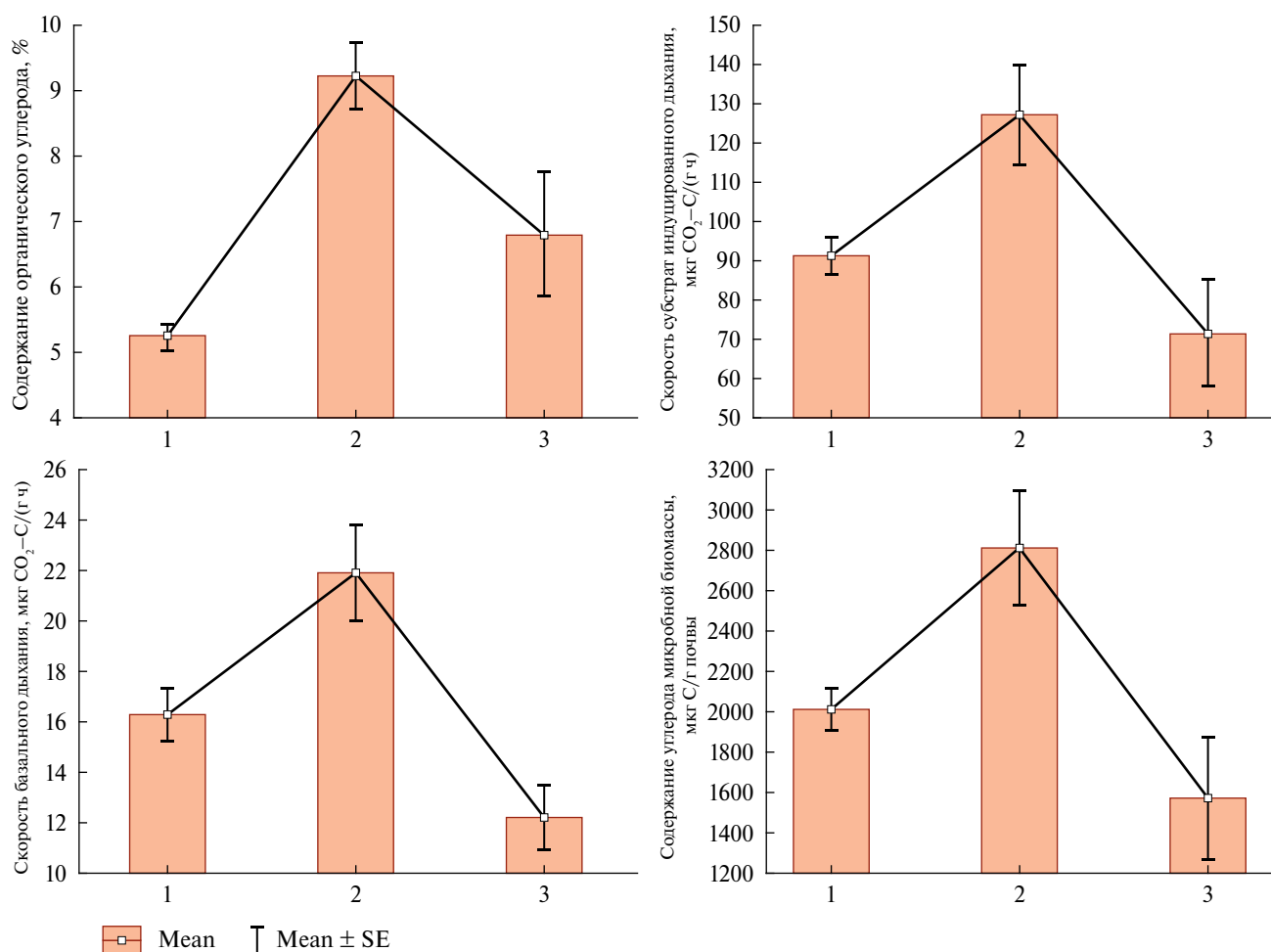


Рис. 2. Содержание органического углерода, скорость базального и субстрат индуцированного дыхания, содержание углерода микробной биомассы горных почв Центрального Кавказа: 1 — горные черноземы, 2 — горно-луговые субальпийские, 3 — горно-луговые альпийские.

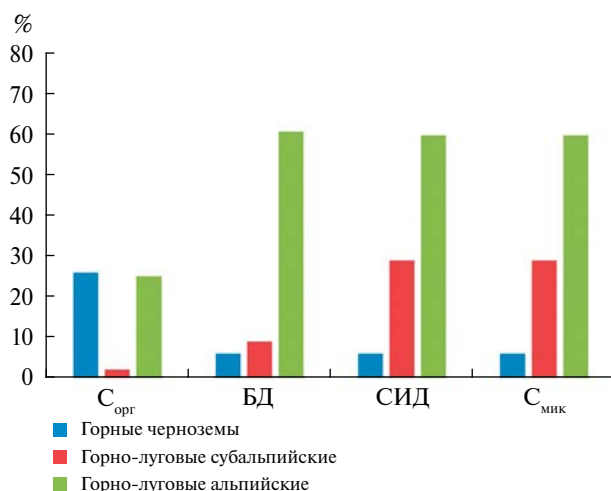


Рис. 3. Вклад факторов рельефа (высота, аспект, уклон), на варьирование содержание органического углерода, скорости базального и субстрат индуцированного дыхания, содержание углерода микробной биомассы в горных почвах, расположенных вдоль высотного градиента 500–3500 м над ур. м. (эльбрусский вариант поясности, Центральный Кавказ).

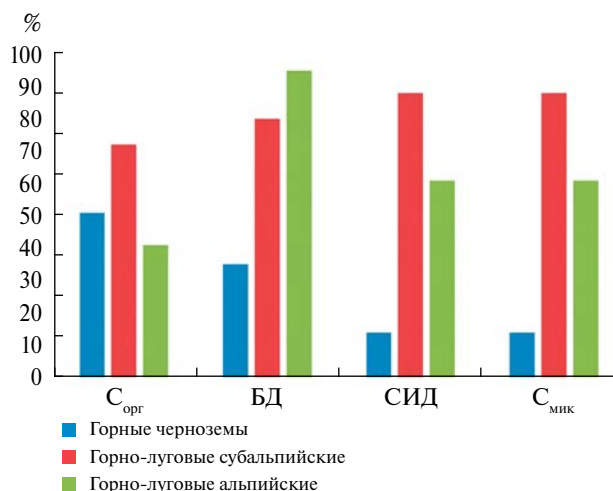


Рис. 4. Вклад биоклиматических факторов, на варьирование содержание органического углерода, скорости базального и субстрат индуцированного дыхания, содержание углерода микробной биомассы в горных почвах, расположенных вдоль высотного градиента 500–3500 м над ур. м. (эльбрусский вариант поясности, Центральный Кавказ).

всего для трех факторов, связанных с распределением количеством осадков в наиболее сухие и холодные периоды.

В горно-луговых субальпийских почвах вклад комплекса климатических факторов в изменении изучаемых показателей выше. Он составляет 72% для содержания $C_{орг}$ и 80–88% для БД, СИД и $C_{мик}$. Заметная корреляция климатических факторов с содержанием $C_{орг}$ обнаружена для пяти переменных ($r = 0.50–0.68$), которые описывают сезонность выпадения осадков, а также их количество в наиболее сухие и холодные периоды года. На содержание $C_{мик}$ оказывают заметное влияние 11 климатических показателей ($r = 0.51–0.66$), из которых 8 связано с температурным режимом.

В горно-луговых альпийских почвах на содержание $C_{орг}$ заметно влияют 15 климатических показателей, из которых 10 связано с температурой воздуха: среднегодовой, среднесуточной, в наиболее холодный и теплый период, температурной сезонностью и амплитудой ($r = 0.51–0.64$). На скорость БД влияют 7 показателей ($r = 0.57–0.71$), а на скорость СИД и содержание $C_{мик}$ — все 19 анализируемых климатических показателей, причем для 14 связь высокая ($r = 0.75–0.78$).

Следует отметить, что влияние высотного градиента в значительной степени изменяется под действием дополнительных факторов, таких как — солонная экспозиция склонов, формы мезо- и микро-рельефа, особенности гидротермического режима почв и характер растительного покрова [16]. Поэтому условия почвообразования в районе

исследования существенно изменяются не только с изменением высоты над ур. м., но и в пределах одного высотного пояса. В непосредственной близости друг от друга могут функционировать различные почвенные типы, например, горные лугово-степные субальпийские и горно-луговые субальпийские почвы, или формироваться комплексы горных черноземов и горно-луговых черноземовидных почв. Представляется интересным сравнение рассматриваемых показателей, характеризующих состояние почвенной микробной биомассы между указанными парами почвенных типов.

Горные черноземы и горно-луговые черноземовидные почвы статистически значимо отличаются друг от друга по всем изученным показателям. Богатая растительность остепненных горных лугов и более влажные условия способствуют образованию в естественных горно-луговых черноземовидных почвах существенно более высокого содержания $C_{орг}$, по сравнению с горными черноземами ($t = 7.6$; $p = 0.00$). Полученные сведения о высоком содержании $C_{орг}$ заметно коррелируют с микробными показателями ($r = 0.51–0.68$).

Респирационная деятельность почвенной микробиоты горно-луговых черноземовидных почв, в сравнении с горными черноземами, также существенно выше ($t > 2.4$; $p < 0.015$). Установлено, что БД и СИД возрастают на 23 и 43% соответственно. Наблюдается и существенное увеличение содержания $C_{мик}$ в верхних горизонтах горно-луговых черноземовидных почв (на 43%; $t = 5.5$; $p = 0.00$).

Следует отметить, что в этих почвах содержание $C_{\text{мик}}$ более чем вдвое превышает пороговое значение градации “очень высокая” – 1500 мкг С/г почвы и является максимальным в ряду изученных 5 типов (подтипов) почв.

Увеличение микробных показателей происходит на фоне существенного снижения плотности верхних горизонтов (табл. 3) горно-луговых черноземовидных почв ($t = 5.5$; $p = 0.00$) и изменения реакции водной суспензии в сторону нейтральных значений ($t = 6.2$; $p = 0.00$).

Соотношение $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ в рассматриваемых типах почв существенно не отличается ($t = 0.3$; $p = 0.7$), а представленные значения свидетельствуют об устойчивости микробных сообществ в горных черноземах и горно-луговых черноземовидных почвах [6, 35] и закреплении органического углерода в микробной биомассе указанных почв [4, 46].

Анализ влияния факторов, учитывающих основные характеристики рельефа, не оказывает решающего влияния на содержание $C_{\text{орг}}$ и микробные показатели. В обоих типах почв влияние рельефных факторов составляет от 6 до 25%. Заметная корреляция ($r = 0.52$) установлена только между абсолютной высотой и показателем скорости БД в горно-луговых черноземовидных почвах.

Влияние климатических факторов на содержание $C_{\text{орг}}$ и микробные показатели выше – от 25 до 65%. В горно-луговых черноземовидных почвах содержание $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ обладает заметной корреляцией с пятью факторами, и все характеризуют количество и сезонность выпадения осадков ($r = 0.57–0.63$). В то же время скорость БД связана только с температурными показателями ($r = 0.53–0.54$).

Почвы субальпийского пояса – **горные лугово-степные субальпийские и горно-луговые субальпийские** – также могут служить примером того, как вариабельность условий почвообразования влияет на свойства почв, расположенных в одном высотном поясе. Горные лугово-степные субальпийские почвы сформировались в более засушливых условиях, на хорошо прогреваемых солнечных склонах, чаще южной и юго-восточной экспозиции. На этих

почвах развиты остепненные луга, где доминируют плотнодернинные ксеромезофитные злаки. Как свидетельствуют представленные ниже данные, характеризующие их показатели заметно отличаются от параметров горно-луговых субальпийских почв, сформировавшихся в более влажных условиях под богатыми разнотравно-злаковыми субальпийскими лугами.

Следует отметить, что горные лугово-степные субальпийские и горно-луговые субальпийские почвы обладают близкой по значениям рН КСl кислотной реакцией (табл. 3). Остальные контролируемые показатели (содержание $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$, скорость БД и СИД) статистически значимо различаются ($t > 2.7$; $p < 0.009$). В горно-луговых субальпийских почвах аккумулируется больше органического вещества (содержание $C_{\text{орг}}$ больше на 30%; $t = 2.9$; $p = 0.006$). Вероятно, определенную роль в его накоплении играют более продуктивные растительные сообщества мезофитных субальпийских лугов, по сравнению с остепненными [12].

Накопление органического вещества, а также лучшие условия увлажнения, способствующие активной деятельности почвенной мезофауны, могут являться причиной меньших значений плотности [43] верхних горизонтов горно-луговых субальпийских почв (установленные различия значимы $t = 4.3$; $p = 0.000$).

Совокупность указанных факторов существенно увеличивает активность микробной биомассы в горно-луговых субальпийских почвах, для которых показатели скорости БД и СИД, по сравнению с горными лугово-степными субальпийскими почвами возрастают более чем на 40% ($t > 2.7$; $p < 0.009$). Содержание $C_{\text{мик}}$ в обоих типах почв очень высокое (более 1500 мкг С/г почвы), однако средний показатель содержания $C_{\text{мик}}$ в горно-луговых субальпийских почвах на 30% выше, чем в горных лугово-степных субальпийских ($t = 2.4$; $p = 0.001$). Полученные данные свидетельствуют о том, что в условиях одного пояса формируются и функционируют почвы, микробные сообщества которых существенно отличаются как дыхательной активностью, так и количественными параметрами.

Таблица 3. Плотность почвы и значение рН верхних горизонтов основных типов горных почв исследуемых территорий (среднее $\pm$ ошибка среднего)

Почвы	ρ , г/см ³	рН
Горные черноземы, 0–20 см ($n = 52$)	1.05 ± 0.02	7.86 ± 0.08 (H ₂ O)
Горно-луговые черноземовидные, 0–20 см ($n = 32$)	0.84 ± 0.04	7.11 ± 0.09 (H ₂ O)
Горные лугово-степные субальпийские, 0–10 см ($n = 10$)	1.00 ± 0.06	5.58 ± 0.14 (КСl 0.1 М)
Горно-луговые субальпийские, 0–10 см ($n = 26$)	0.73 ± 0.03	5.23 ± 0.17 (КСl 0.1 М)
Горно-луговые альпийские 0–10 см ($n = 10$)	0.72 ± 0.07	4.41 ± 0.14 (КСl 0.1 М)

Соотношение $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$ в описываемых почвах субальпийского пояса составляет более 3%, что свидетельствует о высокой устойчивости почвенных микробценозов [6, 35]. Вероятно, формирующийся в горно-луговых субальпийских почвах грубый (типа модер) фульватно-гуматный гумус образуется не в результате слабой активности почвенной микробиоты, а из-за небольшого временного периода ее деятельности и короткого теплого периода, характерного для субальпийского пояса.

Следует отметить, что установленные параметры, характеризующие верхние горизонты горных лугово-степных субальпийских почв, наиболее близки к значениям, установленным для горно-луговых альпийских почв. Можно было бы предположить, что респираторную активность микробной биомассы, накопление $C_{\text{орг}}$ и $C_{\text{мик}}$ в высокогорных условиях сдерживает недостаток тепла, а в ксерофитных условиях, где формируются горные лугово-степные субальпийские почвы — недостаток влаги. Однако данные мультирегрессионного анализа демонстрируют, что на содержание $C_{\text{орг}}$ в горных лугово-степных субальпийских почвах не оказывают влияния ни рельефные, ни климатические факторы.

Мультирегрессионный анализ показал, что на содержание $C_{\text{орг}}$ в горно-луговых субальпийских почвах совокупность факторов, описывающих рельеф, также практически не влияет (вклад 2%), зато климатические факторы можно назвать решающими (вклад 72%). С накоплением $C_{\text{орг}}$ заметно коррелируют 5 показателей, и все связаны с режимом увлажнения: годовой объем осадков, их сезонность, а также их количество в наиболее сухие и холодные периоды ($r = 0.50-0.68$).

Для микробных параметров в изученных горных лугово-степных субальпийских почвах наблюдается приблизительно одинаковое влияние рельефных и климатических факторов (вклад 42 и 31% соответственно). В горно-луговых субальпийских почвах для микробных показателей вновь наблюдается приоритет климатических факторов над рельефными (вклад 84 и 17% соответственно). Причем, наиболее высокие коэффициенты корреляции связывают скорость СИД и содержание $C_{\text{мик}}$ с 12 климатическими факторами, из которых 8 связаны с температурным режимом ($r = 0.50-0.64$).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что динамика изученных показателей — содержание $C_{\text{мик}}$ и $C_{\text{орг}}$, их соотношение, а также скорость БД и СИД в рассмотренных трех типах (горные черноземы, горно-луговые субальпийские, горно-луговые альпийские) почв, сменяющих друг друга в спектре высотных поясов на территории эльбрусского варианта поясности Центрального Кавказа, существенно зависит от

высотного градиента, однако эта зависимость не является линейной. При переходе от горных черноземов (785 м над ур. м.) к горно-луговым субальпийским почвам (2052 м. над ур. м.) все изученные параметры ($C_{\text{орг}}$, БД, СИД, $C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$) существенно увеличиваются, а в горно-луговых альпийских почвах (2824 м над ур. м.) — резко уменьшаются.

Мультирегрессионный анализ показал, что совокупность наиболее значимых характеристик рельефа (абсолютная высота, уклон, аспект) оказывают значительное влияние на формирование рассматриваемых почвенных параметров только в условиях альпийского пояса — для горно-луговых альпийских почв. Климатические параметры в большей степени влияют на содержание $C_{\text{орг}}$ и микробные показатели (БД, СИД, $C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$). В ряду почв, расположенных по высотному градиенту, вклад климатических факторов составляет от 25 до 84%, причем набор наиболее влиятельных климатических факторов меняется по мере увеличения абсолютной высоты.

Для горных черноземов прослеживается более тесная корреляция изученных показателей (БД, СИД, $C_{\text{орг}}$, $C_{\text{мик}}$, $C_{\text{мик}}/C_{\text{орг}}$) с климатическими факторами, характеризующими условия увлажнения, для горно-луговых субальпийских почв — температурный режим, а для альпийских почв заметную и тесную корреляционную связь имеют практически все 19 климатических факторов.

Совокупный вклад, суммирующий влияние рельефа и климатических показателей (всего 22 фактора) на все изученные показатели составляет:

- в горных черноземах 40%;
- в горно-луговых черноземовидных почвах 66%;
- в горных лугово-степных субальпийских почвах 31%;
- в горно-луговых субальпийских 67%;
- в горно-луговых альпийских почвах 67%.

Таким образом, как для почв, расположенных вдоль высотного градиента, так и функционирующих в пределах одного высотного пояса, влияние факторов, описывающих рельеф и климат, может существенно отличаться.

Полученные данные свидетельствуют, что формирование биологических свойств горных почв Центрального Кавказа — сложный процесс, протекающий при воздействии множества факторов, среди которых рельеф (в том числе высотный градиент) и климат играют важную, но далеко не единственную роль. Достаточно высокий вклад неучтенных в данном исследовании факторов, который может составлять от 33 до 69%. Выявить и оценить возможные закономерности их проявления предстоит при дальнейших исследованиях горных экосистем.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при поддержке Научного центра мирового уровня “Агротехнологии будущего”, проект № 075-15-2022-322.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Альпы — Кавказ: Современные проблемы конструктивной географии горных стран. Научные итоги франко-советских полевых симпозиумов в 1974 и 1976 гг. М.: Наука, 1980. 325 с.
2. *Ананьева Н.Д.* Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 222 с.
3. *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.
4. *Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольников Е.В.* Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108–1116.
5. *Ашабоков Б.А., Федченко Л.М., Калов Х.М., Бисчюков Р.М., Богаченко Е.М.* Анализ и прогноз изменения климата в Кабардино-Балкарской республике. Нальчик: Изд-во КБГАУ, 2005. 150 с.
6. *Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В.* Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. 243 с.
7. *Борисов А.В., Каширская Н.Н., Ельцов М.В., Пинской В.Н., Плеханова Л.Н., Идрисов И.А.* Почвы древних земледельческих террас Восточного Кавказа // Почвоведение. 2021. № 5. С. 542–557.
8. *Вальков В.Ф.* Почвенно-географические исследования на Северном Кавказе: к истории заблуждений // Научная мысль Кавказа. 2001. № 1. С. 57–61.
9. *Гвоздецкий Н.А.* Кавказ. М.: Изд-во Географгиз, 1963. 282 с.
10. *Гедгафова Ф.В., Горбוצова О.Н., Улигова Т.С., Цепкова Н.Л., Хакунова Е.М., Даова К.Х., Темботов Р.Х.* Оценка изменения биологической активности горных лугово-степных почв пастбищ разных стадий дигрессии Центрального Кавказа // Почвоведение. 2023. № 6. С. 787–798.
11. *Геннадиев А.Н.* О почвообразовании под луговой и лесной растительностью в высокогорье Центрального Кавказа (Приэльбрусье) // Почвоведение. 1978. № 4. С. 122–131.
12. *Гольдберг Л.М., Цепкова Н.Л., Семенюк Н.В., Хачатуров М.А.* Продуктивность луговых экосистем и ее связь с основными гидротермическими параметрами в Приэльбрусье // Пробл. экол. мониторинга и моделир. экосистем. 1991. С. 61–74.
13. *Горбוצова О.Н., Минкина Т.М., Улигова Т.С., Темботов Р.Х., Хакунова Е.М.* Биологическая активность горных и равнинных черноземов Центрального Кавказа (в границах Кабардино-Балкарии) // Поволжский экологический журнал. 2018. № 2. С. 183–196.
14. *Гулисашвили В.З.* Природные зоны и естественно-исторические области Кавказа. М.: Наука, 1964. 326 с.
15. *Добровольский В.В.* Практикум по географии почв. М.: Владос, 2001. 143 с.
16. *Залиханов М.Ч., Коломыц Э.Г., Шарая Л.С., Цепкова Н.Л., Сузова Н.А.* Высокогорная геоэкология в моделях. М.: Наука, 2010. 487 с.
17. *Звягинцев Д.Г., Кожевин П.А., Малахов В.В.* Экологические проблемы в почвенной микробиологии // Общая микробиология. 1976. Т. 37. № 5. С. 691–706.
18. *Зонн С.В.* Почвы Дагестана. Сельское хозяйство Дагестана. М.: Изд-во АН СССР, 1940. С. 97–156.
19. *Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Биодиагностика почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федер. ун-та, 2012. 260 с.
20. *Керефов К.Н., Фиапшев Б.Х.* Природные зоны и пояса Кабардино-Балкарской АССР. Нальчик: Каб.-Балк. кн. изд-во, 1977. 71 с.
21. *Кисриев Ф.Г., Керимханов С.У.* Почвенно-климатическое районирование территории Дагестанской АССР // Тр. ДНИИСХ. Махачкала: Даг. кн. изд-во, 1967. Т. IV. С. 9–28.
22. *Классификация и диагностика почв СССР.* М.: Колос, 1977. 280 с.
23. *Козунь Ю.С., Казеева К.Ш., Колесникова С.И.* Влияние климата на ферментативную активность лесных почв Северного Кавказа // Лесоведение. 2022. № 3. С. 262–269.
<https://doi.org/10.31857/S002411482203010X>
24. *Курганова И.Н.* Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах России. Дис. ... док. биол. наук. Пушино, 2010. 401 с.

25. Молчанов Э.Н. К проблеме почвенно-географического районирования гор Северного Кавказа // Почвоведение. 1991. № 1. С. 5–18.
26. Молчанов Э.Н. Сравнительная характеристика основных типов почв высокогорий Северного Кавказа (на примере Кабардино-Балкарской и Дагестанской АССР). Дис. ... канд. геогр. наук: М., 1973. 236 с.
27. Молчанов Э.Н., Калмаков В.Д., Романова А.К. и др. Почвенная карта Кабардино-Балкарской АССР. М-б 1 : 100 000. М.: ГУГК, 1990.
28. Молчанов Э.Н., Савин И.Ю., Разумов В.В., Макаров О.А., Цветнов Е.В., Ермияев Р.Я., Шишкова-кова Е.А., Харзинов С.М. Деградация горных черноземов северного склона Джинальского хребта (Центральный Кавказ) и ее эколого-экономические последствия // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2017. № 87. С. 86–99. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-87-86-99>
29. Наумов А.В. Дыхание почвы: составляющие, экологические функции, географические закономерности. Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Томск, 2004. 37 с.
30. Орлов А.И. Ошибки при использовании коэффициентов корреляции и детерминации // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2018. № 84. С. 68–72. <https://doi.org/10.26896/1028-6861-2018-84-3-68-72>
31. Пинской В.Н., Идрисов И.А., Каширская Н.Н., Ельцов М.В., Потапова А.В., Борисов А.В. Влияние экспозиции склона на химические и биологические свойства почв земледельческих террас восточного Кавказа // Аридные экосистемы. 2022. Т. 28. № 2. С. 113–121. <https://doi.org/10.24412/1993-3916-2022-2-113-121>
32. Почвы Кабардино-Балкарской АССР и рекомендации по их использованию. Нальчик: Гос. проектный институт по землеустройству СевКавНИИгипрозем, 1984. 201 с.
33. Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях. М.: АКАДЕМА, 2004. 416 с.
34. Разумов В.В., Курданов Х.А., Разумова Л.А., Крохмаль А.Г., Батырбекова Л.М. Экосистемы гор Центрального Кавказа и здоровье человека. Ставрополь: Илекса, Ставропольсервисшкола, 2003. 448 с.
35. Русакова И.В. Изучение экологического состояния микробного сообщества дерново-подзолистой почвы при длительном применении соломы и минеральных удобрений // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2018. № 6. С. 120–124.
36. Селезнева А.Е., Иващенко К.В., Сушко С.В., Журавлева А.И., Ананьева Н.Д., Благодатский С.А. Дыхательная активность микробного сообщества почвы и его функциональное разнообразие при смещении верхней границы леса в горах Северо-Западного Кавказа // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер. Агрономия и животноводство. 2021. Т. 16. № 3. С. 226–237. <https://doi.org/10.22363/2312-797X-2021-16-3-226-237>
37. Соколов В.Е., Темботов А.К. Позвоночные Кавказа. Млекопитающие. Насекомоядные. М.: Наука, 1989. 547 с.
38. Солдатов А.С. Почвы горных пастбищ Гунибского и Лакского районов Дагестанской АССР // Тр. отд. почвовед. Махачкала: Даг. Фил. АН СССР, 1956. Т. 3. С. 30–78.
39. Темботов А.К. География млекопитающих Северного Кавказа. Нальчик: Эльбрус, 1972. 245 с.
40. Темботов А.К., Темботова Ф.А. Фундаментальная экология горных территорий и ее социальные аспекты // Мат-лы Всеросс. науч.-пр. конф. “Северный Кавказ в условиях глобализации”. Майкоп, 2001. С. 277–280.
41. Темботов Р.Х., Горобцова О.Н. Эколого-биологическая оценка состояния почвенного покрова Центрального Кавказа: (в границах терского и эльбрусского вариантов поясности). Нальчик: Изд-во М. и В. Котляровых, 2018. 136 с.
42. Титлянова А.А., Вишнякова Е.К. Изменение продуктивности болотных и травяных экосистем по широтному градиенту // Почвы и окружающая среда. 2022. № 2. С. 1–19. <https://doi.org/10.31251/pos.v5i2.176>
43. Тиунов А.В. Метабиоз в почвенной системе: влияние дождевых червей на структуру и функционирование почвенной биоты. Дис. ... докт. биол. наук. М., 2007. 284 с.
44. Фиаушев Б.Х. Высокогорные почвы центральной части Северного Кавказа. Нальчик: Изд-во КБГСХА, 1996. 137 с.
45. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. 1978. V. 10. № 3. P. 215–221.
46. Anderson T.H., Domsch K.H. Ratios of microbial biomass to total organic carbon in arable soils // Soil Biol. Biochem. 1989. V. 21. № 4. P. 471–479.
47. Anderson T.H., Domsch K.H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effect of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils // Soil Biol. Biochem. 1993. V. 25. P. 393–395.
48. Bardel T., Gómez-Brandón M., Ascher-Jenull J., Fornasier F., Arfaïoli P., Francioli D., Egli M., Sartori G., Insam H., Pietramellara G. Effects of slope exposure on soil physico-chemical and microbiological properties along an altitudinal climosequence in the Italian Alps // Sci. Total Environ. 2017. V. 575. P. 1041–1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.176>

49. DIN ISO 14240-1. Soil quality – determination of soil microbial biomass. Part 1: substrate-induced respiration method. Berlin-Wien-Zürich: Beuth, 1997.
50. Gedgafova F.V., Gorobtsova O.N., Uligova T.S., Tsep-kova N.L., Tembotov R.Kh., Khakunova E.M. Assessment of biological activity in mountain chernozems and mountain-meadow chernozemic soils of natural biogeocenoses in the Central Caucasus, Russia // *Eurasian J. Soil Sci.* 2022. V. 11. P. 77–85. <https://doi.org/10.18393/EJSS.996603>
51. He X., Hou E., Veen G.F., Ellwood M., Dijkstra P., Sui X., Zhang S., Wen D., Chu C. Soil microbial biomass increases along elevational gradients in the tropics and subtropics but not elsewhere // *Global Ecology and Biogeography*. 2020. V. 29. P. 345–354. <https://doi.org/10.1111/geb.13017>
52. Insam H., Domsch K.H. Relation between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites // *Microbial Ecology*. 1988. V. 15. № 2. P. 177–188.
53. Insam H., Haselwandter K. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession // *Ecology*. 1989. V. 79. № 1. P. 174–178.
54. Ivashchenko K.V., Sushko S.V., Selezneva A. E., Ananyeva N.D., Zhuravleva A.I., Kudryarov V.N., Markarov M.I., Blagodatsky S.A. Soil microbial activity along an altitudinal gradient: Vegetation as a main driver beyond topographic and edaphic factors // *Appl. Soil Ecology*. 2021. V. 168. P. 104197. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104197>
55. Karger D.N., Conrad O., Böhner J., Kawohl T., Kreft H., Soria-Auza R.W., Zimmermann N.E., Linder P., Kessler M. Climatologies at high resolution for the Earth land surface areas // *Scientific Data*. 2017. P. 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
56. Kozun Y.S., Kazeev K.Sh., Kolesnikov S.I. Climatic gradients of biological properties of zonal soils of natural lands // *Geoderma*. 2022. V. 425. P. 116031. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116031>
57. Li D.Q., Zhang F.P., Cao Z.J., Zhou W., Phoon K.K., Zhou C.B. Efficient reliability updating of slope stability by reweighting failure samples generated by Monte Carlo simulation // *Comput. Geotech.* 2015. V. 69. P. 588–600. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2015.06.017>
58. Margesin R., Jud M., Tschierko D., Schinner F. Microbial communities and activities in alpine and subalpine soils // *FEMS Microbiology Ecology*. 2009. V. 67. P. 208–218. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00620.x>
59. Shen R.C., Xu M., Li R.Q., Zhao F.X., Sheng Q.K. Spatial variability of soil microbial biomass and its relationships with edaphic, vegetational and climatic factors in the Three-River Headwaters region on Qinghai-Tibetan Plateau // *Appl. Soil Ecol.* 2015. V. 95. P. 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.011>
60. Rezaei S.A., Gilkes R.J. The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands // *Geoderma*. 2005. V. 125. P. 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.07.010>
61. Siles J.A., Margesin R. Abundance and Diversity of Bacterial, Archaeal, and Fungal Communities Along an Altitudinal Gradient in Alpine Forest Soils: What Are the Driving Factors? // *Microb. Ecol.* 2016. V. 72. P. 207–220. <https://doi.org/10.1007/s00248-016-0748-2>
62. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 2014. 181 p.
63. Yang L., Meng X., Zhang X. SRTM DEM and its application advances // *International Journal of Remote Sensing*. 2011. V. 32. P. 3875–3896. <https://doi.org/10.1080/01431161003786016>
64. <https://ru.climate-data.org/>

Respiration Activity Microbial Biomass in the Main Types of Mountain Soils Along the Elevation Gradient of the Central Caucasus

R. Kh. Tembotov^{1, 2, *}

¹*Tembotov Institute of Ecology of Mountain Territories, Russian Academy of Sciences, Nalchik, 360051 Russia*

²*Saint-Petersburg State University, St. Petersburg, 199034 Russia*

*e-mail: r.tembotov@spbu.ru

The paper presents the results of studies aimed at assessing the variability of indicators of the respiratory activity of soil microbiota (rate of basal and substrate-induced respiration), as well as the carbon content of organic matter and microbial biomass in soils, formed and functioning in natural (slightly damaged) biogeocenoses, along altitudinal gradient, from the foothills to the high mountain regions of the Central Caucasus (500–3500 m above sea level, elbrusvariant of altitudinal zonality, Kabardino-Balkaria).

It is shown that with an increase in absolute height, from mountain chernozems to mountain-meadow subalpine soils, the average values of all studied parameters in surface horizons (0–10 and 0–20 cm, depending on soil type) increase significantly, and at maximum altitude, in mountain-meadow alpine soils, they significantly decrease. In addition, it was established how the parameters under consideration change in soils of various types located within the same altitudinal zone. It was revealed that the compared pairs of soil types differ statistically significantly in most of the studied indicators ($t > 2.5$; $p < 0.02$). The data obtained indicate that the influence of the altitudinal gradient is largely refracted by additional factors. To identify the degree of influence of the main factors characterizing the relief (height above sea level; aspect; slope) and climate (19 bioclimatic characteristics) on the formation of the studied parameters, a multi-regression analysis was carried out. He showed that the average cumulative contribution of all 22 factors to the variation of the studied indicators is: in mountain chernozems 40%; in mountain meadow chernozem-like soils 66%; in mountain-meadow subalpine steppe soils 31%; in mountain-meadow subalpine 67%; in mountain meadow alpine soils 67%. Thus, both for soils located along an altitudinal gradient and those functioning within the same altitudinal zone, the influence of the considered factors can differ significantly, and relief and climate play an important, but not the only role, in shaping the properties of mountain soils in the Central Caucasus.

Keywords: microbiological characteristics of soils, organic carbon, influence of factors, relief, climate, Luvic Chernozems (Pachic), Mollic Leptosols (Eutric), Leptic Umbrisols

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА В ПОЧВАХ И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЯХ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЧЕРНОЗЕМЬЯ

© 2024 г. С. В. Лукин^{а, *} (<https://orcid.org/0000-0003-0986-9995>)

^аЦентр агрохимической службы “Белгородский”, ул. Щорса, 8, Белгород, 308027 Россия

^бБелгородский государственный национальный исследовательский университет,
ул. Победы, 85, Белгород, 308015 Россия

*e-mail: serg.lukin2010@yandex.ru

Поступила в редакцию 03.04.2024 г.

После доработки 13.05.2024 г.

Принята к публикации 14.05.2024 г.

Проведена экологическая оценка содержания Cr, Pb, Cd, Hg, As в пахотных почвах и сельскохозяйственных растениях Центрально-Черноземного экономического района России на примере Белгородской области. В ходе исследований установлено, что среднее содержание кислоторастворимых форм Cr, Pb, As, Cd, Hg в пахотных черноземах выщелоченных составляет 19.8, 10.0, 4.15, 0.22, 0.021, в черноземах типичных – 20.0, 10.3, 4.18, 0.23, 0.022, в черноземах обыкновенных – 20.9, 11.2, 5.48, 0.35, 0.023 мг/кг соответственно. Среднее содержание подвижных форм Pb, Cr и Cd в пахотных черноземах выщелоченных составляет 0.52, 0.14, 0.06, в черноземах типичных – 0.46, 0.13, 0.05, в черноземах обыкновенных – 0.55, 0.13, 0.04 мг/кг соответственно. Превышения установленных нормативов ОДК и ПДК этих элементов в исследуемых почвах не наблюдалось. Основным источником поступления ТМ в пахотные почвы Белгородской области являются органические удобрения. Среднее содержание Cr, Pb, As, Cd и Hg в навозе крупного рогатого скота (25% сухого вещества) составляет 0.90, 0.78, 0.277, 0.060 и 0.0084 мг/кг соответственно. Из исследуемых сельскохозяйственных культур в семенах подсолнечника зафиксировано наибольшее содержание Cd, Pb и Cr, а в зерне озимой пшеницы – Hg и As. В зерне сои установлено наименьшее содержание Pb, Hg и As, а в зерне кукурузы – Cr, Cd и As. В зерне озимой пшеницы, кукурузы, сои и семенах подсолнечника содержание Pb, Cd, Hg, As не превышало значений предельно допустимых концентраций, установленных для продукции, предназначенной на пищевые цели, а концентрация Cr не превышала максимально допустимого уровня, установленного для кормов.

Ключевые слова: мониторинг, чернозем, удобрения, кадмий, свинец, хром, ртуть, содержание подвижных форм элементов

DOI: 10.31857/S0032180X24100101, **EDN:** JXEOTO

ВВЕДЕНИЕ

На современном этапе развития общества техногенное воздействие на агроэкосистемы неуклонно возрастает, в том числе за счет загрязнения почв такими широко используемыми в промышленности элементами, как Cr, Pb, Cd, Hg, As [1, 22, 29]. В соответствии с российским законодательством Pb, Cd, Hg и As по степени токсичности относятся к первому классу (высоко опасные вещества), а Cr – ко второму (умеренно опасные) [1, 4, 7].

К элементам Pb, Cd, Hg и Cr часто применяют термин “тяжелые металлы” (ТМ). К этой группе элементов иногда относят и металлоид As [1, 5, 7]. Для содержания ТМ и As в компонентах агроэкосистем характерна высокая пространственная вариабельность, обусловленная как природными, так и антропогенными факторами. Даже кларки элементов (среднее валовое содержание) в почвах, установленные разными авторами, существенно различаются. Например, кларки Pb и Cr по оценкам [3] составляют 10 и 200, а по данным [24] – 27.0 и 59.5 мг/кг соответственно. Поэтому в рамках

государственной программы агроэкологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения, проводимого агрохимической службой России, предусмотрено периодическое определение содержания основных ТМ в почвах, удобрениях и сельскохозяйственной продукции [25, 26].

Учитывая высокую токсичность As и ТМ, во многих странах мира нормируется их содержание в почвах [23, 30]. В России для нормирования валового содержания As и основных ТМ в почвах в зависимости от их гранулометрического состава и кислотности установлены уровни ориентировочно допустимых концентраций (ОДК). Например, для тяжелосуглинистых почв с pH_{KCl} более 5.5 ОДК Pb, As и Cd составляет 130, 10 и 2 мг/кг соответственно. Для нормирования валового содержания Hg в почвах установлен уровень предельно допустимой концентрации (ПДК), составляющий 2.1 мг/кг. В России, кроме валового содержания, нормируется концентрация в почвах подвижных форм некоторых ТМ. Например, для содержания подвижных форм Cr и Pb, извлекаемых ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8, ПДК установлены на уровне 6 мг/кг [14].

Соединения Pb, Cd, Hg и As обладают высокой токсичностью для теплокровных, в том числе и человека, поэтому нормируется их содержание в продукции, предназначенной на пищевые цели, и в кормах для сельскохозяйственных животных [17]. Максимальные допустимые уровни (МДУ) содержания Cr регламентированы только для кормовой продукции [2].

Цель работы — экологическая оценка содержания Cr, Pb, As, Cd и Hg в пахотных почвах и сельскохозяйственных растениях Центрально-Черноземного экономического района России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в Белгородской области, которая находится в юго-западной части Центрально-Черноземного экономического района России. Среднепогодный показатель величины гидротермического коэффициента по Селянинову, который рассчитывается как отношение суммы осадков (мм) за период со среднесуточными температурами воздуха выше $10^{\circ}C$ к сумме температур за это же время, уменьшенной в 10 раз, изменяется в пределах 0.9–1.2. В почвенном покрове лесостепной зоны области преобладают черноземы типичные (Haplic Chernozems) (44.8% от общей площади пашни) и выщелоченные (Luvic Chernozems) (25.7%), а степной — черноземы обыкновенные (Haplic Chernozems) (13.0%) [16].

В среднем за 2016–2020 гг. площадь посева сельскохозяйственных культур в Белгородской области составила 1425 тыс. га. В структуре посевных

площадей преобладают: озимая пшеница (26.8% от общей посевной площади), соя (16.6%), подсолнечник (10.3%), кукуруза на зерно (9.2%) [35].

Фоновый мониторинг проводился на участке “Ямская степь” государственного заповедника “Белогорье”, расположенного в лесостепной зоне в муниципальном образовании “Губкинский городской округ”, и территории природного парка “Ровеньский”, находящегося в степной зоне в муниципальном образовании “Ровеньский район”. В верхней части гумусово-аккумулятивного горизонта (10–20 см) целинного чернозема выщелоченного содержание физической глины, $C_{орг}$ и pH_{H_2O} составляло 56.4, 5.63%, 6.3, чернозема типичного — 57.3, 5.86%, 7.0, чернозема обыкновенного — 67.0, 3.77%, 7.1 соответственно.

В работе использованы материалы локального агроэкологического мониторинга, проводимого агрохимической службой России в 2016–2022 гг. Для осуществления этого вида мониторинга на пахотных почвах области заложены реперные объекты (участки поля площадью 4–40 га), с которых при их обследовании отбирается почва для полного агрохимического анализа и ежегодно (перед началом уборки урожая) отбирается основная и побочная продукция сельскохозяйственных культур [8]. Среднее содержание физической глины в пахотном слое (0–25 см) черноземов выщелоченных и типичных реперных объектов в лесостепной зоне составило 56.2 и 56.8%, $C_{орг}$ — 3.13 и 3.25%, величина pH_{H_2O} — 6.3 и 6.7 соответственно. На данных объектах отбирали растениеводческую продукцию для химического анализа. Средняя урожайность изучаемых культур составляла: зерна озимой пшеницы — 5.0, ячменя — 3.7, кукурузы — 7.0, сои — 2.2, семян подсолнечника — 3.0 т/га. На реперных объектах степной зоны в пахотном слое содержание физической глины составляло 72.5%, $C_{орг}$ — 3.02%, pH_{H_2O} 7.8.

Все аналитические исследования проводили в аккредитованной испытательной лаборатории. Содержание кислоторастворимых форм ТМ (экстракт 5М HNO_3) и концентрацию извлекаемых ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8 их подвижных форм в почве определяли методом атомно-эмиссионной спектроскопии. Содержание ТМ в минеральных и органических удобрениях, растениеводческой продукции определялось атомно-абсорбционным методом по общепринятым в агрохимической службе методикам. Содержание As в образцах почвы, растениеводческой продукции и удобрений определяли фотометрическим методом [9].

При статистической обработке данных локального мониторинга рассчитывали доверительный интервал для средних значений ($\bar{x} \pm t_{0.5} s \bar{x}$) и коэффициент вариации (V). Математическую обработку

данных проводили автоматически с использованием программного комплекса ГИС “Агроэколог Онлайн” [6, 28].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание элементов в почвах. Фоновая концентрация кислоторастворимых форм Cr, Pb, As, Cd и Hg в целинном черноземе выщелоченном составляла 19.8, 10.1, 4.45, 0.21, 0.020, в черноземе типичном – 19.9, 10.6, 4.41, 0.22, 0.018, в черноземе обыкновенном – 20.3, 13.9, 5.60, 0.40, 0.026 мг/кг соответственно. В пахотных почвах средняя величина данного параметра для Cr, Pb, As, Cd, Hg в черноземах выщелоченных составляла 19.8, 10.0, 4.15, 0.22, 0.021, в черноземах типичных – 20.0, 10.3, 4.18, 0.23, 0.022, в черноземах обыкновенных – 20.9, 11.2, 5.48, 0.35, 0.023 мг/кг соответственно (рис. 1, табл. 1). В пахотных черноземах обыкновенных содержание кислоторастворимых форм As и Cd было существенно выше, чем в черноземах выщелоченных и типичных. В то же время по содержанию Cr, Pb и Hg существенных различий установлено не было, однако наблюдалась тенденция их более высокой концентрации в черноземах обыкновенных, по сравнению с черноземами выщелоченными и типичными. Различия в содержании изучаемых ТМ между черноземами выщелоченными и типичными лесостепной зоны и обыкновенными – степной зоны во многом обусловлены более тяжелым гранулометрическим составом последних. Содержание Cr, Pb, As, Cd и Hg было ниже кларков, которые для почв мира составляют 59.5, 27.0, 6.83, 0.41, 0.07 мг/кг соответственно [24].

Запасы кислоторастворимых форм Cr, Pb, As, Cd и Hg в пахотном слое (массой 3000 т/га)

черноземов выщелоченных в среднем составляют 59.4, 30.0, 12.45, 0.66 и 0.063, черноземов типичных – 60.0, 30.9, 12.5, 0.69 и 0.066, черноземов обыкновенных – 62.7, 33.6, 16.4, 1.05 и 0.069 кг/га соответственно.

Установленные уровни содержания изучаемых элементов согласуются с результатами исследований, проведенных в других регионах России. Например, среднее содержание кислоторастворимых Pb, As, Cd и Hg в пахотном слое черноземных почв Саратовской области составляет 14.7, 4.5, 0.39 и 0.022 мг/кг соответственно [7]. В различных подтипах черноземов Средней Сибири содержание Hg находится в пределах 0.019–0.029, Липецкой области – 0.02–0.03 мг/кг [10, 13]. Содержание Cr в черноземах выщелоченных Красноярского края в среднем составляет 25.7 мг/кг с колебаниями в пределах 19.8–33.4 мг/кг [11].

Общее содержание элементов не характеризует их доступность для растений, поэтому для Cr, Pb и Cd в почвах определяют концентрацию подвижных форм. В то же время при проведении агроэкологического мониторинга для As и Hg определение содержания подвижных форм не используется. Фоновое содержание подвижных форм Pb, Cr и Cd в целинном черноземе выщелоченном составляло 0.70, 0.14, 0.06, в черноземе типичном – 0.62, 0.15, 0.05, в черноземе обыкновенном – 0.53, 0.16, 0.03 мг/кг. Эти значения были в пределах варьирования данных показателей, установленных для пахотных аналогов целинных почв. В пахотных черноземах выщелоченных среднее содержание подвижных форм Pb, Cr и Cd составляло 0.52, 0.14, 0.06, в черноземах типичных – 0.46, 0.13, 0.05, в черноземах обыкновенных – 0.55, 0.13, 0.04 мг/кг соответственно. Существенных различий по

Таблица 1. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах, мг/кг

Элемент	Среднее содержание в целинной почве	Вариационно-статистические показатели содержания ТМ в пахотных почвах			
		<i>n</i>	lim	$\bar{x} \pm t_{0.5} s \bar{x}$	<i>V</i> , %
Чернозем выщелоченный					
Pb	0.70	21	0.31–0.73	0.52 ± 0.06	23.5
Cr	0.14	21	0.12–0.21	0.14 ± 0.01	19.8
Cd	0.06	21	0.03–0.08	0.06 ± 0.01	26.1
Чернозем типичный					
Pb	0.62	22	0.28–0.63	0.46 ± 0.05	20.1
Cr	0.15	22	0.11–0.18	0.13 ± 0.01	14.5
Cd	0.05	22	0.02–0.07	0.05 ± 0.01	25.9
Чернозем обыкновенный					
Pb	0.53	22	0.37–0.70	0.55 ± 0.05	17.1
Cr	0.16	22	0.09–0.17	0.13 ± 0.01	19.4
Cd	0.03	22	0.03–0.06	0.04 ± 0.01	16.2

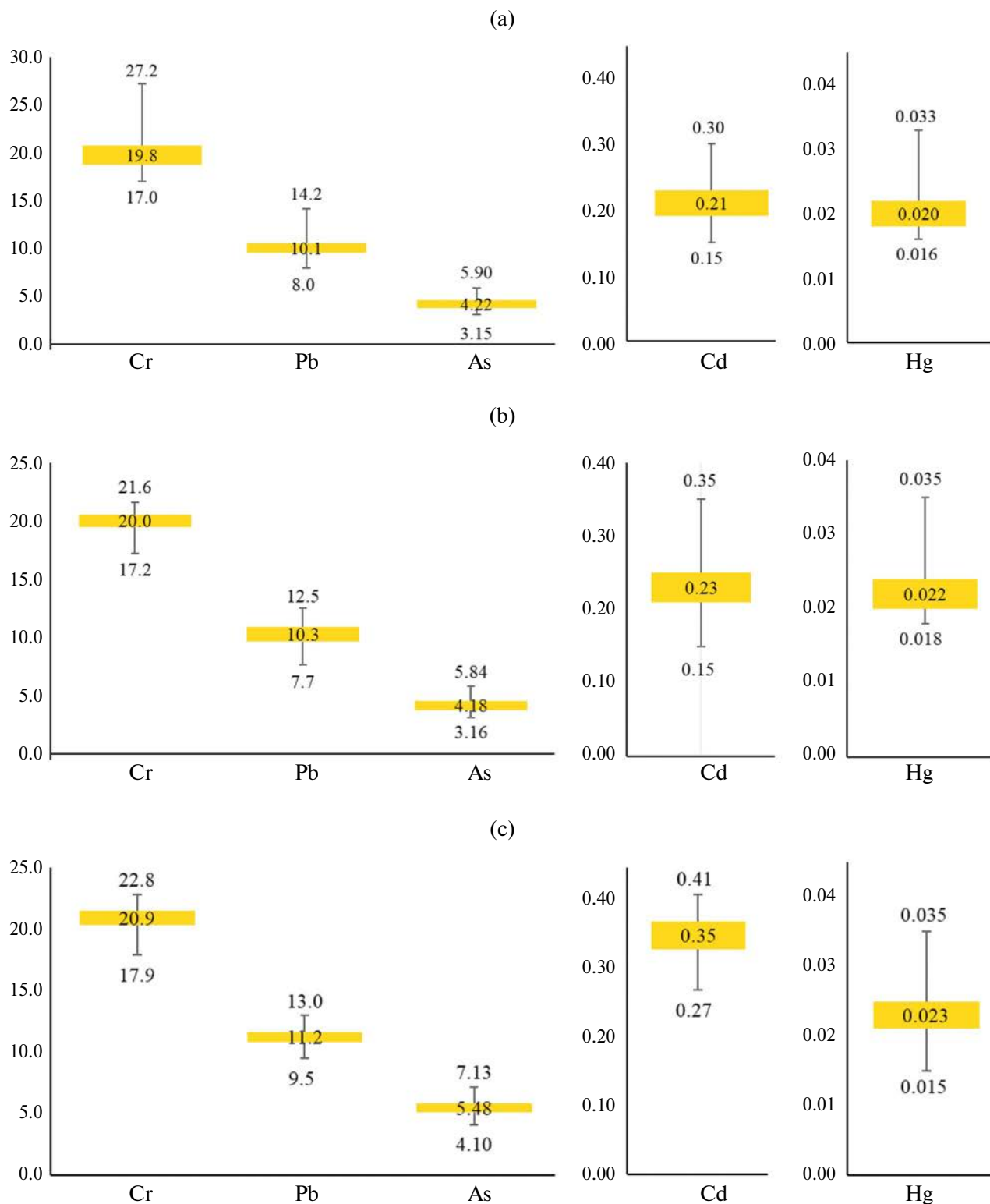


Рис. 1. Содержание кислоторастворимых форм элементов в черноземах выщелоченных (а), типичных (б) и обыкновенных (с), мг/кг

данным параметрам между изучаемыми почвами не выявлено. Однако прослеживалась тенденция более высокого содержания подвижных форм Cd в черноземах выщелоченных, по сравнению с черноземами обыкновенными, что, по-видимому, связано с менее кислой реакцией среды последних. В пахотных почвах в подвижной форме Cr, Pb и Cd находилось 0.62–0.71, 4.23–5.20, 11.4–7.3% от концентрации их кислоторастворимых форм соответственно. Превышений российских нормативов ОДК и ПДК изучаемых элементов в почве не наблюдалось как в данных исследованиях, так и в ходе проведения сплошного эколого-токсикологического обследования, выполненного в более ранний период.

Среднее содержание подвижных форм Cr в черноземах выщелоченных Красноярского края немного выше (0.2 мг/кг), чем в почвах Белгородской области [11]. Среднее содержание подвижных форм Cr, Pb в почвах Саратовской области составляет 0.70, 0.82 мг/кг соответственно [7], что существенно выше, чем в почвах Белгородской области. В пахотных черноземах выщелоченных Липецкой области содержание подвижных форм Cd находится в пределах 0.03–0.08 мг/кг, в черноземах обыкновенных Саратовской области – 0.03–0.07 мг/кг [7, 13], что хорошо согласуется с данными по Белгородской области.

Многочисленные результаты исследований свидетельствуют о загрязнении почв придорожных экосистем Cd в результате изнашивания автомобильных шин и Pb, который попадал в них до 2002 г., когда было разрешено использование этилированного бензина [20, 34]. Существенное превышение фоновых концентраций Pb и Cd наблюдается в почвах придорожных экосистем Белгородской области на расстоянии до 50 м от автодорожного полотна крупных автотрасс. Однако эти участки, как правило, заняты естественной растительностью и отделены от агроценозов защитными лесными полосами [25, 26].

Содержание элементов в удобрениях. Минеральные удобрения с учетом их химического состава и применяемых доз в России не рассматриваются как важный источник загрязнения почв агроэкосистем ТМ [19, 21, 22]. Однако в некоторых зарубежных странах, в частности Австралии и Китае, содержащийся в фосфорных удобрениях Cd является существенным источником загрязнения почв [24]. Среднее содержание Cr, As, Pb, Cd и Hg в наиболее распространенных минеральных удобрениях, используемых в России, составляет: в аммиачной селитре 1.13, 0.34, 0.16, 0.04 и 0.005 мг/кг, в азофоске (16 : 16 : 16) – 1.32, 0.94, 0.24, 0.10 и 0.01 мг/кг соответственно. За 2019–2022 гг. в Белгородской области средняя доза внесения минеральных удобрений составила 114.4 кг действующего вещества/га, при этом азота, фосфора и калия вносилось

соответственно 64.8, 17.3, 17.9% от общего количества. По проведенным расчетам с этой дозой минеральных удобрений будет внесено в почву Cr, As, Pb, Cd и Hg соответственно 0.34, 0.18, 0.06, 0.02 и 0.002 г/га.

Важным источником поступления изучаемых элементов в почвы агроценозов, при высоких дозах внесения, являются органические удобрения [31, 32]. В зависимости от вида животных, рациона кормления, технологии содержания, количества и качества подстилки концентрация и соотношение разных элементов в органических удобрениях сильно варьирует. Существенно влияют на химический состав органических удобрений различные технологические способы их удаления и хранения. Среднее содержание Cr, Pb, As, Cd и Hg в навозе крупного рогатого скота составляет 0.90, 0.78, 0.277, 0.060, 0.0084 мг/кг соответственно (табл. 2).

Средняя доза внесения органических удобрений в Белгородской области составила 9.6 т/га. Поступление Cr, Pb, As, Cd и Hg оценивается в 8.64, 7.49, 2.66, 0.58, 0.08 г/га соответственно. Таким образом, среднее поступление в почвы Cr, Pb, As, Cd и Hg с органическими удобрениями выше, чем с минеральными, в 25, 125, 15, 29 и 40 раз соответственно. За счет внесения органических удобрений, без учета выноса элементов с урожаем и потерь в результате эрозии, валовые запасы Cr, Pb, As, Cd и Hg в пахотном слое преобладающих в области черноземов типичных повышаются в среднем за год на 0.014, 0.024, 0.021, 0.084 и 0.12% соответственно.

По различным оценкам, баланс изучаемых элементов в земледелии Белгородской области формируется отрицательным. Вынос элементов с урожаем и потери со смывтой почвой превышают суммарные объемы поступления от различных источников [15, 18].

Содержание элементов в сельскохозяйственных культурах. Специфичность химического состава растений во многом определяется агроэкологическими особенностями почв в тех ареалах, где

Таблица 2. Содержание элементов в навозе крупного рогатого скота (25% сухого вещества), мг/кг

Элемент	Вариационно-статистические показатели			
	<i>n</i>	lim	$\bar{x} \pm t_{0.5} s \bar{x}$	<i>V</i> , %
Cr	20	0.56–1.25	0.90 ± 0.14	28.1
Pb	26	0.45–1.27	0.78 ± 0.09	29.3
As	22	0.111–0.394	0.277 ± 0.036	29.5
Cd	28	0.04–0.09	0.060 ± 0.006	27.1
Hg	26	0.0044–0.0125	0.0084 ± 0.0010	29.8

формировался данный вид. Поэтому, содержание и соотношение тяжелых металлов в разных видах растений, вероятно, закрепилось в процессе эволюции и хранит признаки химического состава среды их происхождения [27].

Свинец является облигатным элементом для всех сельскохозяйственных культур, вместе с тем его функциональная роль в метаболизме изучена крайне недостаточно. Концентрация Pb в растениях в пределах 0.5–10 мг/кг считается нормальной (не приводящей к физиологическим нарушениям), а при его содержании в пределах 30–300 мг/кг у них могут наблюдаться различные токсические симптомы [24]. В репродуктивных органах растений, как правило, наблюдается наименьшее содержание Pb, что объясняется функционированием защитных механизмов, препятствующих поступлению в них этого токсиканта.

Обобщение данных, полученных в разных странах мира, показывает, что в зерне злаковых культур среднее содержание Pb составляет 0.47 мг/кг [24]. В Центрально-Черноземном экономическом районе России содержание Pb в зерне ячменя находится в пределах 0.22–0.37, озимой пшеницы – 0.26–0.41 мг/кг [15].

По полученным данным среднее содержание Pb в зерне озимой пшеницы составляло 0.34 мг/кг, что существенно не отличалось от концентрации элемента в зерне кукурузы (0.31 мг/кг). В семенах подсолнечника содержание этого металла (0.36 мг/кг) было сопоставимо с концентрацией в зерновых культурах. Наименьшее содержание Pb было установлено в зерне сои (0.18 мг/кг). Побочная продукция озимой пшеницы содержала Pb в 1.44, кукурузы – в 1.77, сои – в 1.22, подсолнечника – в 1.61 раза выше, чем основная (табл. 3).

В изучаемой продукции растениеводства содержание Pb было ниже уровня ПДК, который для зерна, используемого на пищевые цели, составляет 0.5 мг/кг, а для семян подсолнечника – 1.0 мг/кг [17].

Кадмий в растениях накапливается преимущественно в корнях, существенно меньше его в надземных и особенно – генеративных органах. Роль Cd в физиологических процессах до сих пор изучена недостаточно. В основном большинство работ посвящено изучению негативного влияния высокого содержания этого элемента на урожайность сельскохозяйственных культур [1, 7].

На территории Средней Сибири содержание Cd в зерне яровой пшеницы находится в пределах 0.020–0.023, сене многолетних бобовых трав – 0.028–0.110 мг/кг [12]. Обобщение данных из разных стран мира позволяет констатировать, что содержание Cd в зерне пшеницы находится в интервале 0.02–0.07 мг/кг, а средняя

концентрация элемента в семенах подсолнечника составляет 0.14 мг/кг [24].

Результаты исследований свидетельствуют, что наибольшим средним содержанием Cd (0.090 мг/кг) характеризуются семена подсолнечника. В основной продукции озимой пшеницы и кукурузы существенных различий по содержанию Cd не выявлено. Зерно этих культур в среднем содержало данного элемента 0.045–0.048 мг/кг, что почти в 2 раза меньше, чем семена подсолнечника. Содержание Cd в зерне сои в среднем составляло 0.072 мг/кг, что в 1.25 раза меньше, чем в семенах подсолнечника, но в 1.50–1.67 раза больше, чем в основной продукции зерновых культур.

В побочной продукции озимой пшеницы, кукурузы и сои содержание этого тяжелого металла было больше, чем в основной, в 1.25, 1.29 и 1.15 раза соответственно. В семенах подсолнечника концентрация Cd в 1.29 раза превышала его содержание в побочной продукции, что, вероятно, обусловлено биологическими особенностями данной культуры.

ПДК этого тяжелого металла для продовольственного зерна установлена на уровне 0.1 мг/кг, а для семян подсолнечника, применяемых на пищевые цели – 0.2 мг/кг [17]. Превышения данных нормативов в настоящей работе установлено не было.

Мышьяк в наибольшей степени накапливается в соломе и стеблях, а не в зерне или семенах сельскохозяйственных растений. По обобщенным данным, содержание этого металлоида в побочной продукции кукурузы выше, чем в основной, в 1.3, сои – 1.4 раза [12, 33]. Среднее содержание As в растениеводческой продукции, произведенной на территории России, варьирует от 0.020 до 0.046 мг/кг [12].

Установлено, что среднее содержание As в зерне озимой пшеницы составляло 0.023, семенах подсолнечника – 0.021 мг/кг. Существенных различий по данному показателю между этими культурами не установлено. В зерне кукурузы и сои содержание As было существенно меньше, чем у отмеченных выше культур, и в среднем составляло 0.019 мг/кг. Содержание этого элемента в побочной продукции озимой пшеницы, кукурузы, сои и подсолнечника было больше, чем в основной, в 1.26, 1.37, 1.19 раза соответственно.

Для зерна пшеницы, ячменя и кукурузы, используемых на пищевые цели, ПДК As установлена на уровне 0.2 мг/кг, а для семян подсолнечника, зерна сои – 0.3 мг/кг [17]. В настоящем исследовании превышения ПДК As не наблюдалось.

Ртуть в сельскохозяйственных культурах в меньшей степени накапливается в генеративных органах растений. Например, ее содержание в побочной продукции кукурузы и сои выше, чем в основной, в 2.9 раза [12, 33]. В агроценозах Средней Сибири содержание Hg в зерне пшеницы в

Таблица 3. Вариационно-статистические показатели содержания элементов в сельскохозяйственных культурах, мг/кг абсолютно сухого вещества

Элемент	Вариационно-статистический показатель	Озимая пшеница		Кукуруза		Соя		Подсолнечник	
		зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	семена	стебли
Pb	n	66		73		20		27	
	$\bar{x} \pm t_{05}\bar{s}\bar{x}$	0.34 ± 0.02	0.49 ± 0.04	0.31 ± 0.02	0.55 ± 0.05	0.18 ± 0.01	0.22 ± 0.02	0.36 ± 0.03	0.58 ± 0.05
	lim	0.19–0.59	0.27–0.77	0.18–0.46	0.34–0.89	0.15–0.24	0.18–0.29	0.21–0.46	0.35–0.95
	$V, \%$	26.3	25.4	21.1	24.1	14.7	16.5	21.6	25.2
Cd	n	69		73		42		25	
	$\bar{x} \pm t_{05}\bar{s}\bar{x}$	0.048 ± 0.003	0.060 ± 0.004	0.045 ± 0.003	0.058 ± 0.004	0.072 ± 0.005	0.083 ± 0.005	0.090 ± 0.009	0.070 ± 0.003
	lim	0.025–0.079	0.022–0.095	0.022–0.062	0.049–0.088	0.017–0.097	0.033–0.106	0.073–0.162	0.060–0.079
	$V, \%$	29.0	29.3	26.1	16.3	25.7	19.8	21.4	8.4
As	n	70		23		42		22	
	$\bar{x} \pm t_{05}\bar{s}\bar{x}$	0.023 ± 0.002	0.029 ± 0.002	0.019 ± 0.001	0.024 ± 0.001	0.019 ± 0.001	0.026 ± 0.001	0.021 ± 0.001	0.025 ± 0.001
	lim	0.011–0.048	0.019–0.060	0.016–0.024	0.021–0.027	0.012–0.033	0.021–0.034	0.018–0.024	0.023–0.028
	$V, \%$	29.3	29.7	11.7	7.0	22.8	9.1	9.5	6.9
Hg	n	41		22		21		23	
	$\bar{x} \pm t_{05}\bar{s}\bar{x}$	0.008 ± 0.001	0.011 ± 0.001	0.004 ± 0.001	0.010 ± 0.001	0.003 ± 0.0004	0.009 ± 0.001	0.004 ± 0.0003	0.010 ± 0.001
	lim	0.004–0.010	0.007–0.018	0.002–0.005	0.009–0.012	0.001–0.005	0.008–0.011	0.002–0.005	0.008–0.012
	$V, \%$	24.9	23.5	29.9	11.0	26.5	11.5	19.7	14.1
Cr	n	20		20		22		22	
	$\bar{x} \pm t_{05}\bar{s}\bar{x}$	0.41 ± 0.02	0.51 ± 0.02	0.22 ± 0.01	0.36 ± 0.02	0.41 ± 0.01	0.39 ± 0.03	0.45 ± 0.02	0.42 ± 0.02
	lim	0.33–0.46	0.45–0.59	0.17–0.29	0.23–0.50	0.37–0.45	0.31–0.43	0.39–0.51	0.34–0.50
	$V, \%$	8.3	9.1	11.9	14.8	5.6	14.9	8.5	9.1

среднем составляет 0.0016, ячменя — 0.002, сене многолетних трав — 0.004 мг/кг [12]. Среднее содержание Hg в растениеводческой продукции в разных федеральных округах России варьирует от 0.0005 до 0.010 мг/кг [12].

Наибольшее среднее содержание этого металла установлено в зерне озимой пшеницы (0.008 мг/кг). Существенно ниже содержание Hg в семенах подсолнечника (0.004 мг/кг), зерне кукурузы (0.004 мг/кг) и сои (0.003 мг/кг). Содержание этого ТМ в побочной продукции было выше, чем в основной, у озимой пшеницы в 1.38, кукурузы — 2.5, сои — 3.0, подсолнечника — 2.5 раза.

Для предназначенных на пищевые цели зерна пшеницы, ячменя и кукурузы ПДК Hg установлена на уровне 0.03, семян подсолнечника и зерна сои — 0.05 мг/кг [17]. Фактически установленное содержание Hg в исследуемых культурах было существенно ниже ПДК.

Хром по сравнению с другими изучаемыми ТМ является менее токсичным элементом [18, 19]. По обобщенным данным, его концентрация, не приводящая к нарушению физиологических процессов в растениях, находится на уровне 0.1–0.5 мг/кг, а токсичная — 5–30 мг/кг [22, 24]. В Красноярском крае содержание Cr в зерне яровой пшеницы находится в пределах 0.10–0.20, ячменя — 0.18–0.22 мг/кг [12].

Наибольшее содержание Cr было установлено в семенах подсолнечника (0.45 мг/кг). Существенно ниже было содержание этого элемента в зерне озимой пшеницы и сои (0.41 мг/кг). Концентрация Cr в зерне кукурузы (0.22 мг/кг) была более чем в два раза ниже, чем в семенах подсолнечника. В побочной продукции озимой пшеницы и кукурузы содержание Cr было выше, чем в основной в 1.24 и 1.64 раза соответственно. Содержание этого ТМ в основной и побочной продукции сои и подсолнечника существенно не различалось.

В России концентрация Cr нормируется только в продукции, предназначенной для кормовых целей. МДУ этого элемента для фуражного зерна установлен на уровне 0.5 мг/кг [2]. Превышения МДУ установлено не было.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Установлено, что в пахотных черноземах обыкновенных содержание кислоторастворимых форм As и Cd было существенно выше, чем в черноземах выщелоченных и типичных. В то же время по содержанию Cr, Pb и Hg значимых различий установлено не было, однако наблюдалась тенденция их более высокой концентрации в черноземах обыкновенных, по сравнению с черноземами выщелоченными и типичными, что обусловлено более легким гранулометрическим составом последних.

По содержанию подвижных форм Pb, Cr и Cd в изучаемых почвах существенных различий не установлено, тем не менее прослеживалась тенденция более высокого содержания подвижных форм Cd в черноземах выщелоченных, по сравнению с черноземами обыкновенными, что связано с более щелочной реакцией среды последних. Превышения нормативов ОДК и ПДК изучаемых элементов в почвах не наблюдалось.

Основным источником поступления изучаемых элементов в пахотные почвы Белгородской области являются органические удобрения. Среднее поступление с ними Cr, Pb, As, Cd и Hg выше, чем с минеральными в 25, 125, 15, 29 и 40 раз соответственно.

В семенах подсолнечника было зафиксировано наибольшее содержание Cd, Pb и Cr 0.09, 0.36 и 0.45 мг/кг, а в зерне озимой пшеницы — Hg и As — 0.008 и 0.023 мг/кг соответственно. В зерне сои установлено наименьшее среднее содержание Pb, Hg и As — 0.18, 0.003 и 0.019 мг/кг, а в зерне кукурузы — Cr, Cd и As — 0.22, 0.045 и 0.019 мг/кг соответственно. В побочной продукции по сравнению с основной, содержание элементов было, как правило, выше. Однако в семенах подсолнечника содержание Cd было в 1.29 раза больше, чем в стеблях. Кроме того, у растений подсолнечника и сои содержание Cr в основной и побочной продукции существенно не различалось. В зерне озимой пшеницы, кукурузы, сои и семенах подсолнечника содержание ТМ не превышало значений ПДК, установленных для продукции, предназначенной на пищевые цели, а концентрация Cr не превышала МДУ, установленный для кормов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены за счет федеральных средств в рамках государственного задания на проведение агроэкологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб.: Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с. EDN: QBSZFJ.

2. ВМДУ-87. Временный максимально допустимый уровень содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках. М., 1987.
3. *Виноградов А.П.* Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
4. ГОСТ Р 70281-2022. Охрана окружающей среды. Почвы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения.
5. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. Новосибирск: Изд-во Сибирского отд. РАН, 2012. 218 с.
6. *Костин И.Г.* Использование геоинформационных систем для анализа экологического состояния агроландшафтов // Московский экономический журнал. 2023. Т. 8. № 2. https://doi.org/10.55186/2413046X_2023_8_2_54
7. *Медведев И.Ф., Деревягин С.С.* Тяжелые металлы в экосистемах. Саратов: Ракурс, 2017. 178 с.
8. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения. М.: МСХ, 2003. 195 с.
9. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: Типография Московской с.-х. академии им. К.А. Тимирязева, 1992. 61 с.
10. *Побилат А.Е., Волошин Е.И.* Экологическая оценка содержания ртути в агроценозах Средней Сибири // Микроэлементы в медицине. 2019. Т. 20. № 4. С. 57–62. EDN: OVWGTT. <https://doi.org/10.19112/2413-6174-2019-20-4-57-62>
11. *Побилат А.Е., Волошин Е.И.* Мониторинг хрома в почвах и растениях Красноярского края. Вопросы биологической, медицинской и фармацевтической химии. 2019. Т. 22. № 2. С. 49–54. <https://doi.org/10.29296/25877313-2019-02-08>
12. *Побилат А.Е., Волошин Е.И.* Микроэлементы в сельскохозяйственных растениях // Микроэлементы в медицине. 2021. Т. 22. № 3. С. 3–14. EDN: LVNNUV.
13. Почвы Липецкой области. Липецк: Позитив Л, 2018. 209 с.
14. СанПиН 1.2.3685-21. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Утверждены Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 28.01.2021. № 2.
15. *Селюкова С.В.* Экологическая оценка содержания свинца, кадмия, ртути и мышьяка в агроэкосистемах юго-западной части Центрально-Черноземного района России. Автореф. ... канд. дис. М., 2019. 25 с.
16. *Соловichenko В. Д.* Плодородие и рациональное использование почв Белгородской области. Белгород: Отчий дом, 2005. 292 с.
17. ТРТС015/2011 Технический регламент Таможенного союза “О безопасности зерна” (с изменениями на 15 сентября 2017 года). Технический регламент Таможенного союза от 09.12.2011 N015/2011. docs.cntd.ru>document/902320395
18. *Хижняк Р.М.* Экологическая оценка содержания микроэлементов (Zn, Cu, Co, Mo, Cr, Ni) в агроэкосистемах лесостепной зоны юго-западной части ЦЧО. Автореф. ... канд. дис. М., 2016. 24 с.
19. *Шеуджен А.Х.* Агробиогеохимия чернозема. Майкоп: Полиграф-ЮГ, 2018. 308 с.
20. *Чеснокова С.М., Савельев О.В.* Эколого-геохимическая оценка загрязнения тяжелыми металлами и мышьяком почв городов Владимирской области с различной спецификой промышленного производства // Экологическая безопасность строительства и городского хозяйства. 2019. № 1. С. 43–48.
21. *Черных Н.А., Сидоренко С.Н.* Экологический мониторинг токсикантов в биосфере. М.: Изд-во РУДН, 2003. 403 с.
22. *Черных Н. А., Овчаренко М.М.* Тяжелые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. М.: Агроконсалт, 2003. 200 с.
23. *Chen Sh., Wang M., Li Sh., Zhao Zh., E W.* Overview on current criteria for heavy metals and its hint for the revision of soil environmental quality standards in China // J. Integrative Agriculture. 2018. V. 17. № 4. P. 765–774. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(17\)61892-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61892-6)
24. *Kabata-Pendias A.* Trace Elements in Soils and Plants. 2011. 505 p.
25. *Lukin S.V.* Monitoring of the Lead Content in Agroecosystems of the Central Black Earth Region of Russia // Doklady Earth Sciences. 2023. V. 510(2). P. 247–250. <https://doi.org/10.1134/S1028334X23600469>
26. *Lukin S.V.* Monitoring of the Cadmium Content in Agroecosystems in the Central Black Earth Region of Russia // Doklady Earth Sciences. 2023. V. 511(2). P. 274–279. <https://doi.org/10.1134/S1028334X23600822>
27. *Lukin S.V., Selyukova S.V.* Ecological Assessment of the Content of Cadmium in Soils and Crops in Southwestern Regions of the Central Chernozemic Zone, Russia // Eurasian Soil Science. 2018. V. 51(12). P. 1547–1553. <https://doi.org/10.1134/S1064229318120074>
28. *Malysheva E. S., Malyshev A. V., Kostin I. G.* Complex Analysis of Data from Agrochemical and Soil-Erosion Monitoring Using Geoinformation Systems // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Ussurijsk, 2021. P. 032070. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/937/3/032070>

29. *Rovira J., Nadal M., Schuhmacher M., Domingo J.L.* Concentrations of trace elements and PCDD/Fs around a municipal solid waste incinerator in Girona (Catalonia, Spain). Human health risks for the population living in the neighborhood // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 630. P. 34–45.
30. *Semenkov I.N., Koroleva T.V.* International environmental legislation on the content of chemical elements in soils: guidelines and schemes // *Eurasian Soil Science.* 2019. V. 52. P. 1289–1297.
<https://doi.org/10.1134/S1064229319100107>
31. *Surinov A.V.* Fertility dynamics of the forest-steppe zone's arable soils in the central chernozem region (on the example of the Prokhorovsky district of the Belgorod region) // *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 2022. P. 012014.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/1043/1/012014>
32. *Surinov A.V.* Agro-ecological assessment of the condition of arable soils of the CCR // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science.* V. 1206. International Scientific and Practical Conference: Food and Environmental Security in Modern Geopolitical Conditions: Problems and Solutions 2023. Kostanay. P. 012011.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/1206/1/012011>
33. *Toth G., Hermann T., Szatmari G., Pasztor L.* Maps of heavy metals in the soils of the European Union priority areas for detailed assessment // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 565. P. 1054–1062.
34. *Vlasov D.V., Kukushkina O.V., Kosheleva N.E., Kasimov N.S.* Levels and factors of the accumulation of metals and metalloids in roadside soils, road dust, and their pm10 fraction in the Western Okrug of Moscow // *Eurasian Soil Science.* 2022. V. 55. P. 556–572.
<https://doi.org/10.1134/S1064229322050118>
35. ЕМИСС. Государственная статистика. www.fedstat.ru/indicators/stat.do

Ecological Assessment of the Content of Heavy Metals and Arsenic in Soils and Agricultural Plants of the Central Black Earth Region

S. V. Lukin^{1, 2, *}

¹*Belgorod Center for Agrochemical Service, Belgorod, 308027 Russia*

²*Belgorod State National Research University, Belgorod, 308015 Russia*

*e-mail: serg.lukin2010@yandex.ru

The purpose of this work was to carry out an environmental assessment of the content of Cr, Pb, Cd, Hg, As in arable soils and agricultural plants of the Central Chernozem economic region of Russia using the example of the Belgorod Region. During the studies, it was found that the average gross content of Cr, Pb, As, Cd, Hg in leached arable chernozem was – 19.8, 10.0, 4.15, 0.22, 0.021, in typical arable chernozems was 20.0, 10.3, 4.18, 0.23, 0.022, in ordinary chernozems – 20.9, 11.2, 5.48, 0.35, 0.023 mg/kg, respectively. The average content of mobile forms of Pb, Cr and Cd in leached arable chernozems was 0.52, 0.14, 0.06, and 0.46, 0.13, 0.05 for the typical arable chernozems, in ordinary chernozem – 0.55, 0.13, 0.04 mg/kg, correspondingly. These elements did not exceed the established UEC and MAC standards in the studied soils. The main source of heavy metals in the arable soils of the Belgorod region is organic fertilizers. The average content of Cr, Pb, As, Cd and Hg in cattle manure is 0.90, 0.78, 0.277, 0.060, 0.0084 mg/kg, respectively. Of the studied crops, sunflower seeds had the highest content of Cd, Pb and Cr, while winter wheat grains had Hg and As. The soy grain has the lowest average content of Pb, Hg and As, and the corn grain has Cr, Cd and As. In the grain of winter wheat, corn, soybeans and sunflower seeds, the content of Pb, Cd, Hg, As did not exceed the maximum permissible concentrations established for products intended for food purposes, and the concentration of Cr did not exceed the maximum permissible level established for feed.

Keywords: monitoring, chernozem, fertilizers, cadmium, lead, chromium, mercury, content of mobile forms of elements

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ И ЛЕКАРСТВЕННЫХ РАСТЕНИЯХ ИМПАКТНОЙ ЗОНЫ НОВОЧЕРКАССКОЙ ГРЭС

© 2024 г. В.А. Чаплыгин^{а, *}, М.В. Бурачевская^а, Т.М. Минкина^а,
С.С. Манджиева^а, Т.И. Сиромля^б, Н.П. Черникова^а, Т.С. Дудникова^а

^аЮжный федеральный университет, ул. Б. Садовая, 105, Ростов-на-Дону, 344006 Россия

^бИнститут почвоведения и агрохимии СО РАН, ул. Советская, 18, Новосибирск, 630099 Россия

*e-mail: chaplygin@sfedu.ru

Поступила в редакцию 11.04.2024 г.

После доработки 13.05.2024 г.

Принята к публикации 14.05.2024 г.

Одним из энергетических предприятий первого класса опасности, работающем преимущественно на угле, выбросы которого оказывают негативное воздействие на окружающую среду Ростовской области, является Новочеркасская ГРЭС. Целью исследования являлся анализ накопления Zn, Pb, Cu, Mn, Ni, Cr и Cd в почвах и различных видах лекарственных растений импактной зоны Новочеркасской ГРЭС. Показано превышение валового содержания Cr, Ni и Cd в почвах по сравнению с фоном и ориентировочно допустимой концентрации до 1.4 раза. При этом, установлено превышение предельно допустимой концентрации подвижных форм Cu в почвах до 4 раз, Zn, Pb, Ni и Cr – до 2 раз. Выявлено, что полынь горькая, цикорий обыкновенный и пижма обыкновенная аккумулируют тяжелые металлы преимущественно в надземной части, тысячелистник щетинистый – в корнях. Выявлено превышение максимально допустимого уровня содержания элементов у тысячелистника до 3.5 раз по Pb, до 5 раз по Cd и до 3 раз по Ni, у полыни по Pb до 5.5 раз и Ni до 2 раз, у цикория по Pb и Cd до 2 и 6 раз, у пижмы по Pb и Cd в 3 раза. Наиболее высокое содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве и их аккумуляция в растениях наблюдается в пределах 3 км в северо-западном направлении от ГРЭС. На основе биогеохимических показателей дана оценка степени техногенной нагрузки на почвы и лекарственные растения импактной зоны.

Ключевые слова: чернозем, потенциально токсичные элементы, загрязнение, лекарственное растительное сырье, экологический мониторинг, биогеохимические показатели

DOI: 10.31857/S0032180X24100116, **EDN:** JXCKAL

ВВЕДЕНИЕ

Стремительное развитие энергетической промышленности неизбежно приводит к загрязнению окружающей среды, главным образом, почв соединениями тяжелых металлов (ТМ) [22, 29]. Накопление поллютантов в почвах территорий, находящихся в непосредственной близости от предприятий топливно-энергетического комплекса, приводит к повышению уровня загрязнения всех сопредельных сред, зачастую превышающего нормативные показатели [30, 33–38, 49, 51, 54–56]. Лекарственные растения, произрастающие в импактных зонах, могут представлять особую опасность для здоровья человека [23, 27]. Степень извлечения ТМ из

лекарственного растительного сырья зависит как от содержания элемента в исходном сырье, так и от выбранного способа экстракции. В настоящее время среди населения стран мира сохраняется интерес к растительным лекарственным средствам. Так, на основе растительного сырья изготовлен каждый третий лекарственный препарат на мировом рынке [20]. В некоторых фармацевтических группах доля фитопрепаратов еще выше, например, около 70% препаратов для лечения сердечно-сосудистых заболеваний изготавливается на основе растений [16].

Помимо почвы, источником поступления ТМ в растения являются и оседающие на листовой

поверхности аэрозольные частицы, становясь источником дополнительного так называемого фоллиарного загрязнения. Накопление ТМ в лекарственных растениях фоллиарным путем, в обход барьеров на границе почва—корневая система и корни—надземная часть, ограничивает возможности использования в медицине данного региона лекарственных растений. Поэтому одной из наиболее актуальных проблем в лекарственном растениеводстве является анализ возможности использования в лечебных целях растений, произрастающих в условиях техногенного прессинга, поскольку основную часть заготовок сырья проводят в населенных и промышленно освоенных регионах [13, 14]. Видовые особенности являются одним из важнейших факторов поступления и накопления элементов [34, 36, 41, 47, 52]. Дикорастущие растения обладают большей устойчивостью к загрязнению ТМ по сравнению с сельскохозяйственными культурами [50]. Это означает, что дикорастущие виды способны аккумулировать в себе большее количество ТМ, не подвергаясь эффекту токсикации и, как следствие, не иметь внешних проявлений опасного уровня содержания поллютантов.

Цель работы — оценка содержания и распределения ТМ в системе почва—дикорастущие лекарственные растения импактной зоны НчГРЭС.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования являлись почвы и лекарственные растения, отобранные в зоне влияния крупнейшего в Ростовской области предприятия топливно-энергетического комплекса — филиала публичного акционерного общества “Вторая генерирующая компания оптового рынка электроэнергии” (ПАО “ОГК-2”) “Новочеркасская” ГРЭС (НчГРЭС), основной базовой электростанции в Ростовской энергосистеме. В качестве топлива используется донецкий уголь марки АШ. На долю этого предприятия приходится 1% всех выбросов поллютантов в атмосферу в РФ, в Ростовской области — >50%, в Новочеркасске — 90% [18, 28]. Отмечается, за последние несколько лет увеличились производственные мощности предприятия [28]. Основными компонентами выбросов НчГРЭС являются зола, сернистый ангидрид, оксиды азота. Выделяются в атмосферу большие объемы сажи (свыше 30 т/год), пятиоксида ванадия (около 8 т/год), оксидов железа (свыше 5 т/год), хромового ангидрида (около 0.1 т/год), диоксида Mn (около 0.15 т/год), оксида Ni (1.5 кг/год), фтористого водорода (7 кг/год) [19, 48]. В твердофазных атмосферных выпадениях территории исследования содержится в 13 раз больше Zn, в 7–8 раз больше Pb и Cu и в 1.5–2 раза больше Ni, Cr и Cd по сравнению с региональным фоном [28].

Полевые исследования. Площадки мониторинга 4, 5, 8, 9, 10, 13, 18, 19 были заложены с учетом розы ветров (рис. 1): на расстоянии 2–20 км в направлении преобладающих ветров (СЗ и СЗЗ) — в зоне вероятного интенсивного техногенного воздействия, а также на расстоянии 1–12 км вокруг электростанции — в зоне вероятного диффузионного массопереноса выбросов (площадки 1–3, 6, 7, 11, 12, 16, 17) и менее вероятного воздействия на почвы и растения со стороны предприятия (площадки 14, 15, 20–25).

В ходе экспедиционных исследований определены наиболее распространенные на исследуемой территории виды лекарственных растений (рис. 1): тысячелистник щетинистый (*Achillea setacea* Waldst & Kit), полынь горькая (*Artemisia absinthium* L.), цикорий обыкновенный (*Cichorium intybus* L.) и пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare* L.). Расположение площадок мониторинга относительно электростанции, а также распространение отдельно взятых растений отображено на рис. 1.

Помимо импактной зоны предприятия, была заложена площадка мониторинга в районе особо охраняемой природной территории (ООПТ) “Персиановская заповедная степь” в Ростовской области. Ввиду отсутствия антропогенной нагрузки на данную территорию она была выбрана в качестве фоновой [21]. Это аргументировано тем, что содержание всех изучаемых ТМ, за исключением Cr, в растениях ООПТ в 3–5 раз ниже максимально допустимого уровня (МДУ), а повышенный фон для Cr обусловлен особенностями химического состава почв Ростовской области [19].

Характеристика почвенного покрова. Почвенный покров исследуемой территории представлен черnozемами обыкновенными карбонатными легкоглинистыми, тяжелосуглинистыми, среднесуглинистыми и легкосуглинистыми разновидностями (Calcic Chernozem (Hyperhumic, Pachic, Loamic)) (площадки 1, 4, 5, 7, 9–16, 18–25, а также фоновым участком), лугово-черноземными тяжелосуглинистыми и легкоглинистыми (Stagnic Fluvisols (Humic, Arenic)) (площадки 3, 6, 8, 17) и аллювиальной супесчаной почвами (Calcaric Fluvisols (Arenic)) (площадка 2) (табл. 1).

Отбор проб почв и растений. Отбор проб почв и растений осуществляли во второй декаде июня в период активной вегетации. Образцы черноземов обыкновенных карбонатных, лугово-черноземной и аллювиальной почв разного гранулометрического состава отбирали с глубины 0–20 см (ГОСТ Р 58595-2019). Почву высушивали до воздушно-сухого состояния и перетирали для последующего анализа. Почвенные образцы анализировали с применением следующих методик: определение органического вещества — по методу Тюрина в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26213-2021); определение

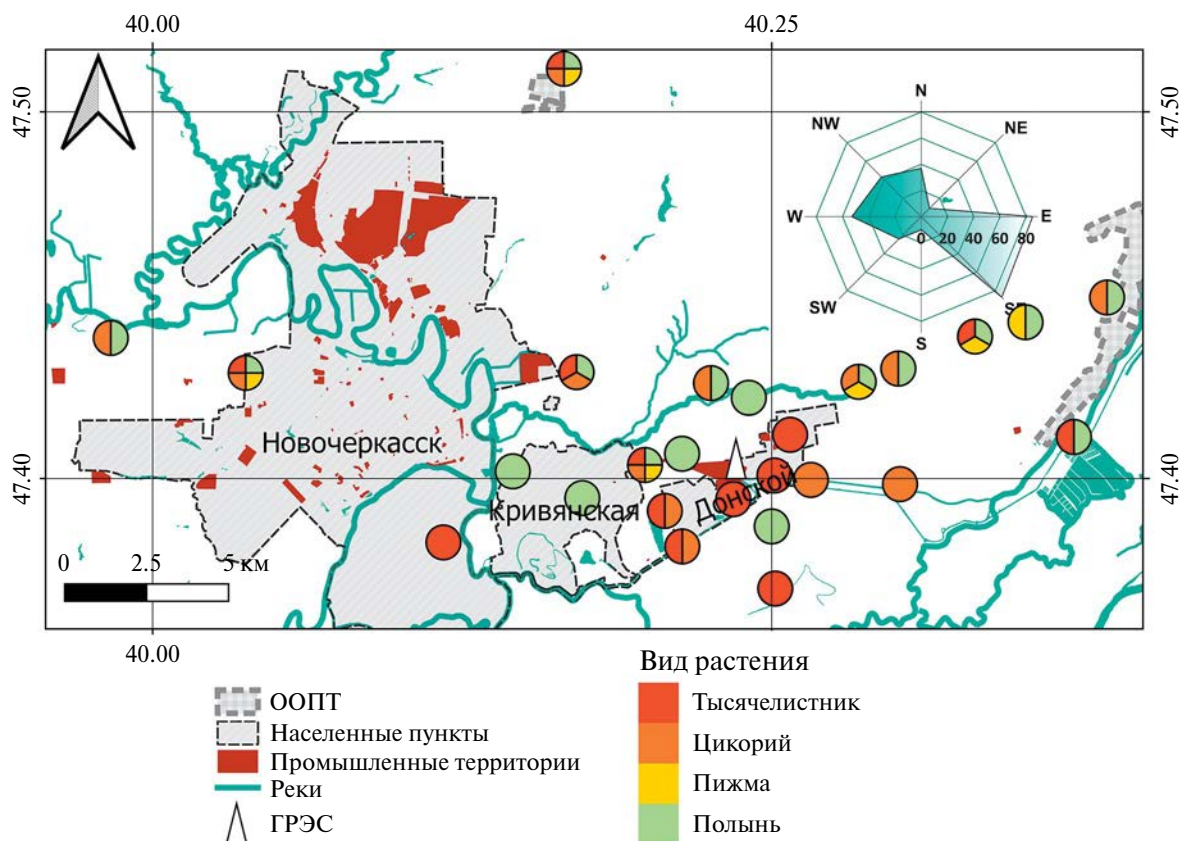


Рис. 1. Картограмма расположения площадок мониторинга вблизи электростанции с указанием видового состава отобранных растений.

фракций физической глины (<0.01 мм) и ила (<0.001 мм) — седиментационным методом с использованием пипетки Качинского с пирофосфатной подготовкой [4]; обменные катионы Ca^{2+} и Mg^{2+} — по методу Шаймухаметова [25]; содержание карбонатов в почве — комплексонометрическим методом по Кудрину [7]; pH водной вытяжки — потенциометрическим методом (ГОСТ 26423-85).

На площадке мониторинга учитывали все растения. Образцы растений отбирали вместе с корневой частью (ГОСТ 27262-87). Растения с развитой корневой системой извлекали из почвы вместе с монолитом почвы, во избежание потери значительной части корневой системы. Из 8–10 точечных проб растений, принадлежащих к одному виду, формировали объединенную пробу весом 1.5 кг. После отбора растения высушивали до воздушно-сухого состояния и измельчали. Корневую часть предварительно очищали от частиц почвы, во избежание попадания их в образец. Распределение и накопление элементов анализировали в корнях, стеблях и соцветиях.

Методы определения тяжелых металлов в почве. Валовое содержание Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd в почвах определяли рентген-флуоресцентным

методом на спектрокане МАКС-GV. Подвижные соединения ТМ переведены в раствор экстракцией 1 н. ацетатно-аммонийным буфером ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) — ААБ, pH 4.8, соотношение почва : раствор 1 : 10, время экстракции 18 ч. Содержание металлов в вытяжках из почв определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на спектрофотометре Квант-2МТ (Россия). Качество выполнения измерений массовой доли металлов контролировали путем оценки погрешности с использованием стандартного образца согласно (ПНД Ф 16.1.42-04, 2010).

Метод определения тяжелых металлов в растениях. Содержания ТМ анализировали в различных органах растений: корни, стебли и соцветия. Пробы частей лекарственных растений готовили методом сухого озоления по ГОСТ 30692-2000. Навески (5 г) в течение 4–5 ч озоляли в муфельной печи при температуре $525 \pm 25^\circ\text{C}$, охлаждали в эксикаторе. Кислотную экстракцию ТМ из золы осуществляли растворением в 20%-ном растворе HCl [17]. Содержание ТМ в экстрактах определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на атомно-абсорбционном спектрометре Квант-2Z

Таблица 1. Статистические параметры свойств различных типов почв импактной зоны электростанции

Параметр	pH	Физическая глина	Ил	Органическое вещество	CaCO ₃	Емкость катионного обмена
		%				смоль(экв)/кг
Чернозем обыкновенный карбонатный (<i>n</i> = 19)						
Среднее	7.5	42.7	19.9	1.9	1.0	32.5
Медиана	7.6	42.1	17.2	2.0	0.7	31.0
Минимум	6.2	26.8	8.2	0.9	0.1	23.0
Максимум	8.0	58.4	31.2	2.6	8.3	45.0
Стандартное отклонение	0.4	10.9	7.3	0.5	1.8	6.1
Коэффициент вариации, %	5.5	25.6	36.9	28.2	176.5	18.8
Лугово-черноземная почва (<i>n</i> = 4)						
Среднее	7.6	60.7	33.6	2.5	0.8	41.8
Медиана	7.7	60.3	33.6	2.5	0.9	43.0
Минимум	7.3	54.1	30.1	1.6	0.5	35.0
Максимум	7.9	68.2	37.0	3.5	0.9	46.0
Стандартное отклонение	0.3	6.7	2.9	0.8	0.2	5.0
Коэффициент вариации, %	3.6	11.0	8.5	30.0	24.4	12.0
Аллювиальная почва (<i>n</i> = 2)						
Среднее	7.3	9.4	2.2	1.3	0.7	18.5

(Россия). Исследования выполняли в трехкратной повторности.

Оценка уровня загрязнения почв и растений. Уровень загрязнения почв ТМ оценивали на основе сопоставления с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) и ориентировочно допустимыми концентрациями (ОДК) по валовому содержанию и подвижным формам металлов (СанПиН 1.2.3685-21).

Уровень загрязнения в ТМ оценивали путем сопоставления содержания ТМ в исследуемой растительности с ПДК для лекарственного растительного сырья [10]. Вследствие того, что ПДК ТМ в лекарственном растительном сырье разработаны только для Pb и Cd, дополнительно для оценки уровня загрязнения растений применяли МДУ химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках [8].

Общую нагрузку на фитомассу лекарственных растений оценивали по индексу суммарной токсической нагрузки (S_n , отн. ед.), рассчитанному по формуле:

$$S_n = 1/n (\sum C_i/C_p),$$

где C_i — концентрации ТМ в исследуемом образце надземной части растений, C_f — содержание соответствующих металлов в растениях фоновой зоны, n — количество элементов, включенных в анализ [1, 2].

Изучение транслокации ТМ в растения. Для характеристики аккумулирующей способности растений и барьерной функции корней использован коэффициент накопления (КН), представленный как отношение содержания металла в корнях растения к содержанию его подвижных форм в почве ($КН = C_{\text{корней}}/C_{\text{почвы}}$). Данный показатель является наиболее объективным для оценки эффективности действия барьера почва—корневая система и отражает корневое поступление ионов металла из почвы в подземные органы [2, 42]. В случае активной работы корневого барьера $КН < 1$, величина $КН \geq 1$ свидетельствует об активном поглощении ионов металлов корнями [44, 46, 53].

Показатель биогеохимической подвижности (B_x) учитывает токсичность ТМ, а также конкретные почвенно-геохимические условия и рассчитывается как отношение концентрации элемента в сухой массе надземной части растения к содержанию его подвижных форм в почве [18].

Величина $B_x > 1$ означает наличие значительной аккумуляции элемента растением из почвы. Для изучения роли фолиарного загрязнения и выявления особенностей распределения элементов по органам растений рассчитывали акропетальный коэффициент (АК1), как отношение содержания ТМ в вегетативных органах к их содержанию в корнях ($AK1 = C_{\text{стеблей}}/C_{\text{корней}}$) и отношение содержания ТМ в генеративных органах к их содержанию в вегетативных органах растений ($AK2 = C_{\text{соцветий}}/C_{\text{стеблей}}$) [3]. Зарубежные авторы называют данный показатель транслокационным коэффициентом [40, 43] или просто соотношением побеги/корень [33, 39].

Статистический анализ и представление результатов. Статистический анализ полученных результатов, включая описательные статистики (среднее, медиана, минимум, максимум, стандартное отклонение, коэффициент вариации), коэффициент корреляции Спирмена (R) и многофакторный дисперсионный анализ с последующим определением достоверности различий с использованием критерия Тьюки для неравных выборок выполнили в программах Microsoft Excel 2019 и Statistica 8. Для проведения многофакторного дисперсионного анализа в качестве факторов использовали вид растения, ТМ и территорию пробоотбора, разделенную на область наибольшего влияния предприятия — направление преобладающего ветра западнее и северо-западнее от электростанции, а также вокруг нее. Картографический материал и визуализацию статистических результатов выполняли в программах QGIS 3.10.9 и Sigmaplot 12.5.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Пространственное распределение ТМ в почвах импактной зоны. В почве фонового участка валовое содержание ТМ убывает в ряду: Mn — 815 мг/кг > Cr — 97 мг/кг > Zn — 69 мг/кг > Cu — 49 мг/кг > Ni — 39 мг/кг > Pb 25 мг/кг > Cd — 0.4 мг/кг. Высокие концентрации Cr в черноземе обыкновенном обусловлены региональными биогеохимическими особенностями микроэлементного состава почв Ростовской области и минералогического состава почвообразующих пород, представленных желто-бурыми лёссовидными суглинками и глинами с высоким содержанием Cr [19]. Валовое содержание и подвижные формы ТМ в почве фонового участка не превышают ОДК и ПДК.

Подвижные формы ТМ в фоновой почве образуют схожий с валовым содержанием элементов ряд: Mn — 22.6 мг/кг > Zn — 2.6 мг/кг > Cr — 1.3 мг/кг > Cu 1.0 мг/кг > Ni — 0.8 мг/кг Pb 0.3 мг/кг, Cd — 0.01 мг/кг. Доля подвижных соединений Pb, Cr, Cu, Ni, Mn, Zn и Cd составляет от 1.2–3.8%. Наименьшая подвижность характерна для Cr, наибольшая — для Cd. Низкое содержание подвижных

соединений металлов в черноземе обыкновенном объясняется присутствием карбонатов, их высокодисперсной мицелярной формой и слабощелочной реакцией среды [31, 32, 33, 45].

Анализ пространственного распределения ТМ в почвах импактной зоны показал, что наибольшее влияние выбросы электростанции оказывают на почвы площадок мониторинга 4–6, расположенных на расстоянии до 3 км в западном и северо-западном направлении (рис. 2). Наблюдается превышение ОДК валового содержания Cr и Ni в 1.1 раз, Cd — в 1.4 раза. Превышение ПДК подвижных форм ТМ в почвах данных площадок составляет: Cu — до 4.4 раз, Zn, Pb, Ni и Cr — до 2 раз и более.

Относительно фонового участка в почвах площадок мониторинга 4–6, расположенных в северном и северо-западном направлении на расстоянии до 5 км от электростанции, наблюдается превышение валового содержания и подвижных форм Cd и Pb в 19–59 и 22–53 раза соответственно. Превышение фонового уровня подвижных форм ТМ отмечается в почвах, расположенных до 10 км от источника в северном и северо-западном направлении, а также до 3 км вокруг предприятия, где содержание Cd и Pb выше в 1.5–5 и 3–6 раз, а также в 1.5–8 и 2–10 раз соответственно.

Помимо влияния аэротехногенных выбросов на подвижность ТМ оказывают влияние свойства почв. В условиях техногенной нагрузки в суглинистых черноземах обыкновенных и глинистых лугово-черноземных почвах содержание подвижных форм Cu, Zn, Ni, Mn, Cd возрастает в 1.3–3.8 раз, для Pb — в 5 раз по сравнению с данным типом почв фоновой площадки, что составляет 2.7–11.5% от валового их содержания. В аллювиальных песчаных почвах с низким содержанием физической глины, органического вещества и ЕКО, количество подвижных форм ТМ большее, чем в черноземе обыкновенном и лугово-черноземной почве (табл. 2).

Закономерности аккумуляции ТМ в растениях. Установлено, что содержание Mn, Zn, Ni, Cu и Cd в лекарственных растениях степной зоны ООПТ «Персиановская заповедная степь» соответствует нормальным концентрациям в растениях [42] и кларкам элементов в растительности суши [12]. Превышение МДУ Cr в 3–28 раз в надземных частях лекарственных растений связано с высоким содержанием Cr в почвах, что является их региональной особенностью [19].

По результатам многофакторного дисперсионного анализа установлено, что видовые особенности растений, химические особенности ТМ и интенсивность техногенной нагрузки оказывают значительное влияние на аккумуляцию элементов в корневой и стеблевой частях растений, а также в соцветиях (табл. S1). В меньшей степени влиянию

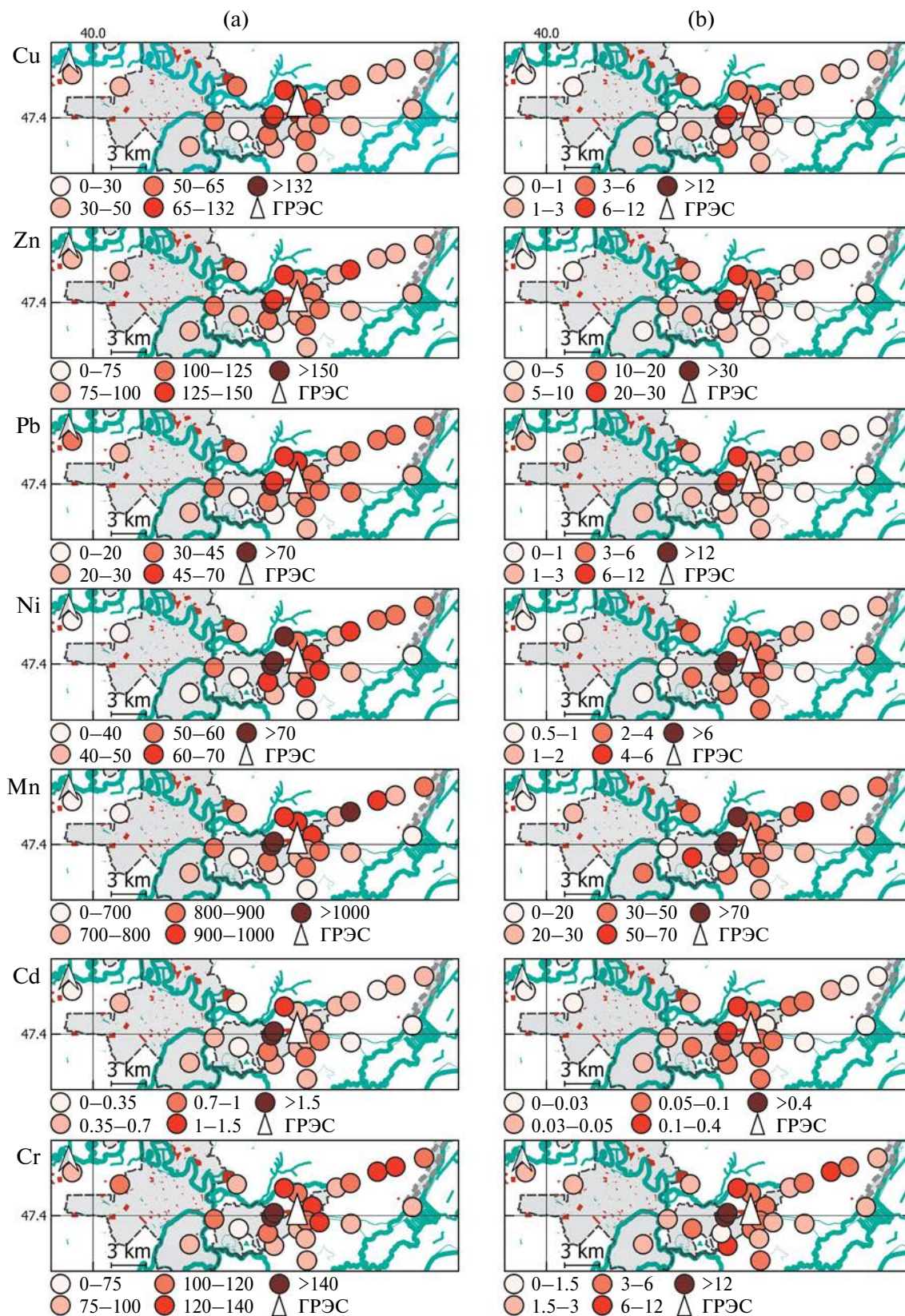
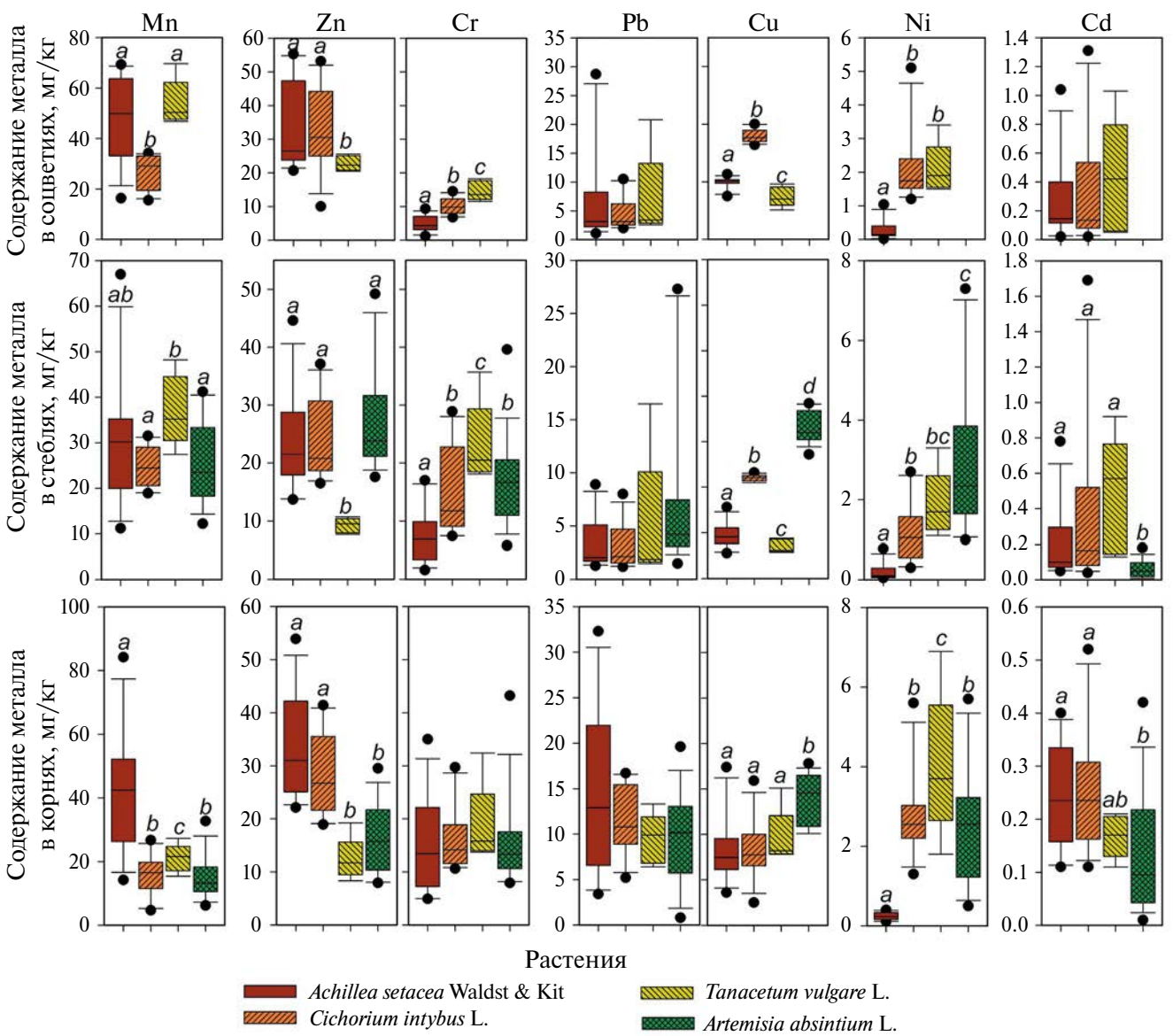


Рис. 2. Пространственное распределение валового содержания (а) и подвижных форм (б) тяжелых металлов в почвах импактной зоны электростанции.

Таблица 2. Доля подвижных форм металлов от их валового содержания в зависимости от типа почвы, %

Почва	Cu	Zn	Pb	Ni	Mn	Cd	Cr
Чернозем обыкновенный карбо- натный (фон)	2.0	3.8	1.2	2.1	2.8	3.7	1.3
Чернозем обыкновенный карбо- натный	4.4	6.3	5.9	4.8	5.0	11.5	3.7
Лугово-черноземная	2.7	8.4	4.5	3.0	4.2	10.9	3.4
Аллювиальная	10.6	11.1	14.2	10.7	9.0	21.6	7.8



данных факторов подвержены генеративные органы растений, что связано с наиболее сильным проявлением барьерных функций при защите генофонда вида. Растения стремятся ограничить аккумуляцию поллютантов в семенах, что делает фактор содержания ТМ в почве минимально значимым. Однако селективное накопление отдельно взятых элементов разными видами растений и фолиарное поступление ТМ из атмосферы в обход барьеров оказывает решающее значение.

У растений, произрастающих в зоне влияния ГРЭС, установлен сходный убывающий ряд по накоплению ТМ в корневой, вегетативной и генеративных частях лекарственных растений: $Mn > Zn > Cr \approx Pb \approx Cu > Ni > Cd$, что в целом совпадает с содержанием ТМ в составе выбросов и их накоплением в почвах (рис. 3). Различия в накоплении металлов в корневой части между разными видами растений, главным образом, выражены в повышенной аккумуляции Mn (до 84 мг/кг), Zn (до 54 мг/кг) и Pb (до 32 мг/кг) у тысячелистника и Ni (до 4 мг/кг), Cd (до 0.5 мг/кг) у цикория. При этом медианное значение накопления Mn в корневой части тысячелистника соответствует 43 мг/кг, Cd и Zn — в тысячелистнике 0.23–0.24 мг/кг и у цикория 27–31 мг/кг, Cu — в полыни — 15 мг/кг, Ni — в цикории, пижме и полыни — 2.6–3.7 мг/кг.

Выявлены видовые особенности растений в накоплении металлов в стеблях и соцветиях. Об этом свидетельствуют результаты парного сравнения Tukey HSD, согласно которым аккумуляция ТМ, особенно Cr , Cu и Ni , значительно различается между всеми исследуемыми растениями. Отличительной особенностью пижмы является низкое накопление в стеблях Zn , а полыни — Cd по сравнению с другими видами.

Установлен высокий уровень аккумуляции ТМ в различных частях растений, отобранных на площадках мониторинга в северо-западном направлении (по линии преобладающего ветра) от предприятия, по сравнению с растениями, произрастающими в других направлениях. На подъем и пути перемещения загрязняющих веществ в результате эмиссии влияют скорость и направление ветра, высота труб предприятия, температура и состав газовой смеси, рельеф местности, характер и видовой состав растительности, почвенный покров [5]. В стеблях растений, произрастающих по линии преобладающего направления ветров, накапливается большее количество Zn , Cr и Pb , медианное содержание которых составляет 31, 17 и 6 мг/кг. В генеративной части также наблюдается большее накопление ТМ в растениях на площадках, наиболее близко расположенных к ГРЭС в северо-западном направлении. При этом медианная концентрация Zn , Cr и Pb составляет 42, 12 и 9 мг/кг соответственно (рис. 4).

Медианное значение содержания Pb в генеративных органах растений превышает ПДК в 1.5 раза. Наблюдается превышение МДУ медианой концентрации Pb и Cd в 1.1–2.1 раза для вегетативных и генеративных органов растений, произрастающих по линии преобладающего ветра. Величина МДУ по медианному содержанию Cr в стеблях и соцветиях превышена в 23–35 раз у растений, отобранных в СЗ и СЗЗ направлении от ГРЭС и в 15–21 раз — у растений, отобранных вокруг предприятия. При этом среди всех рассматриваемых видов наибольшие превышения МДУ по Pb и Cd (до 3.5 и 6 раз соответственно) установлены для тысячелистника и пижмы, по Ni (до 3 раз) для тысячелистника и полыни, а по Cr (до 86 раз) — для полыни. Содержание Pb в надземных органах изучаемых видов растений превысило ПДК для лекарственного сырья в 1.3–4.8 раза для полыни и тысячелистника, для цикория и пижмы отмечается превышение ПДК по Pb в 2 и 3 раза и Cd в 2 и 3.5 раза соответственно. Следует отметить, что для всех растений наблюдается превышение фоновых концентраций ТМ, составляющее для большинства элементов 1.5–4.5 раза, однако для Pb и Cd превышение может достигать 15 и 26 раз соответственно.

В условиях техногенной нагрузки выявлено увеличение аккумуляции ТМ вместе с ростом интенсивности транслокации подвижных форм металлов из почвы в корни и последующим их перемещением к генеративным органам. С использованием коэффициента корреляции Спирмена (R) показано, что содержание ТМ в корнях растений зависит от содержания их подвижных форм в почве, накопление в стеблях — от их содержания в корнях, накопление в соцветиях — от их содержания в стеблях (табл. 3).

Транслокация ТМ в органах растений. По данным многофакторного дисперсионного анализа установлено, что интенсивность миграции ТМ в системе почва—корень—стебель—соцветие существенно зависит от вида растения и типа почвы, а также от вида металла. Установлено, что $КН$, $АК1$ и $АК2$ практически всех ТМ в различных видах лекарственных растений импактной зоны ГРЭС выше единицы, что указывает на активную миграцию поллютантов в системе почва—корень—стебель—соцветие, которая, вероятно, обусловлена высоким содержанием металлов в почве, а также дополнительным фолиарным поступлением ТМ (рис. 5). С другой стороны, уменьшение коэффициентов распределения ТМ в органах растений в ряду $КН > АК1 > АК2$ свидетельствует о наличии биологических барьеров на границе раздела корень—стебель и стебель—соцветие (табл. S2).

Характер распределения элементов в изучаемых растениях подтверждает способность растений к селективному поглощению ТМ из атмосферы в зависимости от их видовых особенностей (характер архитектуры кроны и положения в ней листьев,

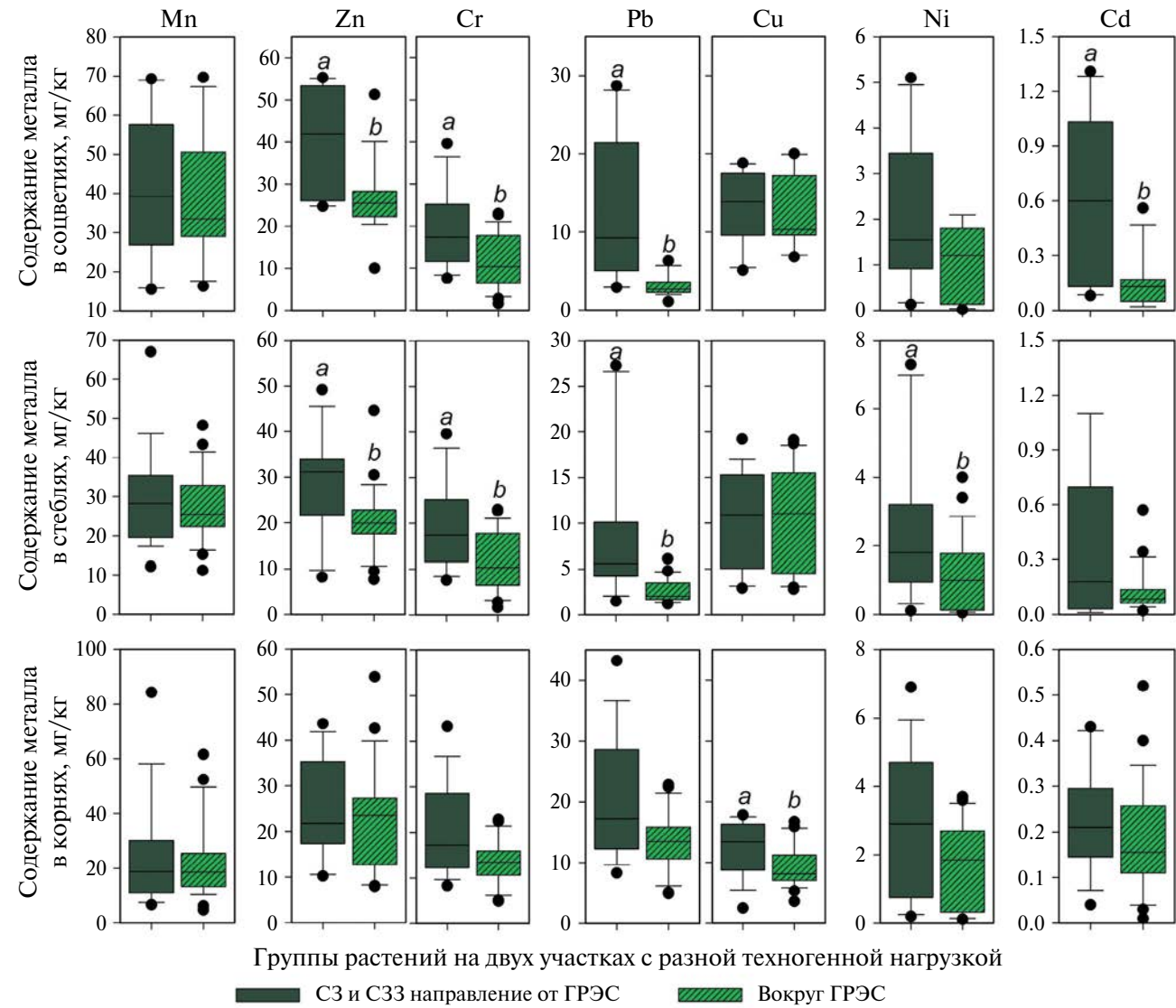


Рис. 4. Содержание тяжелых металлов в корнях, стеблях и соцветиях растений, сгруппированных по произрастанию на двух участках с разной техногенной нагрузкой: возле электростанции, в направлении СЗ и СЗЗ от ГРЭС. Буквы указывают на значимые различия, полученные при помощи Tukey honest significant difference for unequal N при $p < 0.05$.

Таблица 3. Взаимосвязь накопления металлов в корнях от содержания их подвижных форм в почве, накопления металлов в стеблях от их содержания в корнях и накопления металлов в соцветиях от их содержания в стеблях растений, определенное на основании расчета коэффициента корреляции Спирмена (R) при $p < 0.05$

Часть растения	R						
	Mn	Zn	Ni	Pb	Cu	Cd	Cr
Почва							
Корни	0.10	0.41	0.03	0.18	0.43	0.33	0.26
Корни							
Стебли	0.35	0.27	0.72	0.42	0.49	0.38	0.60
Стебли							
Соцветия	0.82	0.75	0.89	0.86	0.82	0.67	0.89

Примечание. Жирным отмечены значимые корреляции при $p < 0.05$.

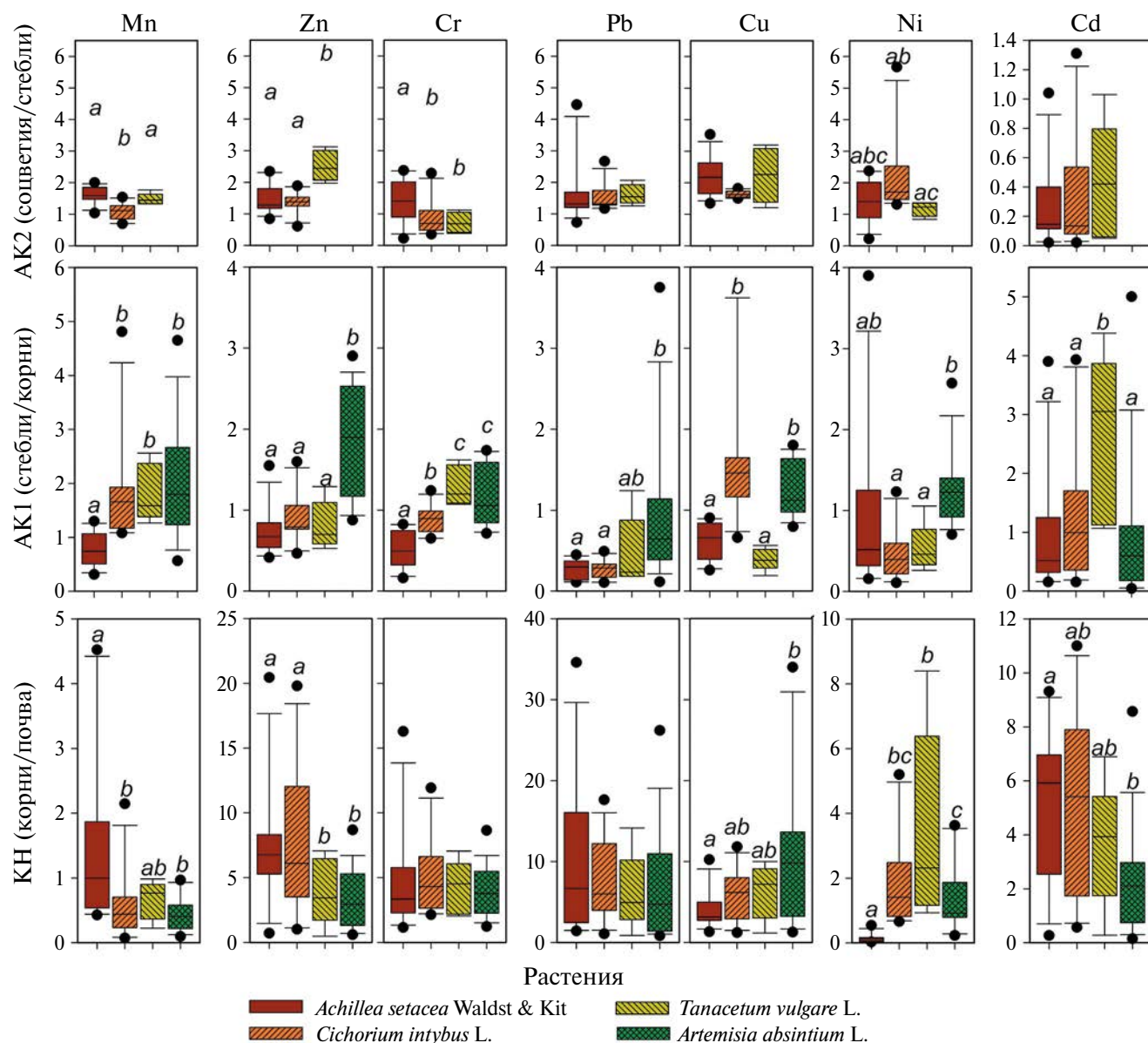


Рис. 5. Коэффициенты перераспределения тяжелых металлов в системе почва–корень (КН), корень–стебель (AK1) и стебель–соцветие (AK2). Буквы указывают на значимые различия, полученные при помощи Tukey honest significant difference for unequal N при $p < 0.05$.

размер, опушенность и форма листовых пластинок, степень покрытия листьев воском), так и от степени загрязнения и условий окружающей среды [6, 9, 24, 26]. Способность корней поглощать из почвы ТМ зависит как от морфолого-биологических особенностей растения, так и от металла и типа почвы [11, 15]. В проведенных исследованиях отмечено, что основными морфологическими факторами накопления ТМ являются суммарная площадь листовых пластин и опушенность растения. Так, одни из самых высоких концентраций элементов в надземной части отмечаются в полыни горькой, являющейся самым крупным из

изучаемых видов и обладающим наибольшей площадью поверхности листьев. В то же время другим видом, активно накапливающим поллютанты был тысячелистник щетинистый, имеющий наименьшие размеры по сравнению с другими видами, но вместе с тем самую высокую степень опушенности листьев и стебля, способствующую захвату частиц ТМ из воздуха.

Величины показателей B_x и КН увеличивались при отдалении от источника выбросов НЧГРЭС, что связано со снижением суммарной токсической нагрузки наряду с преимущественным поглощением растениями ТМ из почвы. Растения,

произрастающие на близлежащих к НЧГРЭС площадках мониторинга, имеют величины индекса суммарной токсической нагрузки (S_n) в 2–3 раза выше, чем на отдаленных площадках (табл. S3). Исследуемые ТМ на наиболее загрязненных площадках 4, 5, 6 и 13 НЧГРЭС относятся к группе биологического захвата, при этом Mn и Ni являются элементами слабого захвата, а Zn, Cd, Pb, Cu и Cr — элементами среднего захвата. В зависимости от Вх, сильнее всего лекарственные растения поглощают Zn и Cu, а менее — Mn.

В условиях загрязнения выявлены изменения в характере распределения некоторых ТМ в лекарственных растениях, произрастающих на территории импактной зоны НЧГРЭС по сравнению с фоновыми территориями. На наиболее загрязненных участках у всех растений по отношению к Ni, Pb, Zn и Cu сильно выражен барьер на границе корень—стебель. По мере удаления от источника загрязнения по линии генерального направления у всех видов АК1 уменьшается, что говорит о поступлении ТМ фолиарным путем.

Выявлены видовые особенности транслокации ТМ в растениях. По величине КН наиболее интенсивно из почвы в корень происходит миграция Mn (КН до 4.5) у тысячелистника, Zn (КН до 21) — у тысячелистника и цикория, Cu (КН до 34) — у полыни в сравнении с другими рассматриваемыми видами.

На основании результатов расчета АК1 показано, что из корня в стебель интенсивность миграции Zn значительно выше у полыни (АК1 до 1.9), Cr — у пижмы и полыни (АК1 до 1.2), Cu — у цикория и полыни (АК1 до 1.5), Ni — у полыни (АК1 до 1.2) и Cd — у пижмы (АК1 до 1.0) относительно других видов лекарственных растений. При этом наблюдается значительное уменьшение интенсивности миграции Mn (АК1 до 1.3) у тысячелистника по сравнению с цикорием, пижмой и полынью.

Величина АК2 указывает на то, что интенсивность миграции Pb, Cu и Cd находится на одном уровне у рассматриваемых растений различных видов. Наблюдается значительное снижение интенсивности транслокации Mn (АК2 до 2.0) от стебля к соцветию для цикория и увеличение интенсивности миграции Zn в пижме (АК2 до 2.3), Cr в тысячелистнике (АК2 до 1.8) и Ni в цикории (АК2 до 5.7).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Прослеживается значительно более высокая аккумуляция ТМ почвами и растениями в пределах 3 км зоны в северо-западном направлении от источника выбросов, где показатели суммарной токсической нагрузки (S_n) в 2–3 раза выше, чем на других площадках. Наблюдается превышение

ОДК валового содержания Cr и Ni в 1.1 раза, Cd — в 1.4 раза в почвах импактной зоны. Относительно фонового участка на расстоянии до 5 км от электростанции фиксируется превышение валового содержания и подвижных форм Cd и Pb в 19–59 раз. Превышение от 2 до 10 раз фонового уровня подвижных форм ТМ отмечается в почвах, расположенных до 15 км в северном и северо-западном направлении, а также до 3 км вокруг предприятия. Выявлена тесная взаимосвязь между содержанием ТМ в растениях и их подвижных форм в почвах импактной и фоновой территорий на основании коэффициента корреляции Спирмена ($R = 0.4–0.9$).

Установлено загрязнение лекарственных растений тысячелистника щетинистого (*Achillea setacea* Waldst & Kit), полыни горькой (*Artemisia absinthium* L.), цикория обыкновенного (*Cichorium intybus* L.) и пижмы обыкновенной (*Tanacetum vulgare* L.) на территории импактной зоны НЧГРЭС такими ТМ как Pb, Cd, Ni и Cr. Наиболее высокое содержание ТМ, превышающее МДУ по Pb и Cd, установлено для тысячелистника и пижмы, по Ni для тысячелистника и полыни, а по Cr — для полыни. Содержание Pb в надземных органах изучаемых видов растений превысило ПДК для лекарственного сырья в 5 раз для полыни и тысячелистника, для цикория и пижмы отмечается превышение ПДК по Pb в 2 и 3 раза и Cd в 2 и 4 раза соответственно. Такие виды, как полынь горькая, цикорий обыкновенный и пижма обыкновенная аккумулируют металлы преимущественно в надземной части, тысячелистник щетинистый — в корнях. Наибольшее накопление Pb, Zn, Cr и Cu в надземной части отмечается в растениях полыни горькой, Mn, Ni — в тысячелистнике щетинистом, Cd — в цикории обыкновенном. С применением таких показателей как коэффициент накопления (КН) и акропетальный коэффициент (АК1 и АК2) выявлено наличие слабой миграции ТМ из почвы в различные органы растений, вызванной невысоким уровнем загрязнения. Однако наличие загрязнения надземных органов лекарственных растений ТМ при низких значениях КН элементов из почвы указывает на вклад фолиарного поступления поллютантов как дополнительного фактора техногенной нагрузки.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда (проект № 22-77-10097) в Южном федеральном университете.

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНАЯ ИНФОРМАЦИЯ

Онлайн-версия содержит дополнительные материалы, доступные по адресу
<https://doi.org/10.31857/S0032180X24100116>

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Безель В.С., Жуйкова Т.В.* Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов надземной фитомассой травянистой растительности // *Экология*. 2007. № 4. С. 259–267.
2. *Безель В.С., Жуйкова Т.В., Позолотина В.Н.* Структура ценопопуляций одуванчика и особенности накопления тяжелых металлов // *Российский экологический журнал*. 1998. 29 (5). С. 331–337.
3. *Брукс Р.Р.* Биологические методы поисков полезных ископаемых. М., 1986. 312 с.
4. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
5. *Важенин И.Г.* Методические рекомендации по обследованию и картографированию почвенного покрова по уровню загрязненности промышленными выбросами. М.: Почв. ин-т им В.В. Докучаева, 1987. 25 с.
6. *Ветчинникова Л.В., Кузнецова Т.Ю., Титов А.Ф.* Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях севера // *Тр. Карельского НЦ РАН*. 2013. № 3. С. 68–73.
7. *Воробьева Л.А.* Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
8. Временные максимально допустимые уровни (МДУ) некоторых химических элементов госпила в кормах сельскохозяйственных животных. Утвержден Главным Управлением ветеринарии министерства сельского хозяйства РФ, 1991.
9. *Галина А.Т.* Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды (обзор литературы) // *Астраханский вестник экологического образования*. 2013. № 1. С. 182–192.
10. Государственная фармакопея Российской Федерации. М.: ФЭМБ, 2018. Т. IV. 719 с.
11. *Григорьева Л.М., Гареева А.М., Ваганов М.Д.* Изучение загрязнения лекарственных растений тяжелыми металлами в Тюменской области // *Международный научно-исследовательский журнал*. 2021. № 8(110). С. 147–152.
<https://doi.org/10.23670/IRJ.2021.110.8.024>
12. *Добровольский В.В.* Основы биогеохимии. М.: Академия, 2003. 400 с.
13. *Дьякова Н.А.* Экологическая оценка лекарственного растительного сырья Воронежской области на примере цветков пижмы обыкновенной // *Вестник Нижневартского гос. ун-та*. 2020. № 1. С. 19–26.
<https://doi.org/10.36906/2311-4444/20-1/04>
14. *Дьякова Н.А., Мындра А.А., Сливкин А.И.* Безопасность и эффективность лекарственного растительного сырья одуванчика лекарственного, собранного в районах, испытывающих антропогенную нагрузку // *Разработка и регистрация лекарственных средств*. 2018. № 2. С. 120–123.
15. *Елагина Д.С., Архипова Н.С., Воробьев В.Н.* Комплексное исследование металлоустойчивости *Amaranthus retroflexus* L. // *Известия Горского гос. аграрного ун-та*. 2019. Т. 56. № 1. С. 154–162.
16. *Карачевская Е.В.* Развитие лекарственного растениеводства в контексте мировой глобализации // *Проблемы экономики: сборник научных трудов*. 2021. № 1. С. 33–43.
17. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.
18. *Минкина Т.М., Манджиева С.С., Чаплыгин В.А., Мотузова Г.В., Бурачевская М.В., Бауэр Т.В., Сушкова С.Н., Невидомская Д.Г.* Влияние аэротехногенных выбросов на содержание тяжелых металлов в травянистых растениях нижнего Дона // *Почвоведение*. 2017. № 6. С. 759–768.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17060077>
19. *Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Манджиева С.С., Назаренко О.Г., Бурачевская М.Ю., Антоненко Е.М.* Фракционно-групповой состав соединений Mn, Cr, Ni и Cd в почвах техногенных ландшафтов (район Новочеркасской ГРЭС) // *Почвоведение*. 2013. № 4. С. 414–425.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X13040102>
20. *Оленина Н.Г., Михеева Н.С., Крутикова Н.М.* Особенности экспертизы «польза/риск» лекарственных растительных препаратов: анализ регистрационных досье // *Ведомости Научного центра экспертизы средств медицинского применения*. 2018. Т. 8. № 2. С. 84–91.
<https://doi.org/10.30895/1991-2919-2018-8-2-84-91>
21. Памятники природы Ростовской области. Дата обращения: 14 февраля 2017. Архивировано 14 февраля 2017 г. <https://donland.ru/activity/855/>
22. *Пинский Д.Л., Минкина Т.М., Бауэр Т.В., Невидомская Д.Г., Шуваева В.А., Манджиева С.С., Цицуашвили В.С., Бурачевская М.В., Чаплыгин В.А., Барахов А.В., Велигжанин А.А., Светогоров Р.Д., Храмов Е.В., Иовчева А.Д.* Идентификация соединений тяжелых металлов в техногенно

- преобразованных почвах методами последовательного фракционирования, XAFS-спектроскопии и XRD порошковой дифракции // Почвоведение. 2022. № 5. С. 600–614.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X22050070>
23. Сиромля Т.И., Загурская Ю.В., Баяндина И.И. Элементный состав экстрактов из травы *Hypericum perforatum* L., выращенной в регионах с высокой техногенной нагрузкой // Вестник ОГУ. 2015. № 10. С. 77–81.
 24. Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. 77 с.
 25. Шаймухаметов М.Ш. К методике определения поглощенных Са и Mg в черноземных почвах // Почвоведение. 1993. № 12. С. 105–111.
 26. Шергина О.В., Михайлова Т.А. Фитоэкстракция тяжелых металлов травянистыми растениями на техногенных почвах // Химия растительного сырья. 2022. № 4. С. 311–320.
 27. Ших Е.В., Булаев В.М., Демидова О.А. Оценка безопасности лекарственных растений // Безопасность и риск фармакотерапии. 2015. № 2. С. 23–29.
 28. Экологический вестник Дона: о состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2022 г. Ростов-на-Дону, 2023. 373 с.
 29. Adesuyi A.A., Njoku K.L., Akinola M.O. Assessment of heavy metals pollution in soils and vegetation around selected industries in Lagos State, Nigeria // J. Geosci. Environ. Prot. 2015. V. 3(07). P. 11.
 30. Bothe H. Plants in heavy metal soils // Detoxification of heavy metals. Berlin: Springer Publisher, 2011. P. 35–57.
 31. Burachevskaya M., Minkina T., Bauer T., Mandzhieva S., Gulser C., Kizilkaya R., Sushkova S., Rajput V. Assessment of extraction methods for studying the fractional composition of Cu and Zn in uncontaminated and contaminated soils // Eurasian J. Soil Sci. 2020. V. 9(3). P. 231–241.
<https://doi.org/10.18393/ejss.734601>
 32. Burachevskaya M., Minkina T., Mandzhieva S., Bauer T., Chaplygin V., Zamulina I., Sushkova S., Fedorenko A., Ghazaryan K., Movsesyan H., Makhinya D. Study of copper, lead, and zinc speciation in the Haplic Chernozem surrounding coal-fired power plant // Appl. Geochem. 2019. V. 104. P. 102–108.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.03.016>
 33. Chaplygin V., Mandzhieva S., Minkina T., Sushkova S., Kizilkaya R., Gülser C., Chernikova N. Sustainability of agricultural and wild cereals to aerotechnogenic exposure // Environ. Geochem. Health. 2021. V. 43(4). P. 1427–1439.
<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00411-6>
 34. Chaplygin V., Minkina T., Mandzhieva S., Burachevskaya M., Sushkova S., Poluektov E., Kumacheva V. The effect of technogenic emissions on the heavy metal's accumulation by herbaceous plants // Environ. Monit. Assess. 2018. V. 190(3). P. 1–18.
<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6489-6>
 35. Cristaldi A., Conti G.O., Jho E.H., Zuccarello P., Grasso A., Copat C., Ferrante M. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review // Environ. Technol. Innovation. 2017. V. 8. P. 309–326.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>
 36. Dumanoglu Y., Gaga E.O., Gungormus E., Sofuoglu S.C., Odabasi M. Spatial and seasonal variations, sources, air-soil exchange, and carcinogenic risk assessment for PAHs and PCBs in air and soil of Kutahya, Turkey, the province of thermal power plants // Sci. Total Environ. 2017. V. 580. P. 920–935.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.040>
 37. Eid E.M., Shaltout K.H. Monthly variations of trace elements accumulation and distribution in above- and below-ground biomass of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel in Lake Burullus (Egypt): a biomonitoring application // Ecol. Eng. 2014. V. 73. P. 17–25.
 38. Eid E.M., Shaltout K.H., Al-Sodany Y.M., Haroun S.A., Galal T.M., Ayed H., Khedher K.M., Jensen K. Common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) as a candidate for predicting heavy metal contamination in Lake Burullus, Egypt: a biomonitoring approach // Ecol. Eng. 2020. V. 148. P. 105787.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105787>
 39. Favas P.J.C., Pratas J., Prasad M.N.V. Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication // Sci. Total Environ. 2012. V. 433. P. 390–397.
 40. Ghazaryan K.A., Movsesyan H.S., Minkina T.M., Sushkova S.N., Rajput V.D. The identification of phytoextraction potential of *Melilotus officinalis* and *Amaranthus retroflexus* growing on copper- and molybdenum-polluted soils // Environ. Geochem. Health. 2019. V. 43. P. 1327–1335.
<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00338-y>
 41. Juárez-Santillán L.F., Lucho-Constantino C.A., Vázquez-Rodríguez G.A., Cerón-Ubilla N.M., Beltrán-Hernández R.I. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico // Bioresour. Technol. 2010. V. 101(15). P. 5836–5841.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.020>
 42. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton: CRC Press, 2010. 548 p.
<https://doi.org/10.1201/b10158>
 43. Khan M.J., Jones D.L. Effect of composts, lime and diammonium phosphate on the phytoavailability of heavy metals in a copper mine tailing soil // Pedosphere. 2009. V. 19(5). P. 631–641.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(09\)60158-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60158-2)

44. Linnik V.G., Minkina T.M., Bauer T.V., Saveliev A.A., Mandzhieva S.S. Geochemical assessment and spatial analysis of heavy metals pollution around coal-fired power station // *Environ. Geochem. Health*. 2019. V. 42(12). P. 4087–4100.
<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00361-z>
45. Minkina T.M., Motuzova G.V., Nazarenko O.G., Kryshchenko V.S., Mandzhieva S.S. Combined Approach for Fractioning Metal Compounds in Soils // *Eurasian Soil Sci.* 2008. V. 41 (11). P. 1171–1179.
46. Phillips D.P., Human L.R.D., Adams J.B. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination // *Mar. Pollut. Bull.* 2015. V. 92. 227–232.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.038>
47. Rajput V., Minkina T., Semenov I., Klink G., Tarigholizadeh S., Sushkova S. Phylogenetic analysis of hyperaccumulator plant species for heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons // *Environ. Geochem. Health*. 2021. V. 43(4). P. 1629–1654.
<https://doi.org/10.1007/s10653-020-00527-0>
48. Sazykin I.S., Minkina T.M., Grigoryeva T.V., Khmelevtsova L.E., Sushkova S.N., Laikov A.V., Sazykina M.A. PAHs distribution and cultivable PAHs degraders' biodiversity in soils and surface sediments of the impact zone of the Novocherkassk thermal electric power plant (Russia) // *Environ. Earth Sci.* 2019. V. 78(19). P. 1–13.
49. Shtangeeva I., Viksna A., Grebnevs V. Geochemical (soil) and phylogenetic (plant taxa) factors affecting accumulation of macro- and trace elements in three natural plant species // *Environ. Geochem. Health*. 2020. V. 42 (1). P. 209–219.
<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00337-z>
50. Su C. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques // *Environ. Skeptics and Critics*. 2014. V. 3(2). P. 24.
51. Sun L., Liao X., Yan X., Zhu G., Ma D. Evaluation of heavy metal and polycyclic aromatic hydrocarbons accumulation in plants from typical industrial sites: potential candidate in phytoremediation for co-contamination // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2014. V. 21(21). P. 12494–12504.
<https://doi.org/10.1007/s11356-737014-3171-6>
52. Tefera M., Gebreyohannes F., Saraswathi M. Heavy metal analysis in the soils of in and around Robe town, Bale zone, SouthEastern, Ethiopia // *Eurasian J. Soil Sci.* 2018. V. 7(3). P. 251–256.
<https://doi.org/10.18393/ejss.430116>
53. Verma C., Madan S., Hussain A. Heavy metal contamination of groundwater due to fly ash disposal of coal-fired thermal power plant, Parichha, Jhansi, India // *Cogent Eng.* 2016. V. 3(1). 1179243
54. Wang J., Bao H., Zhang H., Li J., Hong H., Wu, F. Effects of cuticular wax content and specific leaf area on accumulation and partition of PAHs in different tissues of wheat leaf // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020. V. 27(15). P. 18793.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-08409-9>
55. Yakovleva E.V., Gabov D.N., Beznosikov V.A., Kondratenok B.M. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils and plants of the tundra zone under the impact of coal-mining industry // *Eurasian Soil Sci.* 2016. V. 49(11). P. 1319–1328.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.006>
56. Zhao Z., Nan Z., Wang Z., Yang Y., Shimizu M. Interaction between Cd and Pb in the soil-plant system: a case study of an arid oasis soil-cole system // *J. Arid Land*. 2014. V. 6(1). P. 59–68.
<https://doi.org/10.1007/s40333-013-0194-7>

Features of the Accumulation and Distribution of Heavy Metals in Soils and Medicinal Plants of the Novocherkassk Power Station Impact Zone

V.A. Chaplygin^{1,*}, M.V. Burachevskaya¹, T.M. Minkina¹, S.S. Mandzhieva¹,
T.I. Siromlya², N.P. Chernikova¹, and T.S. Dudnikova¹

¹*Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344006 Russia*

²*Institute of Soil Science and Agrochemistry SB RAS, Novosibirsk, 630099 Russia*

*e-mail: chaplygin@sfedu.ru

One of the energy enterprises of the first hazard class, operating primarily on coal, the emissions of which have a negative impact on the environment of the Rostov region, is the Novocherkassk Power Station. The purpose of the study was to analyze the accumulation of Zn, Pb, Cu, Mn, Ni, Cr and Cd in soils and various types of medicinal plants in the impact zone of the Novocherkassk Power Station. The total content of Cr, Ni and Cd in soils was shown to be up to 1.4 times higher than the background and approximately permissible concentration. At the same time, it was established that the maximum permissible concentration of mobile forms of Cu in soils was exceeded by up to 4 times, Zn, Pb, Ni and

Cr – by up to 2 times. It was revealed that wormwood, common chicory and tansy accumulate heavy metals mainly in the aerial parts, and bristly yarrow – in the roots. It was revealed that the maximum permissible level of element content in yarrow was exceeded by up to 3.5 times for Pb, up to 5 times for Cd and up to 3 times for Ni, in wormwood for Pb up to 5.5 times and Ni up to 2 times, in chicory for Pb and Cd up to 2 and 6 times, in tansy for Pb and Cd up to 3 times. The highest content of mobile forms of heavy metals in the soil and their accumulation in plants is observed within 3 km in the northwest direction from the power station. Based on biogeochemical indicators, an assessment is made of the degree of technogenic load on soils and medicinal plants in the impact zone.

Keywords: chernozem, potentially toxic elements, pollution, medicinal plant materials, environmental monitoring, biogeochemical coefficients

Свидетельство о регистрации средства массовой информации
ПИ № ФС 77-71359 от 17 октября 2017 г., выдано Федеральной службой по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций (Роскомнадзор)

Подписано к печати	г.	Дата выхода в свет			г.	Формат 60 x 88 ¹ / ₈
Усл. печ. л.	Уч.-изд. л.	Тираж	экз.	Зак.	Цена свободная	

Учредитель: Российская академия наук

Издатель: Российская академия наук, 119991 Москва, Ленинский просп., 14
Исполнитель по контракту № 4У-ЕП-039-24: ФГБУ «Издательство «Наука»
121099, г. Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1.
Отпечатано в ФГБУ «Издательство «Наука»
121099, г. Москва, Шубинский пер., д. 6, стр. 1

Журналы РАН, выходящие в свет на русском языке

Автоматика и телемеханика
 Агрохимия
 Азия и Африка сегодня
 Акустический журнал
 Астрономический вестник. Исследования Солнечной системы
 Астрономический журнал
 Биологические мембраны
 Биология внутренних вод
 Биология моря
 Биоорганическая химия
 Биофизика
 Биохимия
 Ботанический журнал
 Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук
 Вестник древней истории
 Вестник Российской академии наук
 Вестник российской сельскохозяйственной науки
 Водные ресурсы
 Вопросы истории естествознания и техники
 Вопросы ихтиологии
 Вопросы языкознания
 Вулканология и сейсмология
 Высокомолекулярные соединения. Серия А
 Высокомолекулярные соединения. Серия Б
 Высокомолекулярные соединения. Серия С
 Генетика
 Геология рудных месторождений
 Геомагнетизм и аэрономия
 Геоморфология и палеогеография
 Геотектоника
 Геохимия
 Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология
 Государство и право
 Дефектоскопия
 Дифференциальные уравнения
 Доклады Российской академии наук. Математика, информатика, процессы управления
 Доклады Российской академии наук. Науки о жизни
 Доклады Российской академии наук. Науки о Земле
 Доклады Российской академии наук. Физика, технические науки
 Доклады Российской академии наук. Химия, науки о материалах
 Журнал аналитической химии
 Журнал высшей нервной деятельности им. И.П. Павлова
 Журнал вычислительной математики и математической физики
 Журнал неорганической химии
 Журнал общей биологии
 Журнал общей химии
 Журнал органической химии
 Журнал прикладной химии
 Журнал физической химии
 Журнал эволюционной биохимии и физиологии
 Журнал экспериментальной и теоретической физики
 Записки Российского минералогического общества
 Зоологический журнал
 Известия Российской академии наук. Механика жидкости и газа
 Известия Российской академии наук. Механика твердого тела
 Известия Российской академии наук. Серия биологическая
 Известия Российской академии наук. Серия географическая
 Известия Российской академии наук. Серия литературы и языка
 Известия Российской академии наук. Серия физическая
 Известия Российской академии наук. Теория и системы управления
 Известия Российской академии наук. Физика атмосферы и океана
 Известия Российской академии наук. Энергетика
 Известия Русского географического общества
 Исследование Земли из космоса
 Кинетика и катализ
 Коллоидный журнал
 Координационная химия
 Космические исследования
 Кристаллография
 Латинская Америка
 Лёд и Снег
 Лесоведение
 Литология и полезные ископаемые
 Мембраны и мембранные технологии
 Металлы
 Микология и фитопатология
 Микробиология
 Микроэлектроника
 Молекулярная биология
 Нейрохимия
 Неорганические материалы
 Нефтехимия
 Новая и новейшая история
 Общественные науки и современность
 Общество и экономика
 Океанология
 Онтогенез
 Палеонтологический журнал
 Паразитология
 Петрология
 Письма в Астрономический журнал
 Письма в Журнал экспериментальной и теоретической физики
 Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования
 Почвоведение
 Приборы и техника эксперимента
 Прикладная биохимия и микробиология
 Прикладная математика и механика
 Проблемы Дальнего Востока
 Проблемы машиностроения и надежности машин
 Проблемы передачи информации
 Программирование
 Психологический журнал
 Радиационная биология. Радиоэкология
 Радиотехника и электроника
 Радиохимия
 Расплавы
 Растительные ресурсы
 Российская археология
 Российская история
 Российская сельскохозяйственная наука
 Российский физиологический журнал им. И.М. Сеченова
 Русская литература
 Русская речь
 Сенсорные системы
 Славяноведение
 Современная Европа
 Социологические исследования
 Стратиграфия. Геологическая корреляция
 США & Канада: экономика, политика, культура
 Теоретические основы химической технологии
 Теплофизика высоких температур
 Успехи современной биологии
 Успехи физиологических наук
 Физика Земли
 Физика и химия стекла
 Физика металлов и металловедение
 Физика плазмы
 Физикохимия поверхности и защита материалов
 Физиология растений
 Физиология человека
 Химическая физика
 Химия высоких энергий
 Химия твердого топлива
 Цитология
 Человек
 Экология
 Экономика и математические методы
 Электрохимия
 Энтомологическое обозрение
 Этнографическое обозрение
 Ядерная физика